

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**FITOEEXTRACCION Y DISTRIBUCIÓN ELEMENTAL EN *Typha domingensis* EN
EL HUMEDAL NATURAL CIENEGA DE TAMASOPO**

PRESENTA:

M. en C. CYNTHIA WONG ARGUELLES

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. CANDY CARRANZA ÁLVAREZ

CODIRECTOR:

DR. ANGEL JOSABAD ALONSO CASTRO

ASESOR:

DR. CÉSAR ARTURO ILIZALITURRI HERNÁNDEZ

SAN LUIS POTOSÍ, S.L.P. JULIO DE 2020

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

El Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales de la Facultad de Estudios Profesionales de la Huasteca, Laboratorio de Ecotoxicología del Centro de investigación Aplicada en Ambiente y Salud (CIAAS) de la Facultad de Medicina y la Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACYT).

El Departamento de Farmacia División de Ciencias Naturales y Exactas de la Universidad de Guanajuato.

Y el Canadian Light Source de la Universidad de Saskatchewan, Canadá

CON FINANCIAMIENTO DE:

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Proyecto Infraestructura Científica con clave 269491 y del Fondo de Apoyo a la Investigación (FAI) de la UASLP a través del convenio C18-FAI-05-09.09

Apoyos del PMPCA para la asistencia a congresos.

Apoyos de la RedTULS (Red Temática Usuarios de Luz Sincrotrón) para asistencia a sus congresos.

Programa de Movilidad Nacional e Internacional de Estudiantes de Posgrado 2018 de la Secretaría de Investigación y Posgrado (SIP)-UASLP.

Beca LAAAMP Faculty-STudent (FAST) Team Program (Lightsources for Africa, the Americas, Asia and Middle East Project An IUPAP-IUCr project within the ICSU Grants Programme 2016-2019).

Beca de Movilidad 2019 al Extranjero (291276) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

AGRADEZCO A CONACYT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 171739

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

Agradecimientos a:

Responsables, personal y estudiantes de los laboratorios que permitieron hacer uso de la infraestructura, material y equipo para el desarrollo de este proyecto.

Dr. Daniel Hernández Cruz

Universidad Autónoma de Chiapas. Por su apoyo para la beca LAAAMP y asesoría en la estancia de investigación en el Canadian Light Source (CLS)

Dr. Renfei Feng

Senior VESPERS Beamline CLS. Por la oportunidad de la estancia de investigación y asesoría en el análisis de elementos mediante XRF.

Dra. María Luisa Carillo Inungaray y Q. Carlos Román Vega

Laboratorio de Investigación en Alimentos. Por su apoyo en los análisis microbiológicos en las muestras de agua.

Dra. Chitra Karunakaran, Jarvis Stobbs, Miranda Lavier

Equipo de Science Manager (Environmental & Earth Sciences) del CLS. Por su apoyo en la preparación de muestras, orientación y análisis en IDEAS beamline.

Dra. Rebeca Yasmin Pérez Rodríguez

Universidad de Guanajuato. Por su apoyo en la capacitación y uso de ICP-Masas

Dr. Rene Loredo Portales

Orientación en las becas LAAAMP y recomendaciones en uso de luz sincrotrón.

Dr. Juan Antonio Reyes Agüero

Instituto de Zonas Desérticas. Por su orientación en la colecta de plantas, préstamo de prensas y recomendaciones al proyecto.

Dr. Eleazar Carranza González

Curador del Herbario "Isidro Palacios" (SLPM). Por la identificación y registro de la planta *Typha domingensis*.

Dra. María Josefina Robles Águila y Dr. Javier Martínez Juárez

Instituto de Ciencias. Centro de Investigación en Dispositivos Semiconductores. BUAP. Por su apoyo en el uso de XRF y su amistad.

C. Fortunato y Virgilio Landa Verde Jiménez

Ejido Cabezas. Por su tiempo, esfuerzo, simpatía y arduo trabajo en apoyo a los muestreos.

Dedicado a:

Mi hija *Aiko Yukari Hernández Wong*

Agradecimientos personales:

A mi familia, porque sé que siempre están para mí en todo momento. Por aceptarme como soy y ser parte de mis aventuras, muestreos, días tristes y alegres. Por no dejarme sola.

A la Dra. Candy Carranza Álvarez por aceptarme como alumna de doctorado y ser mi directora de tesis, por compartir sus experiencias y entorno familiar. Darme la confianza de trabajar, tomar decisiones y ser independiente en mi proyecto.

Al Dr. Angel Josabad Alonso Castro por su entusiasmo y darme ánimos, su apoyo en la redacción de artículos y por ser siempre un buen compañero desde que lo conocí en la Facultad de Ciencias Químicas.

Al Dr. César Arturo Ilizaliturri Hernández por sus consejos y toma de decisiones como parte de mi Comité Tutelar y ayuda en el procesamiento de muestras.

A los amigos que hice en este proyecto de vida (Clau, Rodri, Q. Juan Ramón, los chicos del laboratorio (Moy, Alexis, Gil) que siempre estuvieron para ayudarme o acompañarme en las salidas de campo, análisis de muestras, tardes de comidas o acompañarme para que no me quedara sola a trabajar. Sin ustedes no hubiera podido lograrlo.

A las chicas de la Agenda Ambiental (Lore, Lau y Gaby) que siempre estuvieron dispuestas a ayudarme a la distancia resolviendo mis dudas y peticiones. A Maricela por su apoyo en cada uno de mis trámites y congresos.

A quienes estuvieron ahí para darme ánimos sin saber que me ayudaban; a los alumnos que les impartí clases a lo largo de estos 4 años y los que asesoré en proyectos; al personal de la UAMZH por abrigarme en su institución y hacerme parte de ella; al Instituto Tecnológico de Cd. Valles y al TecNM por darme la oportunidad de cumplir este sueño.

¡Gracias a cada uno de ustedes!

RESUMEN

Los humedales representan una característica hidrológica única del paisaje, además son una fuente de abastecimiento de agua. Por lo cual, su calidad está directamente relacionada con la vida y la economía de sus pobladores. Además, la presencia de especies vegetales en los humedales permite la fitoextracción de ciertos elementos tóxicos que se encuentran en exceso en la columna de agua o en los sedimentos, por lo que es importante determinar su concentración en las plantas más abundantes presentes en dichos sitios. En este proyecto se eligió como sitio de estudio el humedal natural “Cienega de Tamasopo” en donde existe el crecimiento abundante de *Typha* sp. Para ello, primero se identificó taxonómicamente esta especie encontrando se trata de la especie *Typha domingensis*. Por lo anterior, y con la finalidad de determinar la calidad de agua del humedal y el papel de las plantas en la fitoextracción de algunos elementos presentes, primero se realizaron análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el agua de los manantiales del humedal natural, los cuales son la principal fuente de agua disponible para uso humano entre la población alrededor de este humedal. En la actualidad, no se ha reportado mayor información sobre los parámetros fisicoquímicos y biológicos de estos manantiales, por lo que se analizaron algunos de ellos *in situ*, como: temperatura, pH, sólidos totales disueltos y turbidez, en las muestras de agua de los manantiales (antes y después de la temporada de lluvias). Estos parámetros se compararon con legislaciones nacionales (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua 1989, NOM-127-SSA-2000) e internacionales (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos y Organización Mundial de la Salud) y se determinó si la calidad de agua de los manantiales es adecuada para el consumo humano. Los resultados mostraron que la temperatura en estos cuerpos de agua, oscilaba entre 22 y 25 ° C y el pH entre 7.2 y 8.2. Los valores de dureza total del agua variaron de 229 a 1030.67 mg /L de CaCO₃, los sulfatos (SO₄²⁻) de 28.74 a 302.30 mg/L, y los nitratos (NO₃) de 0.21 a 1.01 mg/L. Debido a que la dureza total y la concentración de sulfatos excedieron los límites máximos permitidos estipulados en las regulaciones (antes de la temporada de lluvias), se sugiere llevar a cabo un monitoreo frecuente en estos manantiales, para poder garantizar su calidad y definir el tipo de uso. Por otra parte, para evaluar la fitoextracción de los elementos por parte de las plantas de *Typha domingensis* presentes en el interior del humedal, se recolectaron plantas adultas de esta especie vegetal en cinco sitios de muestreo. Las plantas se midieron, se seccionaron en raíz, tallo y hoja y se sometieron a un proceso de secado y pulverización para su posterior

digestión ácida. Del material vegetal pulverizado, se realizó una digestión ácida con HNO₃/HCL 7:1 v/v asistida por microondas. Una vez digerido el material vegetal y los sedimentos, se realizó un barrido de elementos por ICP-MS, los resultados muestran que *Typha domingensis* acumula Fe>Mn>Ni>Zn>As>Pb>Se>Cd en las raíces mientras que la concentración en los sedimentos es Fe>Mn>Zn>Ni>Pb>As>Se>Cd. Además, con la finalidad de realizar un mapeo de la distribución elemental en *T. dominguensis* recolectadas en campo para la identificación taxonómica en mayo del 2019, se tomó una sección de raíz, hojas y semillas de la inflorescencia (frescas) en un tubo Falcon de 50 mL, y éstas fueron transportadas con el permiso de importación P-2019-02648 de la Agencia de Inspección de Alimentos de Canadá al Canadian Light Source en Saskatoon, Saskatchewan, Canadá para el análisis por μ -XRF usando luz sincrotrón en la línea VESPERS el cual se usó para investigar la distribución de los macronutrientes (Ca, K, S y P) y los micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn y Cl) en raíz, hoja y semilla de *Typha domingensis* del humedal natural Ciénega de Tamasopo.

Palabras clave: humedal, parámetros, calidad del agua, μ -XRF, *Typha domingensis*.

ABSTRACT

Wetlands represent a unique hydrological feature of the landscape, as well as being a source of water supply. Therefore, its quality is directly related to the life and economy of the inhabitants of its surroundings. The purpose of this work was to evaluate the water quality of the springs of the natural wetland "Ciénega de Tamasopo", which are the main source of water available for human use among the population living near this wetland. The physicochemical and biological parameters of these springs have not been recently reported. Some *in situ* parameters (temperature, pH, total dissolved solids, and turbidity) were analyzed in the water samples from the springs before and after the rainy season. These parameters were compared with national (Ecological Criteria for Water Quality 1989, NOM-127-SSA-2000) and international (Agency for Environmental Protection and World Health Organization) legislations to assess whether the quality of the water in these springs is suitable for human consumption. The results showed that the temperature in the springs oscillates between 22 and 25 ° C and the pH varies between 7.2 and 8.2. The total water hardness values ranged from 229 to 1030.67 mg/L CaCO₃, from 28.74 to 302.30 mg/L sulfates (SO₄²⁻), and from 0.21 to 1.01 mg/L nitrates (NO₃). The total hardness and sulfate concentration exceeded the maximum permitted limits stipulated in the regulations (before the rainy season), it is suggested to carry out frequent monitoring in these springs, in order to guarantee their quality and define the type of use. On the other hand, to evaluate the phytoextraction of the elements by the *Typha domingensis* plants present inside the wetland, adult plants of this plant species were collected at five sampling sites. Plants were measured, sectioned into roots, stems and leaves and subjected to a drying and spraying process for subsequent acid digestion. From the pulverized plant material, an acid digestion was performed with microwave assisted HNO₃ / HCL 7: 1 v/v. Once the plant material and sediments had been digested, an element sweep was carried out by ICP-MS, the results show that *Typha domingensis* accumulates Fe > Mn > Ni > Zn > As > Pb > Se > Cd in the roots while the concentration in the sediments it is Fe > Mn > Zn > Ni > Pb > As > Se > Cd. In addition, the content of different chemical elements in the plants present inside the wetland was determined. Fresh root, leaf, and seeds of *Typha domingensis* were collected from the study site. These samples were analyzed with synchrotron light at the Canadian Light Source in Saskatoon, Saskatchewan, Canada. The analysis with μ -XRF using synchrotron light in the VESPERS line was used to investigate the distribution of macronutrients (Ca, K, S, and P) and micronutrients (Cu, Fe, Mn,

Zn, and Cl) in root, leaf, and seeds of *Typha domingensis* collected in the “Ciénega de Tamasopo” natural wetland. The results showed that these elements were absorbed and accumulated in the different tissues of the plant. This suggests that processes of absorption, distribution, and accumulation of these elements occurred in various plant tissues.

Keywords: wetland, parameters, water quality, μ -XRF, *Typha domingensis*.

Índice	Página
RESUMEN	i
ABSTRACT	iii
Índice de Figuras	vii
Índice de Tablas.....	ix
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 2. OBJETIVOS	3
2.1. Objetivo General	3
CAPÍTULO 3. MARCO TEÓRICO	4
3.1. Humedales	4
3.1.1. Clasificación y características de los humedales.....	5
3.1.2 Servicios ambientales e importancia de los humedales.....	7
3.1.3 Factores que afectan a los humedales.....	9
3.1.4 Humedales en México	10
3.2 Calidad de agua y humedales	14
3.3. Plantas acuáticas en humedales	15
3.3.1. Descripción general de <i>Typha</i> spp.....	17
3.4. Mecanismos de fitorremediación en los humedales.....	21
3.5 Técnicas de luz sincrotrón	24
3.5.1. Micro Fluorescencia de rayos X (μ -XRF) con luz sincrotrón y su aplicación en las plantas	26
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA.....	28
4.1 Sitio de estudio	28
4.1.1. Localización y descripción de sitios de muestreo.	31
4.2. Recolección del material vegetal.....	33

4.3. Digestión ácida de raíces de <i>Typha domingensis</i>	35
4.4. Muestreo de agua.....	36
4.4. Parámetros fisicoquímicos en el humedal y en los manantiales.....	36
4.5. Determinación de elementos traza en sedimentos.....	37
4.6 Calidad del agua de manantiales	37
4.6.1. Dureza.....	37
4.6.2. Sulfatos	38
4.6.3. Nitratos	38
4.6.4. Análisis Microbiológicos.....	39
4.7. Preparación de muestras para análisis por μ -XRF	39
4.8. Análisis por μ -Fluorescencia de rayos X	41
CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
5.1 Identificación de <i>Typha domingensis</i> del humedal natural Ciénega de Tamasopo..	43
5.2. Elementos traza en raíces de <i>Typha domingensis</i>	44
5.2. Parámetros fisicoquímicos del humedal y manantiales.....	49
5.2.1. Humedal	49
5.2.2 Manantiales.....	53
5.3 pH y concentraciones de elementos traza en los sedimentos	57
5.4 Calidad del agua de manantiales	61
5.5 Distribución de elementos en raíz, hoja y semillas de <i>Typha domingensis</i>	69
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES	81
CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA	83
ANEXO 1	98

Índice de Figuras

Página

Fig. 1.	Sitios Ramsar en México (CONANP, 2016).	11
Fig. 2.	Figura 2. Mapas de distribución y fotografías de las especies de <i>Typha</i> : a) <i>Typha latifolia</i> , b) <i>Typha angustifolia</i> , c) <i>Typha domingensis</i> , d) <i>Typha x glauca</i> . (Tomada de Bansal <i>et al.</i> , 2019).	18
Fig. 3.	<i>Typha domingensis</i> . A) Planta <i>in situ</i> (Propia), B) Hábito (IFAS, 1990).	19
Fig. 4.	Procesos de la fitorremediación. Tomado de Favas <i>et al.</i> , 2014.	22
Fig. 5.	Representación esquemática de la fitorremediación de metales del suelo. Tomado de Favas <i>et al.</i> , 2014.	23
Fig. 6.	Esquema del sincrotrón en el Canadian Light Source y representación de una línea de luz típica con su estación final.	25
Fig. 7.	Características de la energía de fluorescencia de rayos X de los elementos contra número atómico (Z). Tomado de Tolrà <i>et al.</i> , (2011).	27
Fig. 8.	Ubicación del humedal natural Cinénega de Tamasopo, S.L.P., México. Elaboración propia con base en: INEGI 2010. <i>Marco Geo estadístico</i> . Consultado el 01 enero 2018.	28
Fig. 9.	Localización de los manantiales aledaños al humedal natural Ciénega de Tamasopo, México. Elaboración propia con base en: INEGI 2010. <i>Marco Geo estadístico</i> . Consultado el 01 enero 2018.	32
Fig. 10.	Sitios de muestreo. 1) Sitio 1 (S1) del humedal natural Ciénega de Tamasopo. 2) Manantial “Ecuranas 1” (M1).	33
Fig. 11.	Muestreo de <i>Typha</i> sp. 1) Selección de plantas en los sitios de muestreo, 2) recolección de planta desde raíz, 3) secciones de <i>Typha</i> sp, 4) trituración y preservación de muestras.	34
Fig. 12.	Prensado de <i>Typha</i> sp: 1 y 2) acomodo de la planta en la prensa; 3) prensado; 4) prensa final.	34
Fig.13.	Ficha de recolecta botánica proporcionada por el Herbario Isidro Palacios (SLPM).	35

Fig.14.	Muestreo de agua. 1) Medición de parámetros <i>in situ</i> , 2) Toma de muestra de agua en manantial, 3) manejo de muestras.	36
Fig. 15	Preparación de muestras de sedimentos.	37
Fig. 16.	Preparación de raíces de <i>Typha domingensis</i> : 1) Baño de Nitrógeno líquido, a) muestras de raíz en viales con gel congelante, 2) utilización del Micrótopo criostato, 3) muestra de raíz de <i>Typha domingensis</i> (80 μm) en cinta Kapton™.	40
Fig. 17.	Preparación de hojas de <i>Typha domingensis</i> : 1) Sección de hoja, 2) placas de vidrio, 3) montaje de muestras de <i>Typha domingensis</i> en cinta Kapton™.	40
Fig. 18.	Componentes principales de la línea de luz sincrotrón VESPERS (Tomada de Feng <i>et al.</i> , 2007).	41
Fig. 19.	Colocación de la muestra en la línea VESPERS (XRF).	42
Fig. 20.	Características de <i>Typha domingensis</i> : 1) glándulas mucilaginosas de color oscuro; 2 y 3) inflorescencia de color oscuro claro y espigas masculinas.	43
Fig. 21.	Raíces de <i>T. domingensis</i> : 1) Imagen en microscopia óptica (650 μm), 2) Imagen de cámara frontal en línea VESPERS (100 μm). Ep=epidermis, En= endodermis y Me= médula.	70
Fig. 22.	Mapas de distribución de elementos en raíz de <i>Typha domingensis</i> del humedal natural Ciénega de Tamasopo (Dimensión 1mm ²).	72
Fig. 23.	Mapas de distribución de elementos en hoja de <i>Typha domingensis</i> del humedal natural Ciénega de Tamasopo.	77
Fig. 24.	Mapas de distribución de elementos en semilla de <i>Typha domingensis</i> del humedal natural Ciénega de Tamasopo.	79

Índice de Tablas

Página

Tabla 1	Concentración de elementos traza (mg/kg) en raíz de <i>Typha domingensis</i> en los sitios de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos temporadas de muestreo.	46
Tabla 2	Parámetros fisicoquímicos de los puntos de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo, S.L.P., en las dos temporadas de muestreo (enero y julio de 2017).	50
Tabla 3	Parámetros fisicoquímicos de los manantiales alrededor de la Ciénega de Tamasopo.	56
Tabla 4	Concentración de elementos traza (mg/kg) en sedimentos de los sitios de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos temporadas de muestreo	58
Tabla 5	Determinación de dureza total, de calcio (CaCO_3), Sulfatos (SO_4^{-2}) y Nitratos (NO_3^-) de los manantiales alrededor del humedal Ciénega de Cabezas (Primer y segundo muestre	65
Tabla 6	Análisis microbiológico de los manantiales alrededor del humedal Ciénega de Cabezas (Segundo muestreo).	68

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Los humedales representan una característica hidrológica única del paisaje, generalmente se forman en áreas planas, depresiones o pendientes poco profundas en una cuenca con agua que se encuentra cerca de la superficie terrestre (Keddy, 2010; Zedler y Kercher, 2005).

Además, comparten muchas características de los ambientes acuáticos y terrestres debido a su papel especial de transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres (Keddy, 2010). Como resultado, los ambientes de humedales crean condiciones hidrológicas y biogeoquímicas únicas que los distinguen de los entornos acuáticos y terrestres (Keddy, 2010). Los humedales apoyan una variedad de funciones del ecosistema, incluyendo el almacenamiento de agua de inundación, reducen la entrega de sedimentos y nutrientes a los ríos, apoyan el ciclo biogeoquímico y proporcionan hábitat para diversas plantas y animales (Smith *et al.*, 1995). Por ejemplo, los humedales sirven como moderadores del flujo de agua del paisaje mediante el almacenamiento del agua de inundación y la reducción de las velocidades de flujo (Dodds *et al.*, 2008; Hefting *et al.*, 2013; Ullah *et al.*, 2005).

Por otra parte, los humedales debido a sus pocas profundidades y bajas pendientes son capaces de atrapar sedimentos y nutrientes que provienen desde las zonas altas circundantes. Muchos estudios han demostrado que los humedales mejoran la calidad del agua al acumular nutrientes, atrapar sedimentos y transformar una variedad de productos químicos (Faulkner y Richardson, 1989; Johnston, 1991; Jordan *et al.*, 2003; Kuenzler, 1989; Mitsch y Ewel, 1979). Sin embargo, también es importante conocer la calidad del agua que los abastecen, dado que actualmente algunas cuencas están experimentando una disminución en la calidad de su agua debido a los bajos niveles de sedimentación, presencia de sales, nutrientes en concentraciones fuera de los rangos permisibles, etc. (Kulinkina *et al.*, 2016; Lintern *et al.*, 2018).

En algunas zonas rurales, los humedales representan una fuente de abastecimiento de agua, y la calidad de ésta está directamente relacionada con la vida y economía de sus pobladores (Musalem *et al.*, 2014). Además, el agua de manantiales y los flujos superficiales son la principal fuente para uso doméstico en pequeñas comunidades (Ansari *et al.*, 1999).

Dada la importancia de estos cuerpos de agua, el presente estudio se enfocó en la determinación de algunos parámetros de gran importancia para la calidad de agua en el humedal Ciénega de Tamasopo, perteneciente al estado de San Luis Potosí. Este humedal se encuentra en la Región Hidrológica del Pánuco (RH-26) en la subregión de Bajo Pánuco (Carbajal *et al.*, 2015), la cual forma parte de la Microcuenca No. 40 (denominada también como “Ciénega de Tamasopo”), y tiene una superficie de 26,452.96 ha. Es uno de los últimos humedales lénticos de clima neotropical, del estado de San Luis Potosí, por lo que es prioritaria su protección y conservación. Las entradas de agua de este humedal provienen del agua de lluvia y de los doce manantiales caracterizados en la parte superior de la cuenca (Pérez-Castillo *et al.*, 2017). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue determinar la calidad de agua de los manantiales que abastecen de agua al humedal Ciénega de Tamasopo, cuantificar la concentración de elementos en los sedimentos y determinar la distribución elemental en plantas de *Typha domingensis* presentes en el interior del humedal.

Las plantas presentes en los humedales determinan significativamente la aptitud del humedal, por lo que es importante identificar las especies que se encuentran en él y determinar la distribución y cuantificación de elementos. En las plantas superiores está bien establecido que existen 17 elementos minerales esenciales. Los elementos esenciales se dividen en dos categorías: 1) macronutrientes, y 2) micronutrientes, elementos traza u oligoelementos. De algunos de ellos se conoce su función específica y se han estudiado para conocer sobre todo su absorción y acumulación en algunos casos.

Los análisis elementales cuantitativos se han centrado hasta hace poco en los tejidos de plantas enteras y de raíces, brotes, tallos y hojas pero los desarrollos tecnológicos en muchas áreas pueden proporcionar una mayor resolución espacial de la distribución en ellos. El análisis μ -XRF basado en sincrotrón ayuda a conocer la distribución elemental en tejidos, células y orgánulos de plantas para un mejor entendimiento de los mecanismos de absorción, acumulación y secuestro de estos (Blamey *et al.*, 2018). Las plantas son modelos atractivos para estudiar la homeostasis de los metales y metaloides y explorar la distribución espacial y la química de coordinación de los metales y metaloides en sus tejidos y para comprender su ecofisiología (van der Ent *et al.*, 2018).

CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Determinar la concentración y distribución elemental en plantas de *Typha domingensis* desarrolladas en el humedal natural Ciénega de Tamasopo, y la calidad de los manantiales que alimentan la columna de agua de este humedal.

2.2. Objetivos específicos

- Identificar taxonómicamente la especie de *Typha* sp. presente en el interior del humedal natural Ciénega de Tamasopo.
- Determinar el pH, temperatura, conductividad eléctrica, salinidad (parámetros fisicoquímicos) de la columna de agua del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos periodos de muestreo (antes y después de la temporada de lluvias).
- Cuantificar la concentración de elementos traza en los sedimentos de diferentes puntos de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo.
- Cuantificar la concentración de elementos traza en las raíces de *Typha domingensis* colectadas en el interior del humedal Ciénega de Tamasopo.
- Determinar la calidad de agua de los manantiales que alimentan al humedal Ciénega de Tamasopo.
- Analizar la distribución de elementos en *Typha domingensis* mediante μ -XRF (Micro-Fluorescencia de rayos X).

CAPÍTULO 3. MARCO TEÓRICO

3.1. Humedales

El término humedal (wetland) fue empleado originalmente por la agencia norteamericana US Fish and Wildlife Service a raíz de una propuesta para inventariar los ambientes donde se ubican poblaciones de aves acuáticas. Se aplicó inicialmente a mediados de la década de 1950-1960 y actualmente el término es de amplia aceptación a nivel mundial (Berlanga y Ruiz, 2004).

La definición más amplia y conocida se encuentra en la Convención de Ramsar de 1971; tratado internacional firmado en Ramsar, Irán que establece un marco nacional e internacional para la conservación y uso de los humedales y sus recursos. El cual hace referencia a la definición de los humedales (Art 1 y Art 2) como: “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” y que “podrán comprender sus zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad superior a los seis metros en marea baja, cuando se encuentren dentro del humedal” (Ramsar,1971).

El Servicio de Pesca y Vida Salvaje de Estados Unidos (FWS) tiene una definición más amplia: “Los humedales son áreas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, en donde el nivel freático usualmente está a nivel de superficie o cerca de ésta, o la superficie está cubierta por aguas someras”. Para propósitos de esta clasificación se considera un humedal si cumple con uno o más de los siguientes atributos: (1) al menos periódicamente, el suelo albergue plantas hidrófitas; (2) el sustrato que predomine sean suelos hídricos sin drenar; (3) presencia de sedimento cubierto con agua somera o saturado en la estación de crecimiento vegetal (Cowardin *et al.*, 1979; Zedler and Kercher, 2005).

En Canadá, un humedal se define como: “tierra saturada con agua por tiempo suficiente para inducir humedales o procesos acuáticos expresados como suelos pobremente drenados, vegetación hidrófila y diversos tipos de actividad biológica adaptados a ambientes húmedos” (National Wetlands Working Group, 1997).

Para México, la Ley de Aguas Nacionales de 2020 define a los humedales (artículo 3, Fracción XXX) como: “las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos”.

El Ministerio de Medio Ambiente, Bosques y Cambio Climático de la India (MoEFCC) en la notificación del 26 de septiembre de 2017 ha descrito a los humedales como cuerpos vitales en los ecosistemas quienes son el mayor apoyo de la biodiversidad y ayudan al ciclo hidrológico (Suhani *et al.*, 2020).

3.1.1. Clasificación y características de los humedales

El término humedales (wetlands) refiere a una amplia gama de hábitats interiores, costeros y marinos que comparten ciertas características (Dugan, 1992). Existe un consenso general que reconoce que dos de las principales características de los humedales son la presencia de agua, por lo menos durante una época del año y que de ello se deriva la presencia de numerosas y diversas aves acuáticas (Berlanga y Ruiz, 2004).

La clasificación de humedales y hábitats de aguas profundas de los Estados Unidos (Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States) diseñada por Cowardin, Carter *et al.*, 1979 ha sido usado de manera exitosa por más de 20 años y es la base del Inventario Nacional de Humedales de los Estados Unidos (United States National Wetland Inventory), el cual es conocido como sistema de Cowardin y considerado como el más versátil e incluyente. La estructura es jerárquica progresiva y contiene: 1) sistemas y subsistemas, como categoría en el nivel más alto y 2) clase, subclase y tipos dominantes en el nivel inferior. El sistema abarca factores hidrológicos, geomorfológicos, químicos y biológicos; mientras que la clase determina formas dominantes de vida de la vegetación o la fisiografía y composición del substrato (Berlanga y Ruiz, 2004). Reconoce 5 principales tipos de humedales, clasificándolos por sistemas ecológicos: 1) marino (submareal e intermareal: humedales costeros, salitrales, marismas, manglares y arrecifes de coral); 2) estuarino (estuarios, pantanos salobres, lagunas); 3) ribereño (cuencas, ríos y arroyos);

4) lacustre (asociados con lagos); y 5) palustre (manantiales, pantanos y ciénegas) (Cowardin *et al.*, 1979; Dugan, 1992).

La clasificación de humedales de la conferencia de las partes contratantes de la Convención de Ramsar consiste en una adaptación libre de la clasificación de Cowardin *et al.*, (1979), a partir de tres grupos amplios de humedales: marinos-costeros, continentales y artificiales, originalmente se identificaban 35 tipos de humedales con base a la permanencia y propiedades del agua, el tipo de suelos, el sustrato y la vegetación. La clasificación de Ramsar fue desarrollada como una herramienta para describir los sitios Ramsar, pero sus características facilitan la rápida identificación de los humedales más significativos y representativos de los sitios que se proponen e incluyen en la Lista de Humedales de Importancia Internacional Ramsar. Actualmente cuenta con 42 subsistemas de humedales (Ramsar, 2013).

Además, algunos países usan la clasificación de Ramsar, o alguna modificación de esta. Canadá en su Sistema de Clasificación de Humedales existen tres niveles jerárquicos: 1) clase, 2) forma y 3) tipo. Se reconocen cinco clases sobre la base genética del origen de los ecosistemas de humedales. La forma se diferencia en función de la morfología de la superficie, el patrón de la superficie, el tipo de agua y la morfología del suelo mineral. Mientras que el tipo se clasifica de acuerdo con la fisonomía de la vegetación. Los humedales se pueden subdividir en dos grandes categorías: humedales orgánicos y humedales minerales (National Wetlands Working Group, 1997).

En México, se propone un sistema que combina varios criterios de clasificación: los ámbitos, sistemas y subsistemas son de la Convención de Ramsar; las clases provienen de Cowardin, el sistema acuático subterráneo de Abarca y Cervantes, los humedales artificiales de la Convención de Ramsar y los descriptores de Semeniuk y Semeniuk (SEMARNAT, 2008). De acuerdo con el INECOL (2020) los humedales se han clasificado principalmente en tres ámbitos:

- Marinos y estuarinos: incluye aquellos humedales ubicados sobre la zona costera cuya entrada de agua es principalmente salada o salobre (mezcla de agua dulce y salada), debido a entradas ocasionales de agua dulce.
- Lacustres: incluye aquellos humedales situados en zonas represadas como los lagos, y a aquellos humedales que se originan a orillas de éstos.

- Palustres; dentro de esta clasificación se incluyen los humedales cuya entrada de agua es únicamente dulce, es decir, aquellos humedales que se ubican en las zonas de borde de ríos, lagunas de agua dulce o planicies inundables.

Los estudios e investigaciones desarrolladas en México para comprender la estructura y función de estos ecosistemas han seguido varias líneas prioritarias entre las que destaca la dinámica hidrológica, cambio climático, calidad del agua, composición de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Rendón-López, 2015).

3.1.2 Servicios ambientales e importancia de los humedales

Los humedales se consideran el corazón de la naturaleza y la hidrología en ellos como pulmones para diversos servicios del ecosistema (Cowardin *et al.*, 1979). Proveen un amplio espectro de servicios y recursos a la comunidad, tales como mitigación de inundaciones, almacenamiento y purificación de agua, paisajes, regulación de microclimas y actividades culturales y sociales para perspectivas recreativas y apoyo al patrimonio cultural (Clarkson *et al.*, 2013).

La función principal del humedal, además de ser un gran ecosistema y un importante hábitat para muchos seres vivos, es que actúan como filtros naturales de agua, esto se debe a que sus plantas hidrófitas, almacenan y liberan agua, y de esta forma hacen un proceso de filtración. Además, la importancia de los humedales radica tanto en sus características biológicas (vegetación y fauna especializada), como en las funciones que desempeñan en el ciclo del agua, la materia orgánica y las redes tróficas; la deposición de nutrientes, contaminantes y estabilización de sedimentos, la transformación química, la adsorción y el intercambio iónico en las superficies de plantas y ayudan a eliminar toxinas, degradación y transformación de contaminantes por microorganismos y plantas y el exceso de nutrientes del agua (Banco Mundial, 1986; Curt, 2009; Tejeda-González, 2010).

Los humedales son importantes para el abastecimiento de agua, para mejorar la calidad del agua, la recarga de los mantos freáticos y sistemas superficiales; facilitando el flujo de agua entre estos, y contribuyen a disminuir el impacto de inundaciones y la estabilización de la línea de costa (Mitra *et al.*, 2003; Berlanga y Ruiz, 2004; CONANP, 2020; Ramsar, 2020). Los humedales mantienen los niveles de agua subterránea durante los períodos de baja precipitación y las riberas

y las costas están bien estabilizadas por los humedales de esa zona. Desempeñan un papel vigoroso en el control de la erosión costera y amortiguan el efecto de los desastres naturales al absorber las fuerzas de las mareas. Además, participan activamente en el control de la calidad del agua removiendo contaminantes y nutrientes, ya que actúan como trampas de sedimentación y como detoxificantes químicos y también controlan la frecuencia de la escorrentía en las zonas urbanas (EPA, 2002; Berlanga y Ruíz 2004; Suhani *et al.*, 2020).

Al mismo tiempo, ejercen un impacto importante sobre el clima a nivel local y global; en función de la tasa de evapotranspiración, el escurrimiento de agua y regulación de la erosión, purificación de agua, y la polinización (Richardson y McCarthy, 1994; CONANP, 2020). Finalmente, cada humedal es único en sus condiciones climáticas y topográficas, en su aporte de nutrientes y tienen condiciones ambientales específicas y su propia estructura que convierten a estos ambientes en áreas de soporte para gran diversidad de vida silvestre. Los humedales albergan un gran número de especies amenazadas, comunidades vulnerables y en peligro de extinción; son asimismo importantes lugares de almacenamiento genético vegetal (Berlanga y Ruíz, 2004; CONANP, 2020; Suhani *et al.*, 2020).

Los humedales tienen una importancia socioeconómica significativa como los recursos de vida silvestre, el turismo, los recursos energéticos y el suministro de agua. Los servicios y productos respaldados por humedales son notables. Existe un amplio espectro de servicios y recursos que los humedales proporcionan a los humanos a través de actividades como la producción de caña, la pesca y el turismo (Suhani *et al.*, 2020). Son los paisajes que añaden belleza en la naturaleza, proporcionan observación de aves, actividades recreativas de pesca, paseos en bote, etc. También, desempeñan un papel fundamental en el turismo para la recreación de la sociedad, el hábitat y el apoyo al patrimonio cultural por ser fuentes de diversidad cultural y económica además de biológica (Mitra *et al.*, 2003; Clarkson *et al.*, 2013). Desde la perspectiva de la educación, los humedales son un recurso ambiental interesante de secuestro de carbono, manejo de desastres, eliminación de nutrientes, mantenimiento de la biodiversidad y retención tóxica (Zedler y Kercher, 2005).

3.1.3 Factores que afectan a los humedales

Los humedales se consideran uno de los ecosistemas más fértiles y a pesar de la importancia económica, ecológica y cultural que representan, estos siguen siendo deteriorados, vulnerables y afectados por los procesos de cambio provocados por el cambio climático global (como el aumento global del nivel del mar, las sequías y las inundaciones) y por la presión inducida por el hombre al permitir el cambio en el uso del suelo, principalmente a través de la intensificación de la agricultura y el crecimiento exponencial de la población (Zedler, 2003; CONANP, 2020). La degradación de los humedales es continua y directa o indirectamente es el resultado de la alteración de la química del suelo, el estado de los nutrientes del suelo y el ensamblaje microbiano (Gupta *et al.*, 2020). Las principales fuentes externas que afectan a los sistemas acuáticos como los humedales son las escorrentías, los desechos domésticos, la lixiviación de los suelos, las precipitaciones pluviales, los efluentes industriales y urbanos (Perrone *et al.*, 2008).

La presión antropogénica (es decir, el cambio en el uso de la tierra, el uso inapropiado de los recursos hídricos, los proyectos de desarrollo florecientes) es la razón bien conocida de la disminución de los recursos de los humedales (Ducks Unlimited Canadá, 2010). La conversión del uso de la tierra de humedales a desarrollo agrícola, industrial y varios urbanos produce pérdidas sustanciales en forma de perturbaciones hidrológicas, contaminación y los efectos derivados de estas actividades (Suhani *et al.*, 2020). Los factores que propician esta condición están relacionados con la intensificación de la agricultura y el uso de fertilizantes; como el riego mediante la construcción de presas, el desvío de arroyos y ríos, el transporte de agua a regiones áridas, los cambios en los patrones de drenaje y la construcción de canales han llevado a una degradación significativa de los humedales en las regiones asociadas. El uso de los cauces como sistemas de descarga de aguas residuales y la demanda de suministro de agua urbana ha llevado a la extracción excesiva de agua subterránea, lo que provoca la salinización y la reducción de la capa freática de la región (Prasad *et al.* 2002; Zedler y Kercher, 2005; Russi *et al.*, 2012; Suhani *et al.*, 2020).

Hay considerables pérdidas ecológicas, biológicas y económicas debido a desarrollos no planificados. Las diferentes actividades antropogénicas como la agricultura, la construcción de carreteras, las industrias, los desarrollos residenciales, la extracción de recursos y la eliminación de desechos son una causa principal de pérdidas a largo plazo y alteraciones ecológicas en los ecosistemas de humedales (Prasad *et al.*, 2002). La causa directa de la pérdida de humedales

incluye la salinización, el enriquecimiento de nutrientes, la contaminación de pesticidas y metales pesados y la invasión de flora nativa y flora exótica. Las alteraciones ambientales y antropogénicas causan desastres por inundaciones, sequías, terremotos, calentamiento global y altas temperaturas que conducen a la degradación severa de estos ecosistemas (Gupta *et al.*, 2020).

Por lo tanto, el efecto que resulta de estas alteraciones se manifiesta en el desarrollo de plantas invasivas que ganan terreno y desplazan a las especies nativas, el incremento de los flujos de nutrientes y de contaminantes hacia los sedimentos, la alteración de la calidad de los cuerpos de agua receptores, y repercuten en la pérdida de los servicios que estos ecosistemas proveen (Zedler y Kercher, 2005; Carpenter y Lathrop, 2008). Todo ello, aunado a que los humedales representan importantes reservorios de carbón, un mal manejo de estos ambientes puede repercutir en la elevación de emisiones de gases tipo invernadero, particularmente bióxido de carbono y metano y que además se presenta una acelerada tasa de desaparición de estos sistemas a nivel mundial (CONANP, 2020).

3.1.4 Humedales en México

En 1986, México se sumó a la Convención de Ramsar, cuando registró el humedal Reserva de la Biosfera Ría Lagartos a la Lista de Humedales de Importancia Internacional. Rompió un récord internacional en 2004 al inscribir 34 nuevos sitios, con lo que se posicionó como el tercer país con más humedales de importancia internacional registrados en la Lista de Ramsar (112) de más de 1,400 inscritos (SEMARNAT, 2008). Actualmente, en México se encuentran registrados en el Inventario Nacional de Humedales (INH) 6331 humedales, de los cuales, por su importancia y sus características, 142 están considerados como sitios RAMSAR (Figura 1), (CONANP, 2020).

Conforme al Inventario Nacional de Humedales del 2012 (escala 1:250,000) México tiene 6 mil 331 complejos de humedales y humedales en más de 9 millones 924 mil 624 ha, lo que representa aproximadamente 5 por ciento del territorio nacional. De este total, 38% son palustres, 31 % fluviales, 15% estuarinos, 8% lacustres y 8% creados. Veracruz es el estado con mayor número de humedales (664), seguido por Chiapas (476), Tabasco (387), Oaxaca (381), Chihuahua (375), Sonora (332), Sinaloa (310) y Jalisco (303).



Figura 1. Sitios Ramsar en México (CONANP, 2016).

La degradación y deterioro de estos ecosistemas en México, al igual que el resto del mundo, ha sido provocada por la reducción de la cobertura vegetal y deforestación dando lugar a la pérdida de hábitats, del suelo y a la reducción de la biodiversidad. Aunado a esto, el 89% del agua utilizada proviene de los acuíferos, por lo que existe una sobre explotación para las actividades agropecuarias y el abastecimiento público, que afecta el régimen hídrico de los humedales lo que provoca su desecación temporal o su pérdida (Rendón-López, 2015).

A pesar de la importancia que representan estos ecosistemas, México no cuenta con una legislación que sea específica para los humedales, sin embargo, existen numerosas leyes, reglamentos y normas que tienen en alguna medida, incidencia en la protección, conservación y uso sustentable de los humedales en México. Los humedales que han sido inscritos en la Lista de Importancia Internacional de Ramsar y que además son Área Natural Protegida Federal son manejados bajo el decreto de esta última, éste es considerado como el instrumento político con mayor definición jurídica para la conservación, regulando sus actividades bajo el marco normativo

de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, estando sujetos a regímenes especiales de protección, conservación, restauración y desarrollo, según las categorías del Área Natural Protegida establecidas en la Ley (CONANP, 2020).

Los estudios e investigaciones desarrolladas para comprender la función y estructura de estos ecosistemas se han enfocado en varias líneas prioritarias entre las que destacan: calidad de agua, dinámica hidrológica, biodiversidad, cambio climático y servicios ecosistémicos. Algunos otros se dedican a la evaluación en humedales naturales, pero sobre todo artificiales, en estudiar los mecanismos para remover nutrientes (nitratos y sólidos), mejorar la calidad del agua utilizando hidrófitas y determinar las condiciones anaeróbicas que se generan en la interfase agua-sedimento (Rendón-López, 2015).

3.1.4.1 Humedales en San Luis Potosí

El estado de San Luis Potosí cuenta con 2 humedales reconocidos como sitios RAMSAR:

- Arroyos y manantiales de Tanchachín: se localiza en la Región Huasteca al sureste de la Sierra Madre Oriental, en el Municipio de Aquismón. El tipo de vegetación predominante es el cañaveral, pastizal, acahual y grandes extensiones de palma real. Se observan porciones pequeñas de selva baja y bosque de galería a las orillas de los ríos. En la zona montañosa circundante está compuesta por selva mediana. En cuanto a la fauna se reportaron 8 especies de anfibios, 22 especies de reptiles, 111 de aves y 25 especies de mamíferos a su vez también cuenta con especies en alguna categoría de riesgo y endémicas (Ramsar, 2008).
- Ciénega de Tamasopo: El humedal Ciénega de Tamasopo forma parte de la Microcuenca No. 40 (denominada también como “Ciénega de Tamasopo”), la cual tiene una superficie de 26,452.96 ha. Es uno de los últimos humedales lénticos de clima neotropical, del estado en el municipio de Tamasopo, lo que le permite albergar especies de flora y fauna de importancia ecológica, dentro de los que destaca el tule (*Typha* sp.), nenúfares, tortuga de agua dulce (*Kinosternon integrum*), serpientes, aves migratorias y el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), por

lo que es prioritaria su protección y conservación. Representa prácticamente el último humedal de gran tamaño que aún se preserva en la región de la Sierra Madre Oriental y en la región de la Huasteca Potosina. El colector principal de la ciénega es el arroyo El Trigo o Cabezas. La importancia del valor del humedal para el Estado reside en la diversidad biológica que sustenta (Ramsar, 2008).

Este último se ha visto afectado en las últimas décadas, principalmente por el crecimiento de la población que ha usado el agua para uso agropecuario, ocasionando con ello la desecación del humedal dejando al descubierto suelo que ha sido ocupado para siembra de cultivos de caña, pasto, maíz, entre otros. Actualmente sólo quedan 1,207.42 ha cubiertas por agua del humedal, gran parte del desecamiento se debe a la sobreexplotación de los recursos edáficos e hídricos, sin que a la fecha se hayan realizado estudios que eviten su avanzado deterioro, aunado a la falta de regulación oficial (Tapia-Goné *et al.*, 2010).

Los estudios reportados para el humedal natural Ciénega de Tamasopo se han enfocado en fauna, uso de suelo, calidad de agua y sedimentos como lo demuestran Sahagún *et al.* (2013), quienes realizaron un estudio sobre el registro de inventario de la avifauna para obtener patrones de distribución geográfica potencial, encontrando que el humedal Ciénega de Tamasopo representa un área para albergar hasta 100 especies en las zonas de cobertura agrícola de riego, bosques de galería y la porción de selvas caducifolias. Tapia-Goné *et al.*, (2000) reportaron el uso potencial del suelo del humedal de Ciénega de Tamasopo, dentro del cual destaca el uso agrícola-ganadero (64.12%) y relictos de bosques y selva (35.88%) que le confieren al humedal propiedades como zona potencial de conservación. Mientras que Aguilar-Rivera *et al.* (2011) indicaron que en la zona el principal cultivo es la caña de azúcar.

Respecto a estudios sobre fauna y vegetación, Escobedo-Galván *et al.*, (2011) reportan que la especie presente en el humedal Ciénega de Tamasopo es *Crocodylus moreletii* y sugiere que la asociación de *C. moreletii* cerca del nido con vegetación flotante (*Typha sp.*) en la Ciénega de Cabezas está relacionado con la disponibilidad de esta vegetación en el humedal, y la falta de sustratos sólidos para la construcción de nidos. Castillo-Ipiña (2019) y Rivas-Eguía (2020) evaluaron el daño al ADN en *C. moreletii*, reportando que es un buen organismo bioindicador para evaluar la salud de los ecosistemas además que además este estudio en conjunto con otros

realizados en el sitio de estudio podrían ser la base para la creación de una UMA en la Ciénega de Tamasopo para el cuidado, conservación y aprovechamiento de esta especie, ya que al ser un humedal intercontinental mantiene a los organismos aislados del contacto con otras especies por lo que podría decirse que los cocodrilos de este humedal tienen una pureza en cuanto al ADN.

Sanjuan-Meza (2019) reporta concentraciones de metabolitos del DDT, atrazina y bifenilos policlorados en la Ciénega de Tamasopo, lo cual representa un alto riesgo a la población silvestre de cocodrilo de pantano presente pues existe perturbación endócrina estrogénica, y, por lo tanto, es probable que se presente la disminución de la población en el ecosistema en un futuro. Los organismos de la Ciénega de Tamasopo se encuentran en constante estrés que puede ser generado por diversos factores; dentro de los cuales la exposición a los contaminantes orgánicos persistentes cuantificados los cuales aportan una evidencia de que los organismos están expuestos a sustancias xenobióticas contaminantes que pueden estar generando efectos subletales en su organismo.

Un estudio más completo fue realizado por Pérez-Castillo (2017) en donde se llevó a cabo el análisis de sedimento, agua intersticial del humedal y calidad de agua en los manantiales alrededor de él. Se reportó que las condiciones entre el agua y el sedimento crean condiciones redox dinámicas que regulan la movilidad y el reciclamiento de nutrientes. También se reportó que en el sedimento, las concentraciones de C_{org} y N, la relación C:N y la composición isotópica sugieren que el enriquecimiento del sedimento superficial podría de ser origen autóctono (plantas). Además que existe una concentración de fuentes externas (lixiviados de agricultura y aguas residuales) y una alta productividad (abundante vegetación) y signos de eutrofización. En estudios recientes se han usado biomarcadores tales como el caracol de agua dulce *Pachychilus sp.* Pérez-Segura (2019) reportó un impacto en la actividad de AChE (acetilcolinesterasa) de *Pachychilus sp* posiblemente debido al uso de plaguicidas organofosforados mientras que Téllez-García (2019) mostró que el incremento de metalotioneínas en el tejido del caracol podría asociarse a la presencia de metales pesados derivados de la actividad agrícola, así como otras fuentes no identificadas o de origen natural.

3.2 Calidad de agua y humedales

Los humedales tienen la capacidad de remover nutrientes y con ello mejorar la calidad del agua y prevenir la eutrofización (Dugan, 1992), son ‘depuradores’ naturales que contribuyen al

mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales (Curt, 2009). Mejoran la calidad del agua al almacenar y transformar diversos contaminantes, sedimentos, nutrientes, patógenos y pesticidas a través de la biofiltración. Muchas plantas que crecen en humedales actúan como filtros al hacer el papel de limpieza del medio ambiente aguas abajo (Suhani *et al.*, 2020). Por lo tanto, los humedales se consideran los riñones de este ecosistema (Mitsch y Gosselink, 1986).

Los humedales son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, cuyos límites lo constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional. En estos sitios, el agua es el principal factor que controla el ambiente, así como la vegetación y fauna asociada. Los humedales son sistemas complejos formados por agua, sustratos, plantas (vasculares y algas), restos de material vegetal que cae sobre el sistema, invertebrados y una gran diversidad de microorganismos (principalmente bacterias). Por lo tanto, los mecanismos involucrados en el mejoramiento de la calidad del agua son numerosos y a menudo se encuentran interrelacionados (EPA, 2000).

Dentro de las cuencas agrícolas, los humedales se encuentran en la interfase entre las tierras agrícolas y los sistemas acuáticos. Por lo tanto, los procesos que ocurren dentro del humedal afectan la calidad del agua corrientes abajo ya que los nutrientes como el fósforo (P) y hierro (Fe) son típicamente transportados de los sistemas de tierras agrícolas a los sistemas acuáticos. La entrada de fósforo a estos sistemas es causa de eutrofización (Banco Mundial, 1986).

3.3. Plantas acuáticas en humedales

Los humedales son sitios Ramsar donde el ciclo de inundación anual es un evento natural que promueve cambios en la estructura y composición florística. La oscilación estacional en el nivel del agua y el cambio en la dinámica de los sedimentos actúan como un filtro ambiental para el establecimiento y desarrollo de especies de plantas. Las plantas de humedales se han adaptado a las fluctuaciones estacionales del nivel del agua, lo que resulta en comunidades estables o clímax con cambios en el dominio de las especies (Catian *et al.*, 2018). Estas comunidades incluyen especies relativamente poco tolerantes a cambios de temperatura, luminosidad, pH, salinidad, pureza, concentración de oxígeno, entre otros (Rzedowski, 2005).

Las plantas presentes en los humedales determinan significativamente la aptitud del humedal; mantienen la diversidad floral, el refugio de las aves y otros organismos y eliminan la contaminación del agua, ayudando al ciclo de nutrientes y la absorción de metales tóxicos; mejoran la biodiversidad y los servicios de humedales para la sociedad, como contribuir a la fijación atmosférica de CO₂, la oportunidad recreativa y la purificación del agua (Gupta *et al.*, 2020).

En función del tipo de crecimiento, la vegetación de humedales se puede clasificar en: vegetación flotante (libre y enraizada), vegetación de hidrófitas emergentes (popal, tular, carrizal), vegetación sumergida, marismas, pastos marinos, manglar, manzanillar, vegetación riparia, selva baja inundable, palmar inundable y sabana (SEMARNAT, 2008)

Se consideran como humedales las zonas donde el 50% o más de las especies vegetales dominantes en todos los estratos son hidrófilas (Berlanga y Ruíz, 2004). El término “especies vegetales dominantes” se refiere a la abundancia relativa de las plantas presentes en la zona, la cual generalmente es medida por la extensión espacial (porcentaje de cobertura) que ocupan. Para determinar la presencia de un humedal, se identifican las especies dominantes en los diferentes estratos de la comunidad vegetal y su abundancia relativa, y se determina cuáles de estas especies corresponden a vegetación hidrófila.

La vegetación hidrófila es aquella capaz de crecer en el agua y en suelos húmedos en la orilla de cuerpos de agua, enraizadas en el fondo de aguas estancadas o de poca corriente o en un substrato que, al menos periódicamente, es deficiente en oxígeno como resultado de un contenido excesivo de agua (SEMARNAT, 2008; Cowardin *et al.*, 1979). Este grupo incluye plantas herbáceas y leñosas como arbustos y árboles. Las más comunes son el manglar, el popal, el tular y el carrizal, la vegetación sumergida, comunidades herbáceas subacuáticas, bosques de galería y algunas especies halófilas como pastizales halófilos (SEMARNAT, 2008; Rezedowski, 2005). La pérdida de comunidades de plantas en el humedal conduce a la reducción de la producción primaria, la pérdida de diversidad de fauna y hábitat, disminución de sedimentos, aumento del contenido de nutrientes, etc. (Gupta *et al.*, 2020).

Algunos trabajos, generalmente en humedales continentales, se han enfocado a analizar los efectos de los incendios sobre la vegetación hidrófita (*Shoenoplectus americanus* y *Typha domingensis*). Otros trabajos se dirigen a analizar la dinámica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y la respuesta de la germinación, supervivencia y reproducción de la vegetación acuática

dependiendo de la profundidad del agua y el hidroperíodo como por ejemplo *Typha domingensis*, que coloniza rápidamente sitios inundados (Rendón-López, 2015).

3.3.1. Descripción general de *Typha* spp.

La familia de las Typhaceae está formada por un único género, el género *Typha*, de características morfológicas bastante homogéneas. Se trata de plantas acuáticas helófitas, esto es, plantas acuáticas con sistema radicular arraigado en el fango o fondo del humedal, y estructura vegetativa que emerge por encima de la lámina de agua; por esa razón también se denominan macrófitas emergentes. Son plantas herbáceas y rizomatosas que pueden tener más de 3 m de altura que están envainadas unas con otras (Bonano, 2017). La hoja consta de vaina parte envolvente y lámina o limbo porción plana y extendida de la hoja, emergente. En función de la especie que se trate, también puede haber aurículas, que son como expansiones laterales de la parte superior de la vaina. La forma de la lámina de la hoja es muy característica (Fernández de la Mora, 2009).

El género *Typha* está representado por únicamente tres especies: *T. latifolia* L., *T. angustifolia* L, y *T. domingensis* (Pers.) Steudel, que ocasionalmente pueden hibridar entre sí como *T. × glauca* Godr. (combinación de *T. latifolia* y *T. angustifolia*). Los caracteres morfológicos más útiles para su identificación son: anchura del limbo foliar, presencia de glándulas mucilaginosas en la parte interna de la vaina foliar, presencia de escamas estériles (bractéolas), pigmentación de éstas y color de la inflorescencia femenina (Oquendo, 2016). Son macrófitas comunes, perennes y emergentes distribuidas en todo el mundo en humedales tropicales y templados, lagos y ríos que crecen en ambientes contaminados con metales; alta tolerancia a condiciones tóxicas, concentraciones de elementos a granel en las raíces y translocación restringida de elementos de las raíces a las hojas lo que la hace más adaptable y sensible a los cambios ambientales y a una rápida absorción de nutrientes (Mcmanus *et al.*, 2002; Bonano, 2017; Bansal *et al.*, 2019). Dado su rápido crecimiento, la gran biomasa, la alta tolerancia a los sitios contaminados con metales y la alta absorción de elementos se han empleado ampliamente y con éxito para varios usos de fitorremediación, como la fitoestabilización, la fitoextracción y el tratamiento del agua en humedales artificiales (Bonano, 2017).

Las plantas del género *Typha* siempre se encuentran en o cerca del agua, en pantanos, pozos y lagos. Son plantas indicadoras por excelencia de la salud de los humedales. Pueden tolerar

inundaciones estacionales, pobres condiciones de suelo y salinidad moderada, con grandes afluentes de nutrientes o aguas naturales son invasoras agresivas (USDA-NRCS, 2006). Su distribución en el mundo va desde las zonas boreales hasta las zonas tropicales (Figura 2).

La planta puede producir de cientos a miles de semillas que son eficientemente dispersadas y germinan en suelos escasamente húmedos o en aguas muy superficiales. El género *Typha* se ha utilizado en la preservación de hábitats y en la restauración de humedales (Tejeda-González, 2010). Las plantas de humedales generalmente tienen la capacidad natural de bioacumular, degradar o eliminar contaminantes en suelos, agua y aire (Sukumaran, 2013) y presentan un impacto considerable en la fauna local y flora, ciclo biogeoquímico e hidrología de humedales (Bansal *et al.*, 2019).

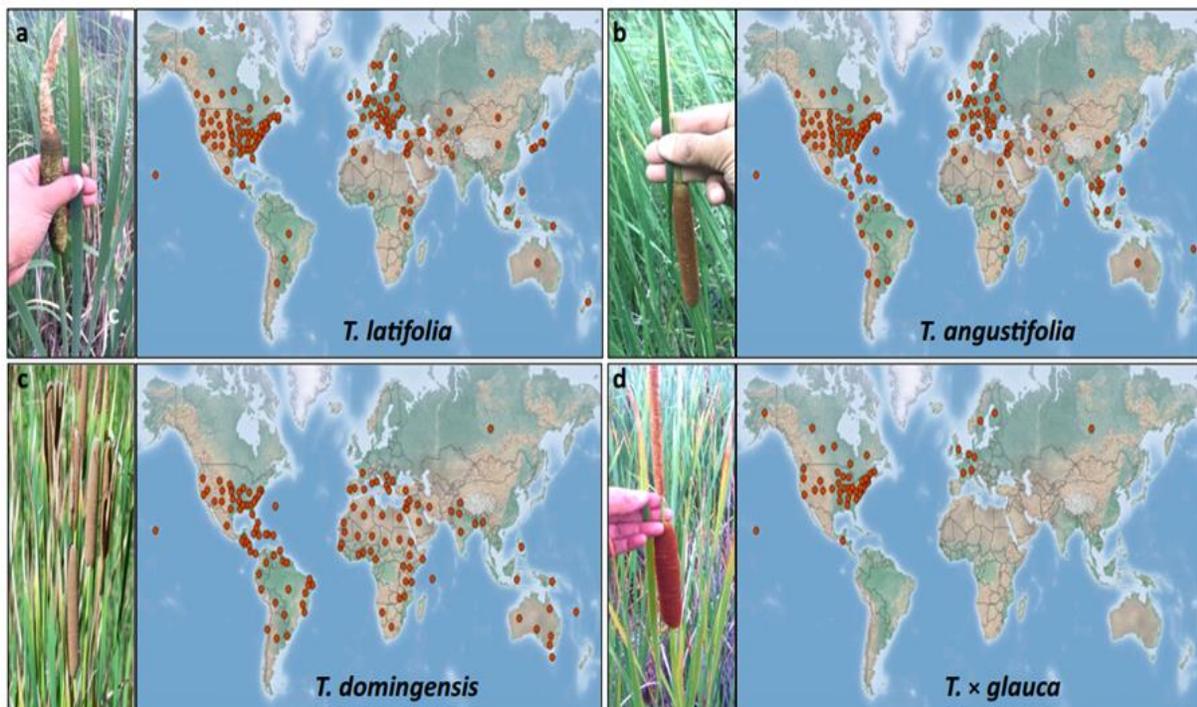


Figura 2. Mapas de distribución y fotografías de las especies de *Typha*: a) *Typha latifolia*, b) *Typha angustifolia*, c) *Typha domingensis*, d) *Typha x glauca*. (Tomada de Bansal *et al.*, 2019).

3.3.1.1. *Typha domingensis*

Typha domingensis Pers., es una monocotiledónea perteneciente a la Familia Typhaceae. Su nombre común es “espadaña o totora”. Es una hierba perenne, rizomatosa, de 1-2,5 m de alto,

compuesta por un brote constituido solo por hojas; rizoma subterráneo que produce raíces adventicias. Posee hojas con láminas lineares, acintadas, de 40-120 cm de largo por 0,5-2 cm de ancho, con la cara superior plana y la inferior ligeramente convexa, compuestas por epidermis de una capa en ambos lados adaxial y abaxial, parénquima en empalizada (Mufarrege, 2012; Santos *et al.*, 2015; Corrêa *et al.*, 2017). Florecen en primavera y sus flores son unisexuales, muy pequeñas, dispuestas en espigas densas. Las flores estaminadas se ubican en la región superior de la espiga, mientras que las flores postiladas se encuentran en la parte basal (Figura 3). El fruto es fusiforme de 1-1,5 mm de largo (Mufarrege, 2012).

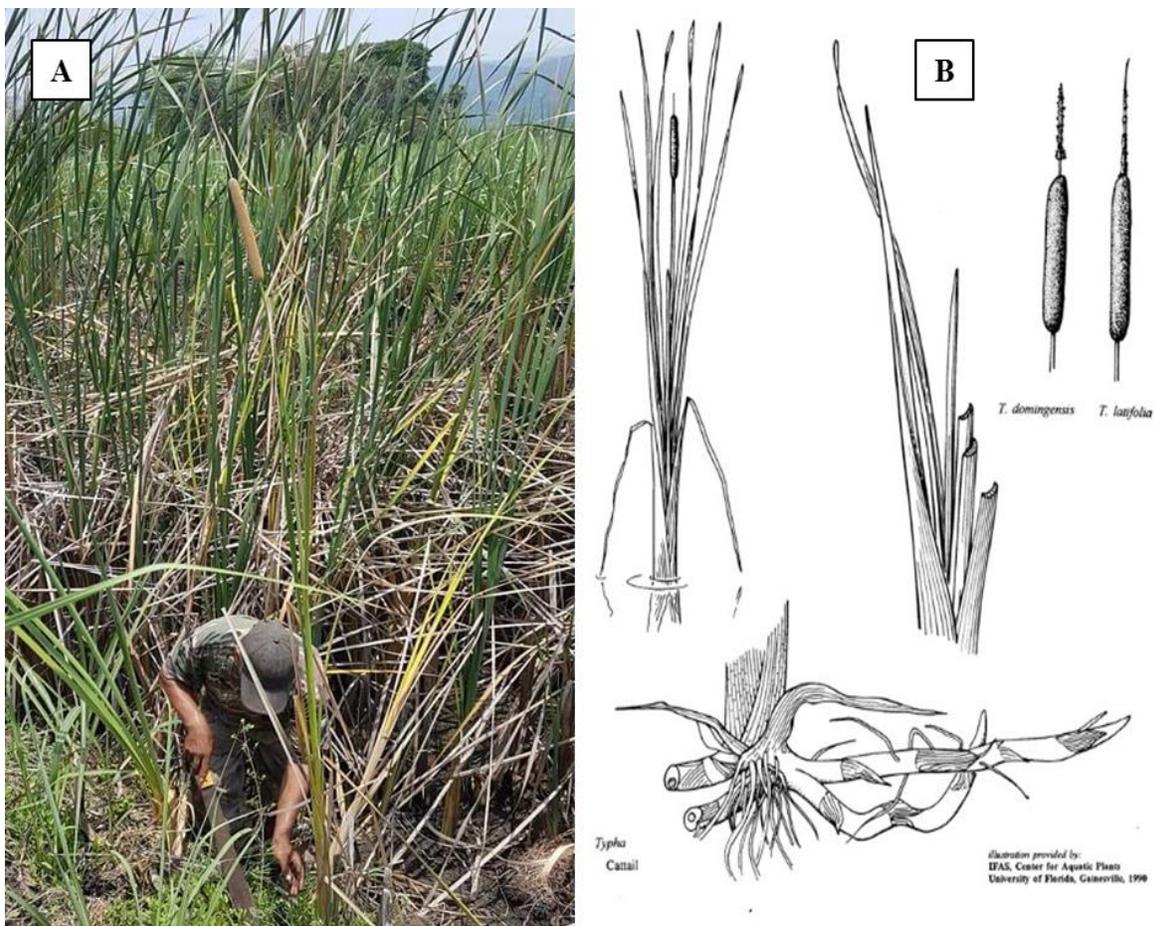


Figura 3. *Typha domingensis*. A) Planta *in situ* (Propia), B) Hábito (IFAS, 1990).

Se encuentra en América, Europa, África y Asia y distribuye en todo el mundo como un macrófito nativo (América del Sur) o invasivo que puede mostrar una intensa expansión vegetativa que coloniza amplias áreas (Oliveira *et al.*, 2018). *Typha domingensis* es una especie de rápido

crecimiento y elevada biomasa y, por lo tanto, posee una elevada capacidad competitiva frente a otras especies emergentes. Es ampliamente estudiada en humedales naturales y construidos para el tratamiento de diversos efluentes debido a su elevada resistencia a los contaminantes, rápida absorción de nutrientes, importancia para el entorno y en la fitorremediación (Mufarrege, 2012; Santos *et al.*, 2015; Bansal *et al.*, 2019).

Los rasgos fisiológicos en *T. domingensis* son poco conocidos modifica su anatomía y fotosíntesis de la hoja en respuesta a condiciones ambientales como la eutrofización de fósforo y la densidad de población (Santos *et al.*, 2015).

Existen estudios recientes para evaluar el alto potencial de *Typha domingensis* en la fitorremediación. Oliveira *et al.*, (2018) realizaron un estudio para evaluar la tolerancia de *Typha domingensis* al Cd y determinaron la concentración en raíz y tallo en un experimento bajo condiciones controladas. Encontraron que el contenido de Cd fue mayor en las raíces (234.10 ± 08 ppm) en comparación con los tallos (21.3 ± 7.2 ppm). Las plantas no mostraron significancia ni modificaciones en los parámetros de crecimiento, producción de biomasa y cantidad de hojas. La fotosíntesis, la transpiración y el contenido de clorofila no fueron modificados por el Cd. Por lo tanto, *T. domingensis* es capaz de superar la toxicidad de Cd y muestra potencial para ser usada en la fitorremediación.

Mufarrege *et al.*, (2014) expusieron plantas de *Typha domingensis* en una solución con 100 mg/L de Cr + 100 mg/L de Ni + 100 mg/L de Zn, demostrando que a pesar de los efectos que estos pueden provocar (inhibición del crecimiento, disminución de la clorofila, afectación de parámetros anatómicos) puede absorber y acumular estos metales de manera eficiente y sobrevivir a altas concentraciones ya sea en un humedal natural o construido debido a la morfología de su sistema radicular. En otro estudio realizado por también por Mufarrege *et al.*, (2015) para evaluar la tolerancia y remoción de altas concentraciones de Cr, Ni y Zn (100 y 500 mg/L) en soluciones individuales y mixtas por *Typha domingensis* encontraron que la mayor remoción es para Cr y su translocación a las partes aéreas se ve favorecida por la presencia de Ni y Zn, además la planta acumula altas concentraciones en sus tejidos, especialmente en las raíces. Lominchar *et al.*, (2015) reportó en su estudio llevado a cabo en el río Valdeazogues en Ciudad Real, España que *T. domingensis* tuvo una alta eficiencia para acumular mercurio (Hg) en sus órganos, principalmente en sus raíces con un factor de bioacumulación entre 121 y 3168, aunque las concentraciones de

metales disponibles en el medio ambiente no superaron 0.16 mg/kg. Lo que hace que *Typha domingensis* puede ser utilizada como un buen biomonitor de metales y en la fitoextracción de Hg en sitios contaminados o bajo condiciones controladas.

3.4. Mecanismos de fitorremediación en los humedales

La fitorremediación implica la acción de varios procesos que utilizan plantas y los microorganismos asociados a su rizósfera para remediar ambientes contaminados principalmente suelo y agua mediante la remoción, transformación, degradación o estabilización de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Meagher, 2000; Mench *et al.*, 2009). Aunque el uso de plantas para remediar suelos contaminados con elementos radiactivos se exploró desde los años 50, el término fitorremediación se adoptó hasta los años 80, y fue en la última década cuando su uso comenzó a expandirse rápidamente (Gerhardt *et al.*, 2009). A la fecha, esta tecnología se ha explorado, implementado y/o demostrado como una alternativa efectiva y económicamente rentable para la limpieza *in situ* de diversos tipos de contaminantes, cuya expansión y aplicación ha sido posible gracias a la creciente investigación en el campo. Además de la amplia gama de contaminantes que puede tratarse, de su aceptación pública y de los bajos costos para su implementación, la fitorremediación ofrece varias ventajas (Pilon-Smits, 2005; Mench *et al.*, 2009): (i) depende de energía solar y su mantenimiento es mínimo; (ii) puede aplicarse *in situ* en grandes áreas; (iii) es una opción potencialmente permanente que reduce la erosión; (iv) evita la destrucción de la estructura del suelo y la contaminación secundaria; y (v) la generación de residuos y emisiones es mínima (Peralta-Pérez, 2012).

Para contaminantes orgánicos como metales y metaloides, la fitorremediación implica: (i) la absorción del elemento por la planta, seguida por su translocación y acumulación en tejidos aéreos (fitoextracción) o, en el caso de elementos volátiles (As, Se y Hg), su transformación a formas menos tóxicas y su liberación a la atmósfera (fitovolatilización); (ii) la transformación a especies químicas menos tóxicas y/o solubles por acción de exudados radiculares (fitoestabilización); y (iii) la inmovilización del elemento por su acumulación en las raíces o su incorporación a lignina o humus (fitoestabilización) (Meagher, 2000; Kavamura y Esposito, 2010). Todos estos procesos pueden mejorarse a través de la asociación entre plantas y microorganismos rizosféricos (rizorremediación) (Kuiper *et al.*, 2004; Kidd *et al.*, 2009; Peralta-Pérez, 2012).

Según Thangavel y Subhuram (2004), dependiendo del tipo de contaminante, las condiciones del sitio y el nivel de limpieza requerido; las tecnologías de fitorremediación (Fig. 4) se pueden utilizar como medio de contención (rizofiltración, fitoestabilización y fitoinmovilización) o eliminación (fitodegradación, fitoextracción y fitovolatilización).

La fitoextracción de metales pesados es una de las técnicas más prometedoras para su comercialización, apareciendo las primeras patentes en Japón en 1980 y en USA en 1994 (Raskin *et al.*, 1994). Su aplicación se basa en el uso de plantas que poseen una capacidad natural por encima de lo usual para absorber y concentrar en sus partes aéreas determinados metales pesados (principalmente As, Cd, Co, Ni, Se o Zn) sin desarrollar síntomas de toxicidad. Los mecanismos de tolerancia varían entre las distintas especies de plantas y están determinados por el tipo de metal, eficiencia de absorción, traslocación y secuestro (Degadillo, López *et al.*, 2011).

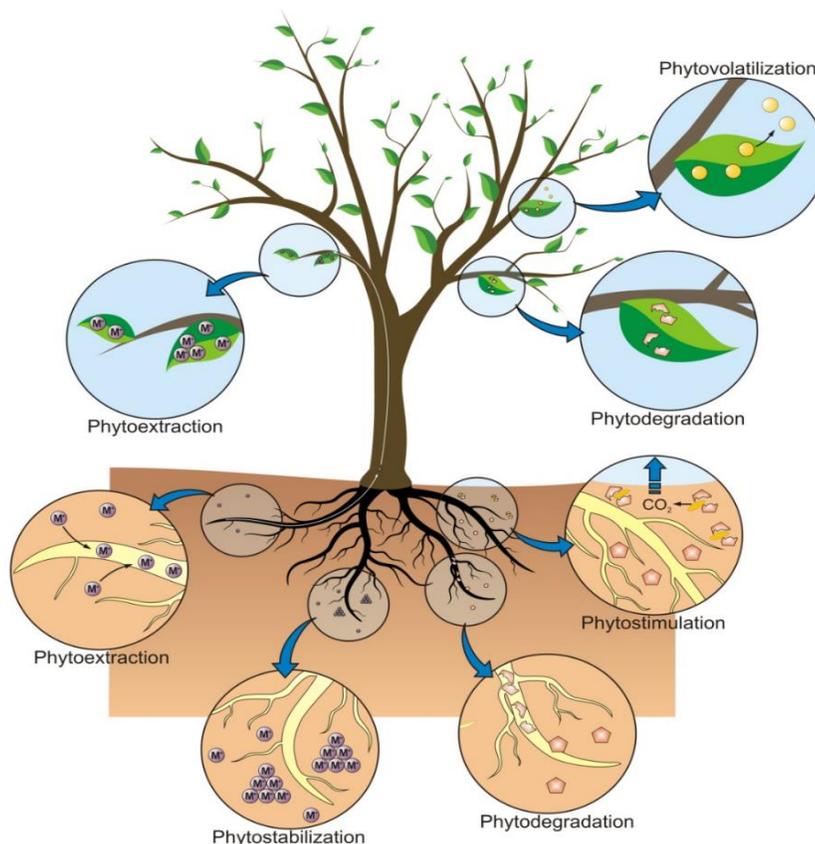


Figura 4. Procesos de la fitorremediación. Tomado de Favas *et al.*, 2014.

La fitoextracción, también llamada fitoacumulación, emplea la capacidad de las plantas para absorber y extraer el contaminante del suelo, principalmente metales, y acumularlo en sus tallos y hojas. Las partes de las plantas donde se acumula el contaminante pueden ser extraídas y destruidas o recicladas, retirando el metal del suelo (Kumar *et al.*, 1995). Para considerar viable el proceso es importante que la acumulación del contaminante tenga lugar en la parte aérea de la planta, fácilmente cosechable, aunque algunos autores consideraron la extracción de las raíces como una opción también viable en algunos casos (Entry *et al.*, 1996; Dickinson y Pulford, 2005).

Existen plantas que presentan una acumulación extrema de metales en sus tejidos aéreos, que se conocen como plantas hiperacumuladoras y que son preferentemente utilizadas en este tipo de técnicas. La fitoextracción es utilizada para remover contaminantes inorgánicos, sobre todo metales de suelo o agua. El potencial de la fitoextracción dependerá de la interacción entre el suelo o agua, metal y planta (Fig. 5).

Las plantas han desarrollado mecanismos altamente específicos para absorber, traslocar y acumular sustancias; sin embargo, algunos metales y metaloides no esenciales para los vegetales son absorbidos, traslocados y acumulados en la planta debido a que presentan un comportamiento electroquímico similar a los elementos nutritivos requeridos. La fitotoxicidad de los metales pesados se manifiesta particularmente en los suelos ácidos y afecta al crecimiento y la formación de raíces laterales y secundarias (Lassat, 2002).

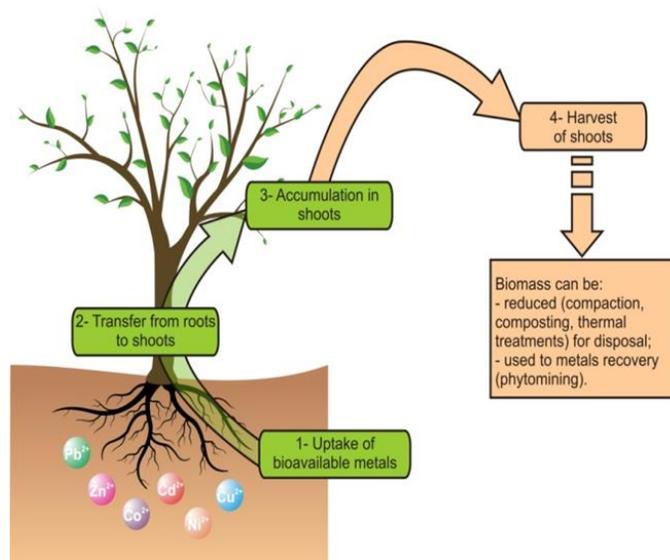


Figura 5. Representación esquemática de la fitorremediación de metales del suelo. Tomado de Favas *et al.*, 2014.

A través de los años, los investigadores han encontrado que la fitorremediación aplicada en humedales ha generado resultados muy satisfactorios para la remoción de contaminantes en ambientes acuáticos. Así, según lo referido por Gopal (2003), el uso de los humedales se ha enfocado principalmente a estudios *in situ* y en laboratorio, para dilucidar los mecanismos de remoción de los contaminantes, evaluar la efectividad de los distintos tipos de humedales, comprobar la capacidad de diferentes especies de plantas para la fitorremediación, entre otros aspectos de interés (Tejeda, 2010).

La capacidad de las plantas para bioacumular metales y otros posibles contaminantes varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes. Estas diferencias en la absorción de metales, pueden ser atribuidas precisamente a la capacidad de retención del metal en cuestión, por el suelo de cultivo y a la interacción planta-raíz-metal y al metabolismo vegetal propio (Vig *et al.*, 2003).

3.5 Técnicas de luz sincrotrón

Los recientes avances tecnológicos y la instrumentación han hecho que las condiciones sean adecuadas para grandes avances en la comprensión de los mecanismos de absorción y translocación de micronutrientes por parte de las plantas. En las últimas décadas, las técnicas de sincrotrón han demostrado su utilidad en la ciencia ambiental para estudiar los procesos geoquímicos de los elementos y su absorción y metabolismo en organismos vivos (por ejemplo, las plantas).

La tecnología basada en sincrotrón brinda a los investigadores la capacidad de obtener imágenes y cuantificar grupos químicos funcionales, así como trazas de metales directamente en un tejido, a nivel celular o subcelular, lo que lo convierte en una herramienta poderosa para comprender los procesos químicos de sistemas biológicos complejos con mínima modificación de la muestra (Vijayan *et al.*, 2015).

Un sincrotrón es una máquina potente que acelera partículas cargadas como electrones en una gran trayectoria en forma de anillo a velocidad relativista (cerca de la luz). La energía de estos electrones se utiliza para generar haces intensos de fotones o "luz" que se extienden desde el infrarrojo hasta los rayos X, a intensidades muy altas que no se pueden obtener de fuentes convencionales. Los sincrotrones generalmente consisten en un acelerador lineal, un anillo de refuerzo, un anillo de almacenamiento y una serie de líneas de haz o estaciones finales experimentales donde los fotones (a menudo un haz de rayos X) y la muestra se encuentran. (Figura 6).

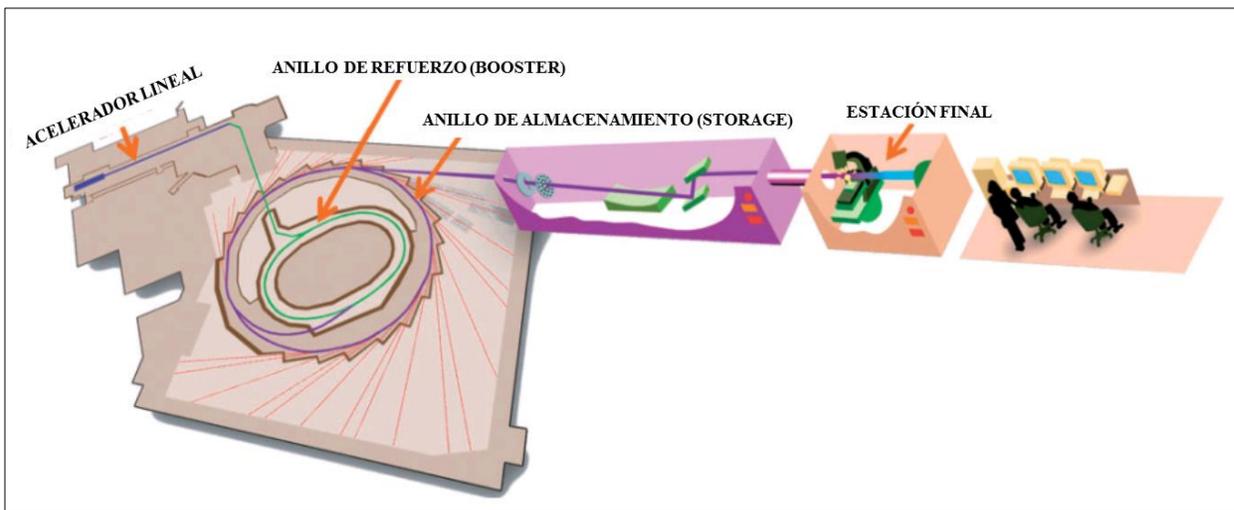


Figura 6. Esquema del sincrotrón en el Canadian Light Source y representación de una línea de luz típica con su estación final.

En el acelerador lineal, una pistola de electrones dispara electrones, que, para cuando lleguen al final del acelerador lineal, viajan casi a la velocidad de la luz. Luego los electrones ingresan a un anillo de refuerzo, donde se aceleran más rápidamente. Después ingresan al anillo de almacenamiento, que hace circular los electrones en este el mayor tiempo posible. En el anillo de almacenamiento, los imanes de flexión y los dispositivos de inserción (wigglers y onduladores) doblan (aceleran) la trayectoria del electrón, lo que resulta en la producción de fotones (luz sincrotrón). Los fotones varían en energía, desde aproximadamente 10^{-3} a 10^5 eV (infrarrojo a

rayos X) en función de cómo se producen. Los fotones viajan a través del anillo de almacenamiento a las diferentes estaciones experimentales llamadas líneas o beamlines (Kopittke *et al.*, 2018).

3.5.1. Micro Fluorescencia de rayos X (μ -XRF) con luz sincrotrón y su aplicación en las plantas

Existe un gran número de tecnologías basadas en la espectroscopia e imagen para el estudio y correlación de la composición bioquímica y estructura de las plantas. La gama de métodos adecuados para examinar el concentración y distribución de elementos dentro las plantas incluyen espectroscopia de fluorescencia de rayos X (XRF), microscopía electrónica de barrido acoplado con Espectroscopía de rayos X de energía dispersiva, espectrometría de masas con ion secundario a nanoescala, ablación láser acoplado a espectrometría de masas por plasma acoplado inductivamente (LA-ICP-MS), emisión de rayos X inducida por micropartículas, microscopía confocal con fluoróforos y autorradiografía con isotopos radiactivos. Estas técnicas tienen sus ventajas y desventajas que difieren no solo en la preparación de las muestras, sino en la sensibilidad (límite de detección), resolución, detección de elementos y volumen de muestra (Kopittke *et al.*, 2018).

La ventaja de usar radiación sincrotrón en la investigación de plantas se deriva de la exclusiva combinación de brillo extremadamente alto, flujo de fotones, sintonización de longitud de onda, cohesividad, polarización y propiedades de pulso de nanosegundos del haz de luz sincrotrón que no coincide con ninguna fuente convencional (Miller y Dumas 2006; Grolimud *et al.*, 2004).

La fluorescencia de rayos X (XRF) basado en luz sincrotón, tiene capacidades únicas, que incluyen el análisis *in vivo* a presión y temperatura ambiente, buenos límites de detección (aproximadamente 1–100 mg/ kg) y una excelente resolución (hasta 50 nm) sin restricciones del tamaño de la muestra (algunas líneas de luz sincrotrón de XRF pueden analizar objetos con dimensiones hasta de 1 m). En una línea de XRF, los rayos X del anillo de almacenamiento primero pasan a través de un monocromador el cual es usado para seleccionar la energía específica. Después el haz de rayos X es enfocado sobre la muestra con tamaños de punto que van desde 1 a 10 μm o de 50 a 500 nm. La muestra es escaneada a través del haz de luz, usando un patrón de trama que produce mapas elementales basados en las características de fluorescencia de rayos X emitidos (efecto fotoeléctrico) en cada una de las partes de la muestra.

Se utiliza el haz de rayos X microenfocado para excitar electrones de nivel central en una muestra, lo que resulta en la emisión de fluorescencia de rayos X. La fluorescencia de rayos X es cuantificada usando un detector y los diferentes elementos emiten fluorescencia de rayos X a diferentes energías características que pueden ser usados para identificar y cuantificar los elementos presentes en una muestra. La detección de los elementos químicos depende de la configuración y la capacidad de la línea seleccionada (aproximadamente de 2 a 25 keV) que va desde el fósforo (P), a la plata (Ag); con sus niveles de energía K y elementos de alto número atómico (Z) con sus niveles de energía L, como se observa en la Figura 7 (Kopittke *et al.*, 2018; Akhter *et al.*, 2020).

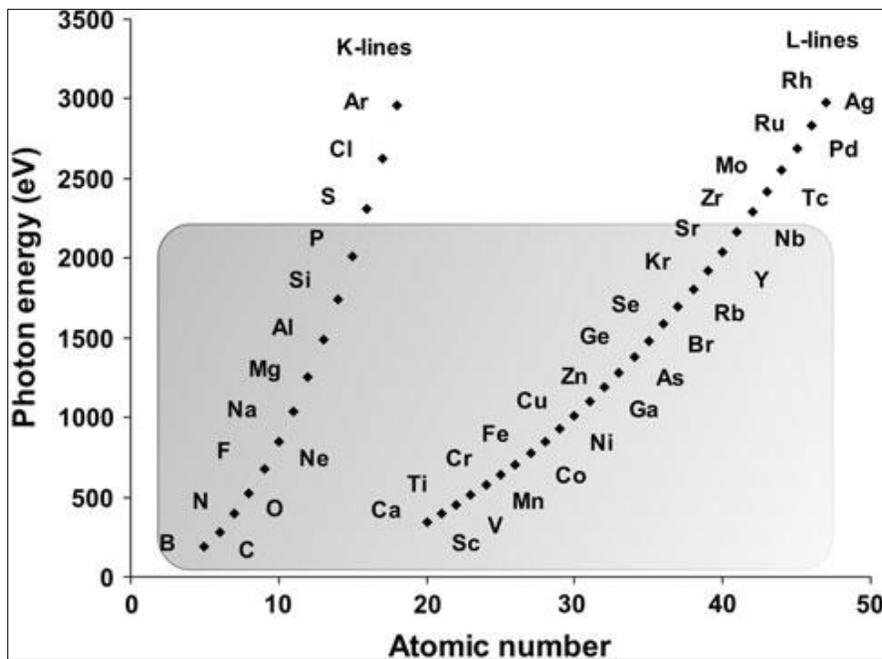


Figura 7. Características de la energía de fluorescencia de rayos X de los elementos contra número atómico (Z). Tomado de Tolrà *et al.*, (2011).

Durante el proceso de XRF, la señal de fluorescencia emitida se puede grabar en cada posición y se utiliza para generar mapas elementales. XRF es una técnica no destructiva, se puede utilizar para identificar y determinar las concentraciones de elementos presentes en muestras biológicas, así como proporcionar información de localización *in situ* de elementos en las muestras (Yan y Chen, 2018).

El reciente desarrollo de la técnica de sincrotrón por micro fluorescencia de rayos X (μ -XRF) tiene el potencial de proporcionar información adicional sobre la distribución y los posibles mecanismos fisiológicos asociados con el depósito de micro y macronutrientes. La técnica de μ -XRF pueden medir y mapear la distribución y nivel de oligoelementos en escalas espaciales minúsculas ($<5 \mu\text{m}$), directamente dentro de las muestras y generar imágenes de múltiples elementos simultáneamente. Esta técnica se ha utilizado eficazmente para comprender mejor la composición elemental de diversos organismos y materiales.

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

4.1 Sitio de estudio

El Humedal Ciénega de Tamasopo se localiza en el municipio de Tamasopo, forma parte de la microcuenca denominada Ciénega de Cabezas, y tiene una superficie de 1364 hectáreas (Figura 8).

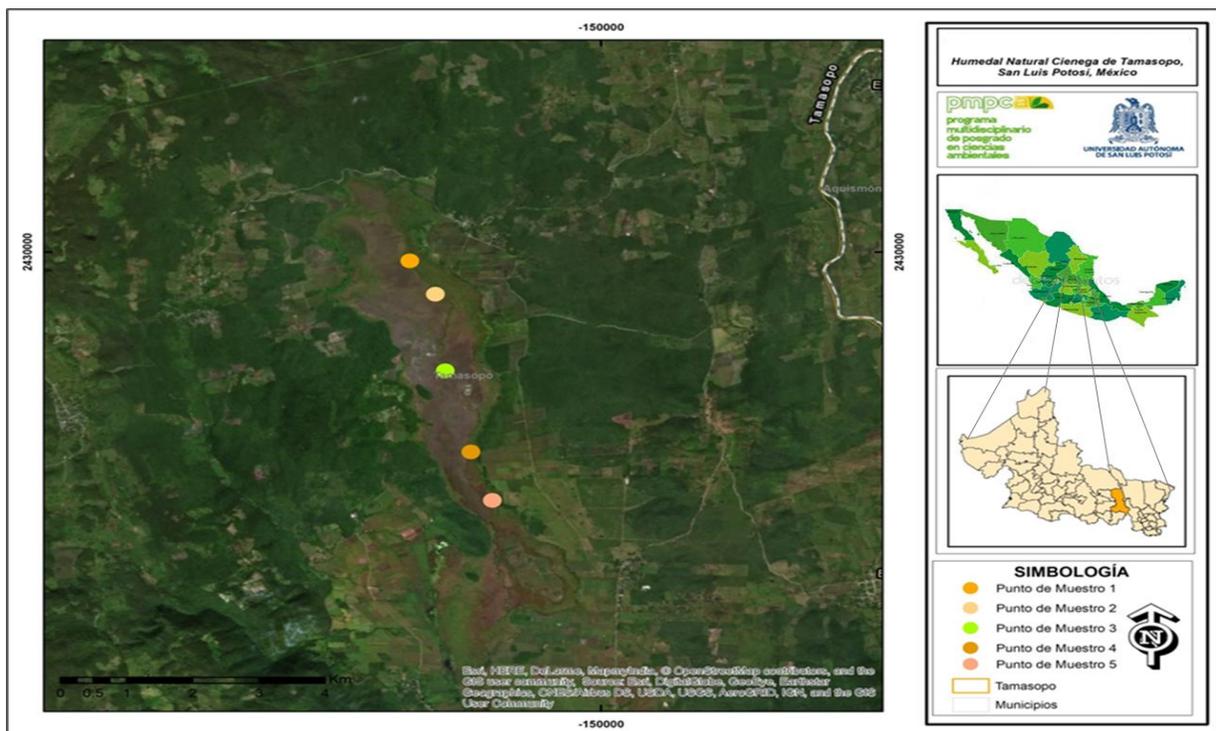


Figura 8. Ubicación del humedal natural Ciénega de Tamasopo, S.L.P., México.

Elaboración propia con base en: INEGI 2010. *Marco Geo estadístico*. Consultado el 01 enero 2018.

El efluente principal de la Ciénega es el arroyo “El trigo” o “Cabezas”, el cual cuenta con Declaratoria de Propiedad Nacional No. 137 de fecha 29 de noviembre de 1935. El humedal limita con los siguientes ejidos: Cabezas, Capuchinas, La Esperanza, Veinte de Noviembre, El Trigo, Emiliano Zapata, San José El Viejo y el Saucillo. Asimismo, dentro de la Ciénega y/o en forma colindante se encuentran algunas propiedades particulares. Alberga especies de flora y fauna de importancia ecológica, dentro de las que destaca el Tule (*Typha* sp.), nenúfares, tortuga de agua dulce (*Kinosternon integrum*), serpientes, boa mazacuata (*Boa constrictor*), culebra real (*Lampropeltis triangulum*), aves migratorias, pato altiplanero (*Anas diazi*), loro cabeza blanca (*Pionus senilis*), cacomiztle (*Bassariscus astutus*), que se encuentran en el listado de la NOM-059-SEMARNAT-2001 dentro de la categoría Pr, “sujeta a protección especial”; y el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), por lo que es prioritaria su protección y conservación (Ramsar, 2008).

En general, el Humedal Ciénega de Cabezas está compuesto por superficies de vegetación natural, mismas que de acuerdo a su estructura, formación y al Sistema de Clasificación de los Tipos de Humedales de la Convención de Ramsar, que tiene por objeto aportar un marco muy amplio que facilite la identificación rápida de los principales ecosistemas de humedales, se le agrupa como un ecosistema del tipo Ts. Mismo que es descrito como pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes de agua dulce sobre suelos inorgánicos; incluye depresiones inundadas (lagunas de carga y recarga), “potholes”, praderas inundadas estacionalmente y pantanos de ciperáceas. Por otro lado, con base en la vegetación predominante y de acuerdo con la clasificación de vegetación establecido por el INEGI en 2006, se pudo establecer de manera particular el tipo de ecosistema al que pertenece el humedal. Mismo que se describe como “Tular (VT)”, y que está comprendido por una gran diversidad de especies florísticas. El Tular se define como una comunidad de plantas acuáticas, arraigadas en el fondo, constituida por monocotiledóneas de 0.8 m a 2.5 m de alto, de hojas largas y angostas o bien carentes de ellas. Se desarrollan en lagunas y lagos de agua dulce o salada y de escasa profundidad. Este tipo de vegetación está constituido básicamente por plantas de tule (*Typha* sp.) y tulillo (*Scirpus* sp.), también es común encontrar los llamados carrizales (*Phragmites communis*) y saibadales (*Cladium jamaicense*). La vegetación de este humedal es abundante y cubre alrededor del 68% de su superficie.

El humedal Ciénega Tamasopo es un pantano de agua dulce ubicado en el Neotrópico en el centro de México (Ramsar, 2008). La precipitación media es de 1500 mm con precipitaciones intensivas de julio a septiembre. Existe una corriente principal que fluye desde la parte superior (norte) que recoge agua de las corrientes secundarias formando el río "El Trigo". Las entradas de agua provienen del agua de lluvia y a través de los 11 manantiales en la parte superior de la cuenca de carácter permanente y de afloramiento espontáneo denominados "El Trigo" o "Cabezas", "Ojo de Agua Grande", "Ojo de agua del Zopilote", "Ojo de Agua de Cofradía", "Ojo de Agua de la Presa Mocha", "Ojo de Agua de San Javier", "Ojo de Agua del Lagarto", "Ojo de Agua de Juan Shilote" y "Ojo de Agua de Capuchinas". El manantial El Trigo o Cabezas se considera como el origen del arroyo "El Trigo" que es la principal corriente dentro de la Ciénega (aprox. 20 km de longitud) que en parte está bien definido, pero hay largos tramos donde las aguas desaparecen (Ramsar, 2008; Pérez-Castillo *et al.*, 2015).

La corriente principal que desemboca en este humedal no está directamente en contacto con la escorrentía de la tierra o las aguas residuales, particularmente en la parte superior del mismo, en donde existe una cobertura vegetal densa. El humedal suministra agua para 15 comunidades rurales (aproximadamente 250 habitantes por comunidad) ubicados a lo largo de su margen para uso doméstico, la agricultura (caña de azúcar) y la ganadería. Las casas cercanas no tienen sistemas de drenaje y usan letrinas (húmedas o secas). El humedal es poco profundo (0.3-1.2 m de profundidad), durante la estación seca (mayo a julio), las profundidades del agua disminuyen en 0.2-0.3 m. La precipitación provoca un aumento significativo en el nivel de la columna de agua e inunda los campos de caña de azúcar y algunas tierras de ganado.

El humedal de Ciénega Tamasopo está rodeado de bosques, principalmente en la parte norte, y campos agrícolas con caña de azúcar, comunidades rurales y, en menor grado, ranchos ganaderos ubicados principalmente en el sur. En la microcuenca se desarrollan la agricultura y la ganadería. La agricultura representa la actividad principal con el cultivo de caña de azúcar, mientras que la ganadería con la cría y engorda extensiva, semi-intensiva e intensiva de bovinos. Dichas actividades impactan en los recursos naturales debido a la presión que ejercen, asociado al costo ambiental por la expansión de la superficie y producción de caña de azúcar por la utilización de fertilizantes químicos y plaguicidas, así como la explotación del uso del agua y suelo (Pérez-Castillo *et al.*, 2017).

4.1.1. Localización y descripción de sitios de muestreo.

Para la determinación de los sitios de muestreo se tomó en consideración lo descrito por Pérez-Castillo en 2017 (con la finalidad de realizar un comparativo). Las características que se tomaron en cuenta son: corrientes superficiales, ubicación de manantiales y poblaciones, la actividad agrícola y pecuaria, elevación topográfica y las vías de acceso.

Se seleccionaron cinco sitios de muestreo lo más cercanos a los descritos por Pérez-Castillo (2017); para coleccionar material vegetal (*Typha* sp.), sedimentos, muestras de agua (S1-S5) y 11 manantiales para calidad de agua (M1-M11). Estas consideraciones fueron tomadas en cuenta para detectar la influencia de las actividades antropogénicas que pudieran afectar la calidad de agua del humedal y manantiales. Dichos sitios se describen a continuación:

Sitio S1. Cercano al Ejido Cabezas (aprox. 1 km), recibe la influencia del agua que aflora de los manantiales Cabezas, Oscuranas 1 y Oscuranas 2 ubicados al norte del humedal.

Sitio S2. El sitio se encuentra muy protegido con una espesa cobertura de plantas y es considerado como que puede recibir menor influencia de las actividades antropogénicas. Su profundidad es entre 0.7 y 1.3 m.

Sitio S3. Este sitio tiene registro que en 1995 los habitantes del lugar construyeron un canal para desviar el agua a las zonas de cultivo de caña con el objeto de desecar esta parte del humedal y utilizarlo para la agricultura. En el año 2017, se observó en el segundo muestreo (julio) la quema alrededor de gran parte de la vegetación.

Sitio S4. La columna de agua es somera con profundidad de entre 0.3 a 0.45 m de profundidad. Se puede observar ganado cerca de la orilla y la afluencia de personas. El manantial (Juan Chilote) se localiza en su ribera.

Sitio S5. Se ubica en la zona más al sur del humedal. Alrededor se observan extensas zonas de cultivo de caña de azúcar por lo que está influenciado por las actividades agrícolas.

En la Figura 9 se indican los sitios de muestreo de agua y plantas dentro del humedal, así como la ubicación de los manantiales. Se puede observar claramente las tierras de cultivo y algunas poblaciones cercanas. En una visita de campo (julio, 2016) se verificó que los cultivos alrededor del humedal correspondían a caña de azúcar, se detectó actividad ganadera, y que la población identifica las entradas y salidas de agua; además de la existencia del uso excesivo de fertilizantes.

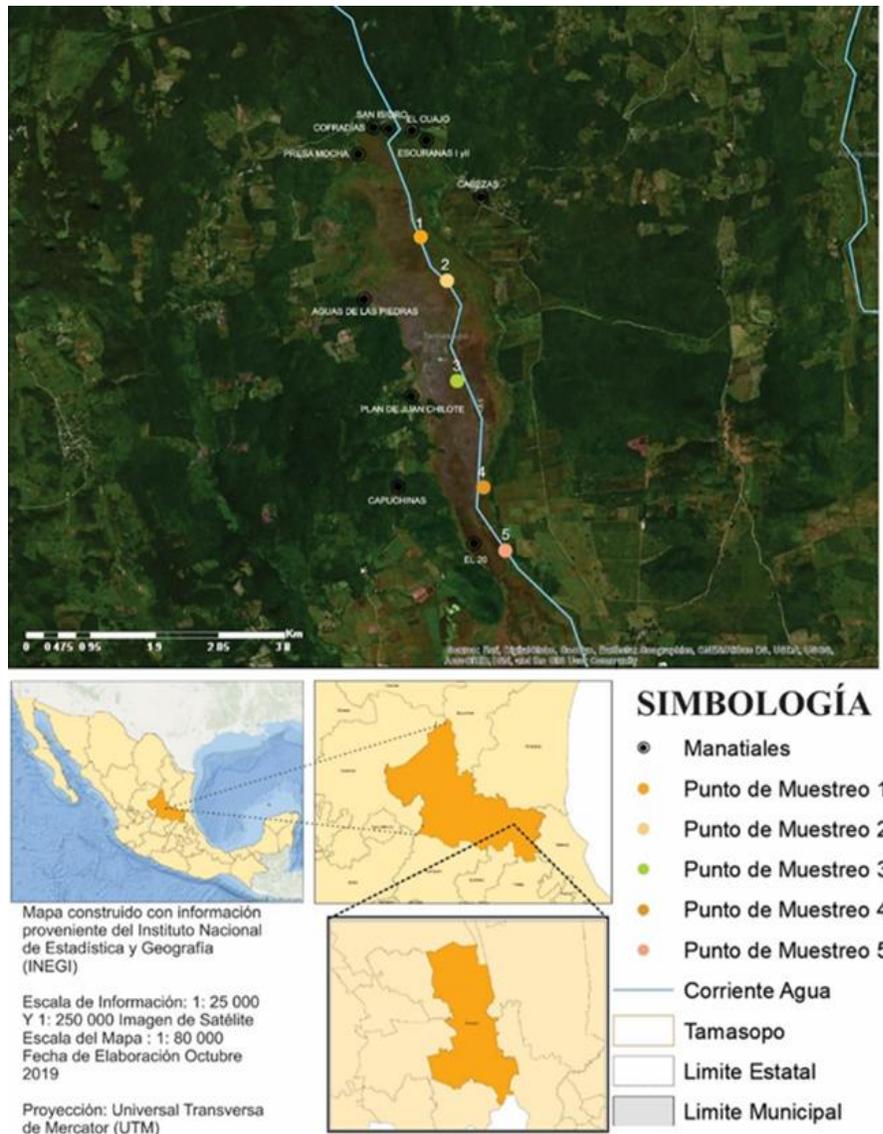


Figura 9. Localización de los manantiales aledaños al humedal natural Cinénega de Tamasopo, México. Elaboración propia con base en: INEGI 2010. *Marco Geo estadístico*. Consultado el 01 enero 2018.

En el año 2017, se realizaron dos etapas de muestreo dentro del humedal (S1-S5) para medición de los parámetros fisicoquímicos y recolecta de plantas y sedimentos; la primera etapa se llevó a cabo en el mes de enero (posterior a lluvias y durante la zafra) y la segunda en julio (antes de las lluvias y después de la zafra).

En los manantiales (M1-M11) se colectaron muestras en la columna de agua en dos etapas de muestreo (julio y octubre de 2017) ya que representan la fuente de abastecimiento de agua de consumo humano para los pobladores de las comunidades aledañas (Figura 10). La profundidad de los manantiales varió entre 0.5 y 1.3 m con un lecho rocoso, plantas y en algunos se observaron bombas de agua, fauna (cerdos, ganado bovino y aves) y recipientes vacíos de fertilizantes; su acceso fue en función de la época de muestreo.

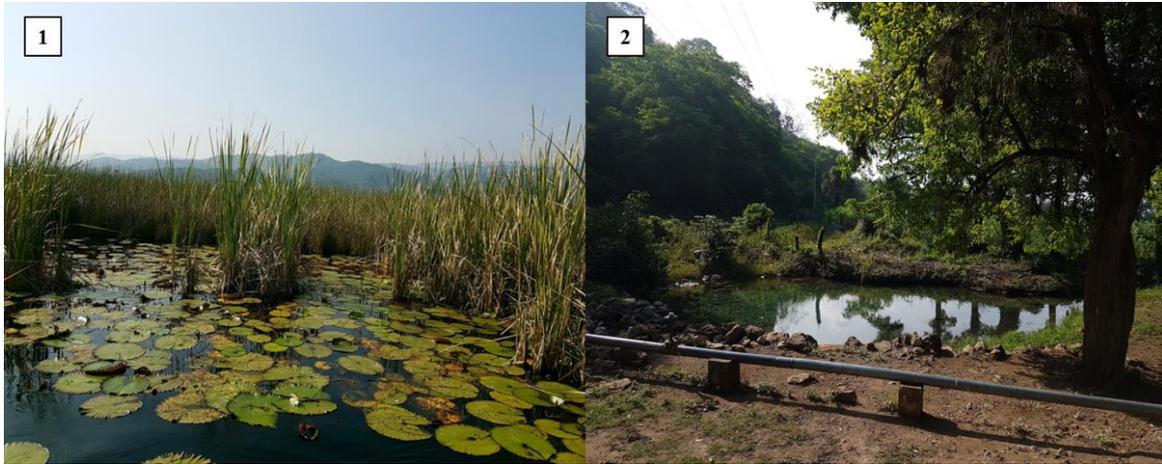


Figura 10. Sitios de muestreo. 1) Sitio 1 (S1) del humedal natural Ciénega de Tamasopo. 2) Manantial “Esuranas 1” (M1).

4.2. Recolección del material vegetal

Se seleccionaron y recolectaron 10 plantas de 3 a 4 metros de altura de *Typha* sp. por cada sitio de muestreo siendo extraídas desde la raíz. Las plantas se trasladaron al Laboratorio de Investigación de Ciencias Ambientales de la Facultad de Estudios Profesionales Zona Huasteca de la UASLP. Se resguardaron en bolsas de polietileno, donde tanto el tejido aéreo, como radicular, se lavó con abundante agua corriente a fin de eliminar los residuos de materia orgánica, seguido de un lavado con EDTA (A.C.S. Fermont) 0.2 M con el objetivo de quelar los compuestos inorgánicos que pudieran estar presentes a nivel de raíz. Se registró el peso y altura de cada planta y algunas se separaron en raíz y hojas; y se cortaron en secciones de 10 cm. Posteriormente, se sometieron a un proceso de secado a 70°C, se sometieron a un proceso de pulverización en un molino analítico (KIKA Werke M20) y se resguardaron para digestión ácida y análisis de elementos traza (Figura 9). Algunos ejemplares completos se llevaron a preservar en bolsas de polietileno a -2°C.



Figura 11. Muestreo de *Typha* sp. 1) Selección de plantas en los sitios de muestreo, 2) recolección de planta desde raíz, 3) secciones de *Typha* sp, 4) trituración y preservación de muestras.

En mayo de 2019, se recolectaron 5 ejemplares de *Typha* sp., cerca del sitio S3, enseguida se montaron en papel periódico y se colocaron en una prensa de madera (Figura 10), para su posterior traslado y para su identificación. El tipo de ejemplares colectados en este sitio corresponde a todos los ejemplares vegetales que crecen en el sitio de estudio.



Figura 12. Prensado de *Typha* sp: 1 y 2) acomodo de la planta en la prensa; 3) prensado; 4) prensa final.

Una vez prensados los ejemplares, se realizó el llenado de la ficha de recolecta botánica que se adjunta a cada especie vegetal (Figura 13), enseguida se guardaron y después de un lapso de 3 días fueron enviados al Herbario Isidro Palacios de la UASLP (SLPM), para su identificación taxonómica.



Ficha de recolecta botánica

Nombre científico: _____		Familia: _____			
Nombre común: _____		Estado: _____			
Municipio: _____		Localidad: _____			
Coordenadas: _____		Altitud: _____			
Tipo de vegetación: _____		Suelo: _____			
Forma de vida:	<input type="checkbox"/> Hierba	<input type="checkbox"/> Arbusto	<input type="checkbox"/> Arbolito	<input type="checkbox"/> Árbol	<input type="checkbox"/> Bejuco
Observaciones: _____					
Usos: _____					
Recolector: _____		Núm. de recolecta: _____		Fecha: / /	
Determinó: _____					

Figura 13. Ficha de recolecta botánica proporcionada por el Herbario Isidro Palacios (SLPM).

4.3. Digestión ácida de raíces de *Typha domingensis*

El material seco y pulverizado (sección 4.2) de las raíces de *Typha domingensis* se sometió a un proceso de digestión ácida asistida por microondas (Closed-vessel, Multiwave PRO, Anton Paar, Austria). Para ello se pesaron 0.1 g de raíz y se colocaron en tubos fabricados de una combinación TFM y PTTE (liners) de 100 ml de capacidad, se adicionaron 5 ml de HNO₃ concentrado ultrapuro y 1 ml de H₂O₂ al 30% ultrapuro y se dejaron en una pre digestión en la campana de extracción por 24 h. Posteriormente, se montaron en el sistema de digestión asistido por microondas. Una vez digeridas las muestras, se ajustaron a un volumen de 15 ml con agua desionizada y se preservaron las mismas en tubos Falcon de 50 mL, las cuales fueron enviadas al Instituto de Geología para el análisis y cuantificación de elementos traza por Espectrometría de masas con plasma inducido (ICP-MS, Thermo Scientific X Series II). La confiabilidad de este método se verificó mediante la digestión y análisis por triplicado.

4.4. Muestreo de agua

Las muestras de agua fueron colectadas en los 5 puntos de muestreo a través del humedal y en los 11 manantiales: “Cabezas” (M1), “Oscuranas 1” (M2), “Oscuranas 2 (M3), “El Cuajo” (M3), “San Isidro” (M5), “Cofradías” (M6), “Presa Mocha” (M7), “Agua de las piedras” (M8), Plan de Juanchilote (M9), “Capuchinas” (M10) y “El 20” (M11), los cuales representan la principal fuente de abastecimiento de agua para consumo humano. Las muestras para análisis fisicoquímicos se colectaron en recipientes de polietileno de 1 L de capacidad, se transportaron en hieleras a 4°C, y de manera posterior se analizaron en el laboratorio (Figura 14).

También, se realizaron análisis microbiológicos por lo que las muestras se colectaron en frascos estériles con tapa de rosca, con capacidad de 250 ml. El análisis microbiológico se realizó el mismo día del muestreo. Es importante mencionar que el pretratamiento de los recipientes de muestreo se llevó a cabo como lo indica la norma NOM-001-ECOL-1996. Las mediciones realizadas para cada muestra se realizaron por triplicado.



Figura 14. Muestreo de agua. 1) Medición de parámetros *in situ*, 2) Toma de muestra de agua en manantial, 3) manejo de muestras.

4.4. Parámetros fisicoquímicos en el humedal y en los manantiales

Respecto a los análisis fisicoquímicos realizados, se consideró la medición y determinación de algunos parámetros como: la temperatura, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, turbidez y pH, los cuales fueron medidos *in situ*, con un potenciómetro multiparamétrico (HACH Conductivity Probe 51975-00) tanto en el humedal como en los manantiales, así como dureza total (mg/L CaCO₃), dureza de calcio (mg/L CaCO₃); aniones (SO₄²⁻ y NO₃⁻) solo en los manantiales.

4.5. Determinación de elementos traza en sedimentos

Se tomaron 10 cm del sedimento con un tubo de PVC de 30 cm de largo y 10 cm de diámetro en los cinco sitios de muestreo. Se colocaron en recipientes de plástico y se transportaron a 4°C al laboratorio para posteriormente resguardar a -20°C en un congelador marca LG. Una vez congelados, se liofilizaron por 5 días a 0.060 mBar, -48°C en un equipo LABCONCO FreeZone6, posteriormente se tamizaron a 420 y 500 mm (Figura 15).

Se digirieron 0.1 g de sedimento con 10 ml de una solución ultrapura de HNO₃ al 25% en un horno de microondas (marca). El volumen se aforo a 15 ml con agua desionizada. Se realizó un análisis de elementos traza y se determinó su concentración por Espectrometría de masas con plasma inducido (ICP-MS, Thermo Scientific X Series II).



Figura 15. Preparación de muestras de sedimentos.

4.6 Calidad del agua de manantiales

El procedimiento de la toma de muestra para cada tipo de análisis se realizó de acuerdo con la NOM-014-SSA1-1993 "Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados".

4.6.1. Dureza

Para la determinación de la dureza en las muestras de agua se utilizó el método de Volumetría por E.D.T.A., de acuerdo con lo establecido por la normatividad mexicana (NMX-AA-072-SCFI-2001). Este método se basa en la formación de complejos por la sal disódica del ácido

etilendiaminotetraacético con los iones calcio y magnesio. El método consiste en una valoración empleando un indicador visual de punto final, el negro de eriocromo T, que es de color rojo en la presencia de calcio y magnesio y vira a azul cuando estos se encuentran complejados o ausentes. El complejo del EDTA con el calcio y el magnesio es más fuerte que el que estos iones forman con el negro de Eriocromo T, de manera que la competencia por los iones se desplaza hacia la formación de los complejos con EDTA desapareciendo el color rojo de la disolución y tornándose azul.

4.6.2. Sulfatos

Se determinó el ion sulfato en aguas mediante el método turbidimétrico; (APHA Method 4500-SO₄⁻²: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992) con modificación sustentada y desarrollada por la American Society for Testing and Materials (ASTM D 516-90, Standard Test Method for Sulfate Ion in Water, 1995); el cual consiste en la reacción del ion sulfato al convertirse en suspensión de sulfato de Bario bajo condiciones controladas. En el procedimiento se añade a la muestra una solución que contiene glicerina y cloruro sódico para estabilizar la suspensión y minimizar las interferencias. La turbidez resultante se determina mediante un espectrofotómetro UV-Vis (AquaMate Plus Thermo Specific) a 420 nm, y la absorbancia obtenida se compara en una curva de calibración que se obtuvo graficando el área de pico o altura máxima de absorción atómica contra la concentración del analito. Los estándares de sulfato se prepararon a partir de una sal en una solución madre de concentración de 100 mg/L.

4.6.3. Nitratos

Para la determinación del ion nitrato en aguas se utilizó el método de espectroscopia UV; (APHA Method 4500-NO₃: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992). Dicho método se fundamenta en que la concentración de nitratos en una muestra de agua se determina midiendo la absorbancia en la región ultravioleta a 220 nm junto con una corrección a 275 nm para los valores de nitrógeno de nitratos debido a la interferencia de la materia orgánica disuelta, detergentes, nitritos, cromo hexavalente. La absorbancia real se compara en una curva de calibración de nitratos, donde la relación de absorbancia y concentración es lineal hasta una concentración de 11 mg/L.

4.6.4. Análisis Microbiológicos

Se realizó la determinación de coliformes totales y fecales de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-112-SSA1-1994, por medio del cálculo del número más probable (NMP) que es un método estadístico con una confiabilidad de 95%, después de la incubación de la muestra diluida en un medio líquido. El método se basa en que las bacterias coliformes, fermentan la lactosa incubadas a 35 ± 0.5 °C, durante 24 a 48 h, resultando una producción de ácidos y gas el cual se manifiesta en las campanas de fermentación.

Para la determinación, se prepararon tubos con 10 mL de caldo lactosado, a los cuales se les colocó una campana de Durham; se agregó 1 mL de la dilución correspondiente, y se realizó por triplicado. Una vez inoculados, los tubos se incubaron a 35 ± 2 °C por 24 ± 2 h, para observar crecimiento y presencia de gas. Para la prueba confirmatoria, de cada tubo que mostró formación de gas, se tomó una azada y se sembró en un número igual de tubos con medio de confirmación (bilis verde brillante). Los tubos se incubaron a 35 ± 0.5 °C por 24 ± 2 h.

Todos los análisis se realizaron por triplicado para obtener un promedio de las repeticiones.

4.7. Preparación de muestras para análisis por μ -XRF

De las plantas obtenidas en campo (sección 4.2), se tomó una sección de raíz y hojas (frescas) en un tubo Falcon de 50 mL, además de semillas de la inflorescencia de *Typha domingensis* recolectadas para la identificación taxonómica (mayo 2019), estas fueron transportadas con el permiso de importación P-2019-02648 de la Agencia de Inspección de Alimentos de Canadá a el CLS en Saskatoon, Saskatchewan, Canadá.

Posteriormente, se cortaron aproximadamente 10 mm de la raíz y de las semillas se tomó una porción con una espátula. Enseguida, fueron colocados en un vial con gel congelante (Marca Leica) el cual fue sumergido en N₂ líquido por unos minutos. Una vez congelados, se removieron del vial y se colocaron en el micrótopo criostato (Leica CM1950 Clinical Cryostat), con la finalidad de obtener cortes con el grosor necesario para la línea VESPERS (Figura 16). Posteriormente, se obtuvieron muestras de 80 μ m para raíz y semillas. Por último, las semillas se utilizaron completas, ya que al momento de la observación en el microscopio no se visualizó una estructura definida.

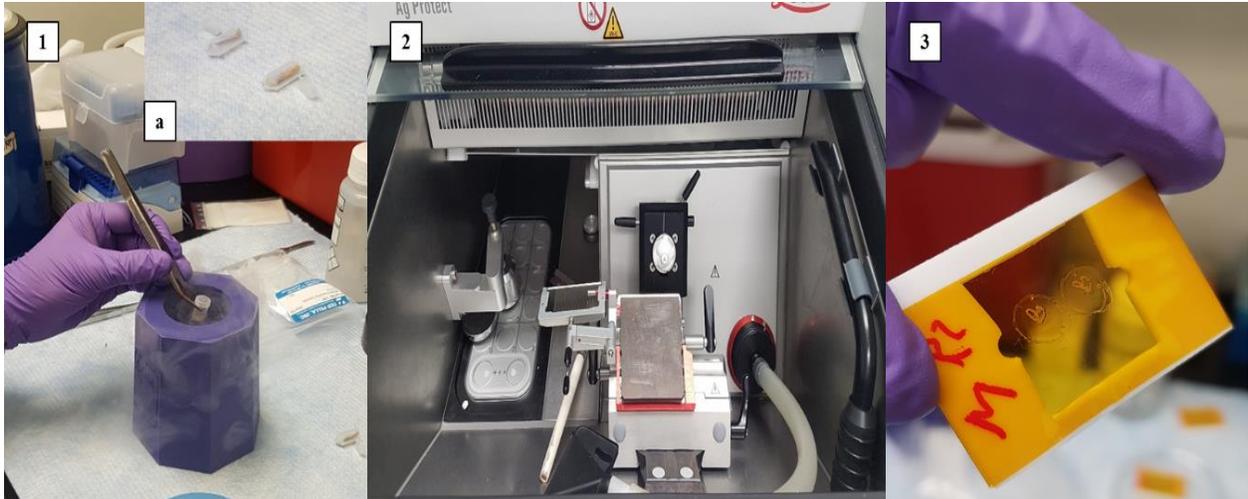


Figura 16. Preparación de raíces de *Typha domingensis*: 1) Baño de Nitrógeno líquido, a) muestras de raíz en viales con gel congelante, 2) utilización del Micrótopo criostato, 3) muestra de raíz de *Typha domingensis* (80 μm) en cinta Kapton™.

Respecto a las hojas de *T. domingensis*, estas no tuvieron una preparación especial, debido a que no es necesario un procedimiento preparativo para las muestras por lo que se tomaron 2 secciones de las hojas y se colocaron entre dos placas de vidrio por 5 días para tener una superficie más plana (Figura 17).

Es importante mencionar que todas las muestras obtenidas (secciones de raíz, semillas y hojas) fueron montadas sobre cinta Kapton™ en un soporte de teflón.

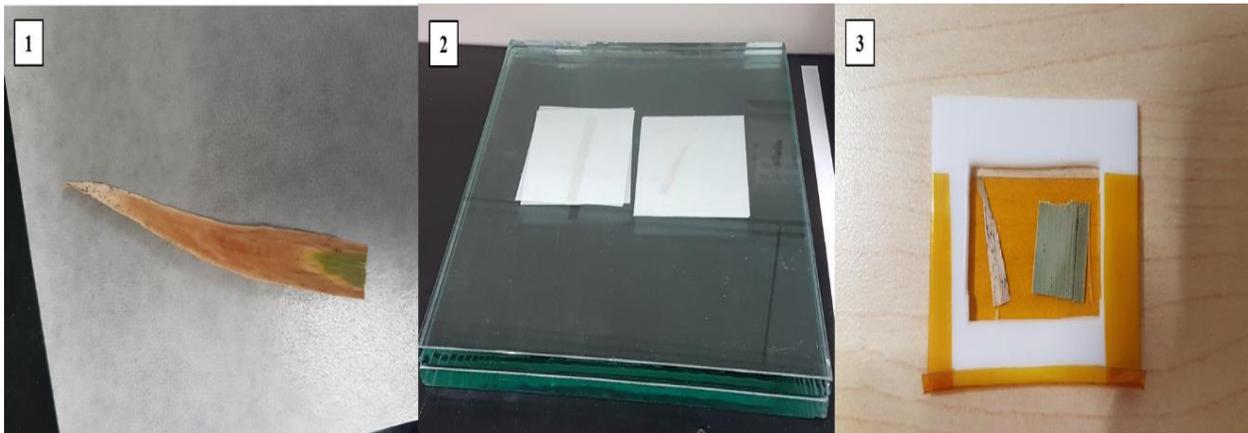


Figura 17. Preparación de hojas de *Typha domingensis*: 1) Sección de hoja, 2) placas de vidrio, 3) montaje de muestras de *Typha domingensis* en cinta Kapton™.

4.8. Análisis por μ -Fluorescencia de rayos X

Existen actualmente más de 50 sincrotrones reconocidos en operación o bajo construcción alrededor del mundo (www.lightsources.org). El Canadian Light Source ubicado en Saskatchewan, Canadá, actualmente tiene 14 líneas de haz operacionales que aprovechan el infrarrojo lejano / infrarrojo medio (IR medio) y rayos X para diferentes tipos de aplicaciones de espectrometría, microscopía e imagen diseñadas para atender a los usuarios en las áreas de ciencia de materiales, física, química y biología.

La línea de luz sincrotrón VESPERS 07B2-1 (Very Sensitive Elemental and Structural Probe Employing Radiation from a Synchrotron) es una micro sonda de rayos X dura capaz de proporcionar un alto nivel de información estructural y analítica complementaria (Figura 18). Las técnicas de difracción de rayos X (XRD) y espectroscopía de fluorescencia de rayos X (XRF) se emplean para analizar un volumen microscópico en la muestra de forma simultánea o secuencial (<https://vespers.lightsources.ca/about/>).

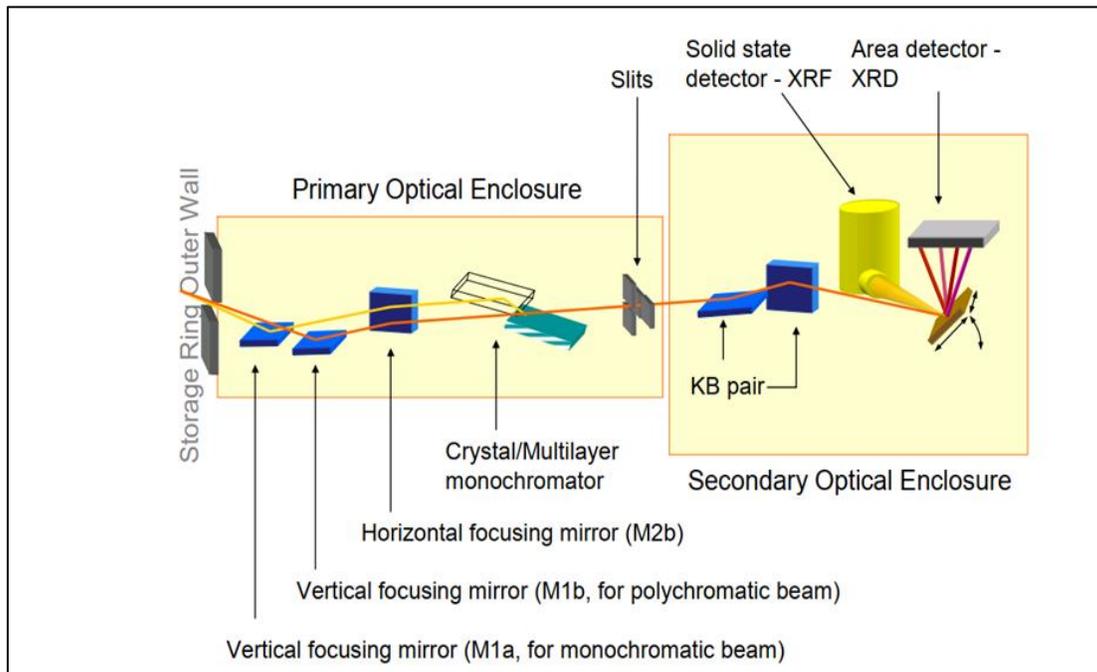


Figura 18. Componentes principales de la línea de luz sincrotrón VESPERS (Tomada de Feng *et al.*, 2007).

Se realizaron mapas distribución elemental por μ -XRF en la línea VESPERS del CLS de 80 μm de grosor de la raíz y secciones de hoja de *Typha domingensis* de los macronutrientes (Ca, K, S y P) y los micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn y Cl) que son elementos de importancia para el metabolismo a nivel celular y subcelular de las plantas.

Las muestras se colocaron en soportes de teflón con cinta Kapton™ sobre una plataforma de muestra motorizada que fue girada 45° con respecto al haz de rayos X incidente (Figura 19). Se usó un detector Vortex ubicado a 90° y una distancia de 50 mm. Todas las mediciones se realizaron en aire utilizando el modo "luz rosa" (Pink Beam) que incluía todas las energías de rayos X de 2 a 30 KeV (con una caída significativa en flujo que ocurre cerca de 20 KeV) y un tamaño de punto de rayos X de 2–5 μm con un flujo estimado de 10 fotones por segundo. Los mapas elementales fueron colectados usando un tamaño de 5 μm y un tiempo de permanencia de 1 segundo por punto. Todos los mapas fueron normalizados a la intensidad de una cámara de iones posicionada delante de la muestra para eliminar los efectos de los rayos X y la variación del flujo del haz.

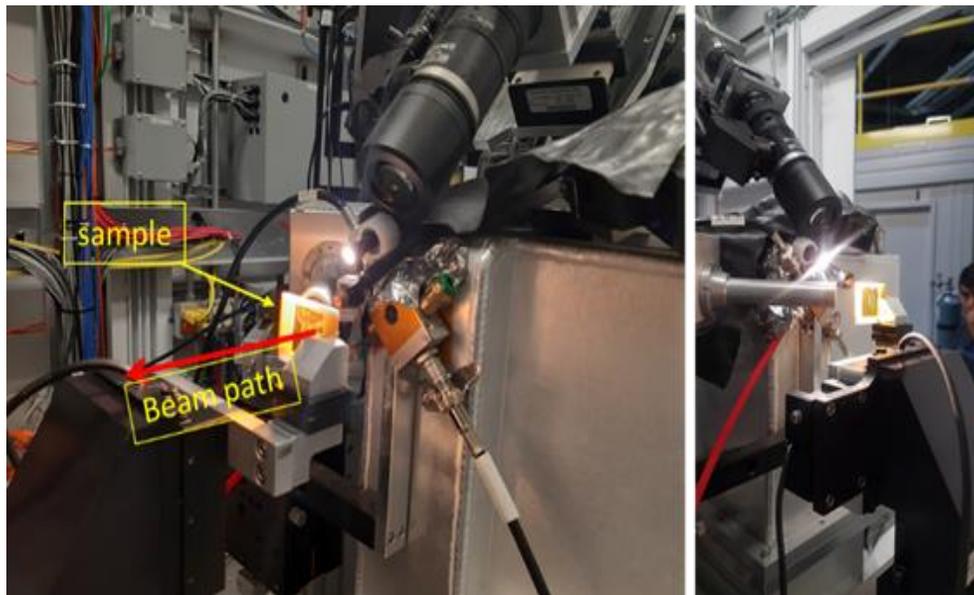


Figura 19. Colocación de la muestra en la línea VESPERS (XRF)

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Identificación de *Typha domingensis* del humedal natural Ciénega de Tamasopo

La especie fue identificada taxonómicamente con el apoyo del Dr. Eleazar Carranza González curador del Herbario Isidro Palacios (SLPM) del Instituto de Investigación de Zonas Desérticas de la UASLP. Se determinó que se trata de la especie *Typha domingensis*, la cual quedó bajo el registro 59464 (planta herbácea, acuática, enraizada, de alrededor de 1.5 m de alto, inflorescencia café), recolectada el 01 de junio de 2019 por Cynthia Wong.

Las características consideradas para su identificación fueron: 1) las vainas de las hojas con glándulas mucilaginosas de color oscuro; 2) inflorescencias de color moreno claro, con una o más brácteas foliáceas caducas; 3) espigas masculinas hasta de 42 cm de largo y 1.5 cm de ancho y en general separadas de las femeninas por 0.7 a 5 cm (Figura 20).



Figura 20. Características de *Typha domingensis*: 1) glándulas mucilaginosas de color obscuro; 2 y 3) inflorescencia de color obscuro claro y espigas masculinas.

Typha domingensis es una planta acuática, enraizada, emergente, perenne, de hasta 2.5 m de altura; con hojas generalmente igualando o excediendo la altura de las espigas, la parte superior de las vainas se encuentra atenuada hacia la lámina, las vainas son generalmente asimétricas, pero algunas veces simétricas. Vive en lugares tranquilos de agua dulce de lagos, lagunas, pantanos y

de ambientes lóticos como manantiales, zanjas y canales. De amplia distribución en América, Eurasia y África, además es una planta que crece preferentemente en las regiones cálido-húmedas por debajo de los 1000 m de altitud (Novelo y Lot, 2005).

En la actualidad, no existe un reporte anterior de identificación de la especie en la zona del humedal Ciénega de Tamasopo, ni estudios sobre utilización de *Typha spp* o en específico de *Typha domingensis*. De acuerdo a Sanjuan-Meza (2019) es importante considerar que existen otras sustancias químicas (plaguicidas como el 2,4-D, Glifosato, entre otros; metales pesados como el plomo, mercurio, arsénico, cadmio, entre otros; desechos urbanos de comunidades aledañas, contaminantes atmosféricos que se depositen en el cuerpo de agua, sustancias generadas en el proceso de la zafra, entre otros) que pueden aportar a los efectos de estrés oxidativo encontrado en los organismos, tanto por sus características fisicoquímicas, la toxicidad de cada sustancia y el potencial tóxico que pueden presentar los xenobióticos al encontrarse en mezclas en el ambiente.

Por otra parte, se observó que, en la región de estudio, *Typha domingensis* suele ser muy abundante y es poco vulnerable a la extinción debido a sus mecanismos reproductivos de propagación clonal y sexual al producir gran cantidad de semillas que son dispersadas por el viento (Rzedowski, 2005). Es importante mencionar que este proyecto es un estudio pionero en la determinación de elementos traza en sedimentos y raíz de *Typha domingensis*, aportación de datos sobre calidad de agua del humedal y manantiales y la distribución elemental en órganos de *Typha domingensis*, resaltando que los resultados obtenidos pueden servir como referencia para estudios similares futuros o de coordinación e integración ambiental.

5.2. Elementos traza en raíces de *Typha domingensis*

El contenido de elementos traza en las macrófitas reflejan la calidad del agua en los ecosistemas (Parzych y Sobisz, 2018). Por ello, en este estudio se evaluó la presencia de ciertos elementos traza (As, Pb, Cd, Se, Fe, Mn, Ni y Zn), encontrando que el comportamiento de los elementos cuantificados fue muy similar en el sitio 1, 3 y 5 durante el primer muestreo mientras que el sitio 2 fue donde se detectaron las concentraciones más elevadas de todos los elementos, a excepción del As durante el segundo muestreo (0.77 ± 0.08 mg/Kg).

En el caso de la cuantificación de Mn, se observó que durante el primer muestreo (enero 2017) se detectaron concentraciones más elevadas ($84.70 \pm 12.37 - 305.73 \pm 27.57$ mg/kg) en comparación con el segundo muestreo ($ND-222.05 \pm 18.38$ mg/kg) en todos los sitios de estudio. Mientras que, respecto al Zn se observó que no existe gran variación respecto a un sitio y otro a excepción del sitio 1 en el segundo muestreo (0.01 ± 0.002 mg/kg), el Ni fue cuantificado en todos los sitios, solo en el S1 no se detectó durante el segundo muestreo, caso similar sucedió con el As, Mn, Fe, Se y Cd.

La concentración más alta para Se y Pb se detectó en el sitio 2 (0.61 ± 0.12 y 1.25 ± 0.16 mg/kg respectivamente), mientras que el Cd no se detectó en las raíces de las plantas colectadas en los sitios 4 y 5 en ninguno de los 2 muestreos realizados (Tabla 1).

La mayoría de los elementos analizados no sobrepasan los contenidos tóxicos en plantas reportados por Kabata-Pendias y Pendias (1999) a excepción del Ni. El níquel es absorbido fácilmente por las plantas y es transportado a las partes aéreas, pero cuando existe un exceso se acumula en las raíces. En general, su contenido en las plantas varía de 0.1 a 5.0 mg/kg, y cuando es superior a 10 mg/kg puede tener un impacto tóxico (Kabata-Pendias y Pendias, 1999) los sitios 1 y 2 (53.40 ± 7.64 y 50.24 ± 3.25 mg/kg respectivamente) rebasan este valor 5 veces.

Las plantas absorben más fácilmente la forma iónica de Ni²⁺ que cuando esta quelada. Un factor importante es el pH del suelo o los sedimentos; Kabata-Pendias y Pendias (2001) encontraron que el aumento del pH del suelo de 4.5 a 6.5 disminuyó el contenido de Ni de la avena en un factor de aproximadamente 8. Mientras que Parzych y Sobisz (2018) reportaron valores de 37.5 mg/kg de Ni en raíces de *Typha latifolia* en pH de ácidos a ligeramente alcalinos (4.3-8.5) en sedimentos de estuarios al norte de Polonia, donde probablemente un pH ácido de los sedimentos incrementa la biodisponibilidad de algunos elementos traza (entre ellos el Ni) para ser absorbido por esta planta.

La solubilidad de Cd, Pb, Cu y Zn aumenta con la disminución del pH en el agua (Engin *et al.*, 2017). Esto explicaría las bajas concentraciones de Zn, Cd y Pb en las raíces de *Typha domingensis*, dado que el pH del agua del humedal es característico de aguas neutras (Tabla 2) por lo que no existe gran solubilidad de estos elementos.

Tabla 1. Concentración de elementos traza (mg/kg) en raíz de *Typha domingensis* en los sitios de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos temporadas de muestreo.

Raíz total en sitios de muestreo	Mn		Fe		Ni		Zn		As		Se		Cd		Pb	
	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul
S1-R1	286.12±19.79	ND	3844.06±63.64	ND	53.40±7.64	ND	10.16±1.01	0.01±0.002	1.46±0.54	ND	0.38±0.43	ND	0.01±0.005	ND	0.64±0.12	0.25±0.007
S2-R2	156.83±12.02	77.12±4.88	3087.12±127.27	3527.31±98.99	44.27±4.17	50.24±3.25	8.82±1.25	11.84±1.27	1.13±0.27	0.77±0.08	0.245±0.027	0.61±0.12	0.01±0.004	0.04±0.07	0.56±0.04	1.35±0.16
S3-R3	92.4±3.11	57.89±4.60	2337.12±106.06	651.15±28.28	36.13±3.68	11.33±0.41	9.53±0.59	10.48±0.77	0.46±0.11	0.29±0.16	0.58±0.03	0.29±0.04	0.01±0.001	ND	0.92±0.02	0.54±0.005
S4-R4	84.70±12.37	45.19±5.94	402.59±34.65	667.88±28.99	6.32±0.22	11.05±0.70	6.67±0.29	5.76±0.74	0.11±0.002	0.98±0.018	0.14±0.009	0.53±0.25	ND	ND	ND	0.85±0.005
S5-R5	305.73±27.57	222.05±18.38	2502.51±59.61	3024.92±105.06	34.57±3.39	41.06±0.71	12.42±0.36	8.63±0.14	0.82±0.04	0.7±0.34	0.32±0.03	0.12±0.06	ND	ND	0.51±0.1	0.96±0.13
Contenido natural en plantas ^a	10-25		5-375		0.5-5		10-70		0.01-0.06		0.025-0.1		0.05-0.2		0.002-0.006	
Contenido tóxico en plantas ^a	>500		-		>10		>100		>2		-		>5		-	

^a Kabata-Pendias y Pendias (1999)

ND: No detectable

El Pb se considera como un elemento tóxico para plantas, Kabata-Pendias y Pendias (2001) reportaron que el contenido de Pb en plantas cultivadas en áreas no contaminadas varía entre 0.05 y 3.0 mg/kg. El rango de Pb en raíz de *Typha domingensis* en este estudio fue de 0.25 ± 0.007 - 0.96 ± 0.13 mg/kg. Las concentraciones de Pb en las raíces estuvieron por debajo de las reportadas como fitotóxicas (<5 mg/kg). Sasmaz *et al.*, (2008), reportaron concentraciones de Pb de 10 mg/kg en el sedimento, 13 mg/kg en la raíz y 8 mg/kg en la hoja de *Typha latifolia*. Aunque las concentraciones de estos elementos no sobrepasan los límites fitotóxicos, su presencia en las plantas demuestra que se están llevando a cabo procesos de fitoextracción *in situ*, con lo cual se contribuye al equilibrio ecológico en este humedal natural tipo Ramsar.

El Cd no es un elemento esencial para los procesos metabólicos, en un estudio realizado por Sasmaz *et al.*, (2008) las raíces de *T. latifolia* absorbieron una proporción significativa de Cd del sedimento y las concentraciones en la raíz fueron más altas que en los sedimentos (0.23 mg/kg en sedimento y 0.44 mg/kg en la raíz), donde concluyen que la raíz de *T. latifolia* podría usarse como un indicador de la contaminación por cadmio en suelo. En el presente estudio, se observó un efecto contrario, dado que las concentraciones de Cd fueron mayores en el sedimento (0.52 ± 0.003 mg/kg) que en la raíz (0.01 ± 0.004 mg/kg), lo que significa que probablemente las plantas requieran desarrollar otros mecanismos bioquímicos (liberación de ácidos orgánicos, etc) para poder movilizarlo y traslocarlo a tejidos vegetales.

Por otra parte, el alto contenido de Mn en las raíces de *T. domingensis* puede estar relacionado con la demanda fisiológica (10-25 mg/kg) de las plantas, lo cual es un rasgo característico de la especie e indica un impacto positivo de este macrófito en la purificación de compuestos de Mn del agua y los sedimentos.

En cuanto a la presencia de Fe, éste se considera como un elemento de baja movilidad en las plantas y se acumula principalmente en partes subterráneas (Kabata-Pendias y Pendias, 1999). Engin *et al.*, (2017) registraron para *Hydrocharis morsusranae* la concentración más alta de Fe de 15784.40 ± 430.98 mg/kg. Las concentraciones de Fe entre 40–500 mg/kg se consideran tóxicas para las plantas, por lo que en este estudio, la mayoría de las raíces de *T. domingensis*, de todos los sitios de muestreo rebasaron esta concentración, siendo el sitio 1 en la primer temporada de muestreo en el que se detectó una mayor concentración de Fe (3844.06 ± 63.64 mg/kg). En el sedimento de los humedales, el Fe^{2+} se moviliza hacia la rizósfera debido a un gradiente de

concentración. El Fe^{2+} en la rizósfera es oxidado por el O_2 liberado por la raíz a Fe^{3+} que precipita como oxihidróxido de hierro naranja (FeOOH) y se acumula como placa de hierro o en la superficie de la raíz.

Por otra parte, la absorción de Se por las plantas depende de varios factores, como el clima, los parámetros del suelo y la capacidad de las plantas para acumularse. La absorción de Se por las raíces está controlada por varios factores vegetales, así como por el suelo y el clima. La temperatura afecta la absorción de Se por las plantas, con una absorción mucho más alta a temperaturas > 20 °C que durante las estaciones más frías a <15 °C. Entre los factores del suelo, el pH parece ser más importante y promover una mayor disponibilidad de Se a valores de pH más altos. Las plantas pueden asimilar selenio inorgánico soluble, principalmente selenatos, en asociación con aniones sulfato a través de un transportador de sulfato en la membrana plasmática de la raíz. Los valores de Se en raíz de *T. domingensis* variaron entre 0.12 ± 0.06 - 0.61 ± 0.12 mg/kg, lo que sugiere que las plantas cuentan con mecanismos para promover la disponibilidad del elemento.

Wang *et al.*, (2018) reportaron que *P. australis* y *T. orientalis* son dos plantas acuáticas muy estudiadas por su habilidad en la absorción de metales en humedales y muy eficientes en la absorción de Zn (65-112 mg/kg) y As (91.8-214 mg/kg) donde *T. orientalis* acumula mayormente el arsénico en un humedal ubicado en Yunnan al sureste de China. El arsénico existe como arseniato, As (V) y arsenito, As (III), en la mayoría de las aguas subterráneas. La adsorción y el pH de la solución comúnmente controlan la movilidad del arsénico en el ambiente acuoso. El arsénico es un componente común de la mayoría de las plantas, pero se sabe poco sobre su papel bioquímico, al parecer, las plantas lo absorben de forma pasiva con el flujo de agua (Kabata-Pendias, 2007). Bonano (2013) demostró que las macrófitas enraizadas pueden acumular grandes cantidades de As sin mostrar síntomas de toxicidad, donde *T. domingensis* es más eficiente en la absorción de As que *P. australis*. Las concentraciones insignificantes de As en *P. australis* (<10 mg/kg) y *A. donax* (<10 mg/kg) pueden reflejar la pobre presencia de este elemento en agua y sedimento. Sin embargo, el contenido relativamente alto en las raíces de *T. domingensis* (2.50 ± 0.15 mg/kg) sugiere que esta planta tiene potencial para la fitoestabilización de As. En este estudio los valores en la raíz de *Typha domingensis* variaron de 0.11 ± 0.002 - 1.46 ± 0.54 mg/kg de As lo que sugiere que puede existir la fitoestabilización de este elemento.

Bonanno y Cirelli (2017) reportaron que las plantas de *T. domingensis* acumulan más metales en las raíces que en los brotes, lo cual es algo típico de estas plantas. La concentración de elementos traza en *Typha domingensis* en este proyecto mostró una variabilidad sustancial dependiente del sitio y época de muestreo, además de otros factores ambientales propios del humedal. Las diferencias en la distribución de metales en el sedimento y plantas evaluadas en este estudio, indican que las plantas han desarrollado mecanismos bioquímicos para facilitar o restringir la absorción de metales, lo cual favorece la depuración de los mismos de la columna de agua del humedal.

La presencia de *T. domingensis* en el humedal puede aumentar la retención general de elementos traza y por lo tanto, se sugieren estudios y posibles acciones de fitorremediación y biomonitoreo.

5.2. Parámetros fisicoquímicos del humedal y manantiales

Con la finalidad de determinar la calidad del agua de los manantiales que alimentan el humedal natural, se realizaron análisis fisicoquímicos para: a) humedal y b) manantiales.

5.2.1. Humedal

Los resultados obtenidos del humedal se muestran en la Tabla 2. Tal como se describió en la sección 4.4, la medición de estos parámetros se realizó en dos etapas de muestreo, la primera en enero (posterior a las lluvias y durante la zafra) y la segunda en julio de 2017 (antes de las lluvias y después de la zafra).

En cuanto al pH, este parámetro es característico de aguas neutras, los valores variaron de 7.5-8.1 en la primera etapa y de 8.0 a 8.3 en la segunda etapa de muestreo. El rango de pH óptimo para el agua superficial se reporta entre 6.5 y 8.5 (WHO, 2011). Se observó que los valores van en aumento del S1 al S5 en las dos temporadas de muestreo, esto podría deberse a condiciones naturales de los sitios debido a la geología (arrastre de nutrientes y lavado de suelos agrícolas). Esto concuerda con los datos obtenidos por Pérez-Castillo (2017), donde se determinó que en el humedal Ciénega de Tamasopo los valores variaron de 6.8-7.8, mientras que Téllez-García y Pérez-Segura (2019) reportaron en sus respectivos trabajos, valores entre 7.2 a 9.3.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos de los sitios de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo, S.L.P., en las dos temporadas de muestreo (enero y julio de 2017).

Sitio	pH		T (°C)		CE (µS/cm)		STD (mg/L)	
	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul
1	7.5	8.0	21.5	24	1280	1519	633	759.5
2	8.0	8.1	21.8	23	1343	1519	665	759.5
3	8.0	8.2	22.7	24	1467	1634	728	817.0
4	8.1	8.2	21.8	23	1314	1625	650	812.5
5	8.1	8.3	22	25	1309	1641	640	820.0

Estos resultados indican que el humedal funciona como un buen sistema amortiguador ante los cambios de pH a lo largo del año (Pérez-Castillo, 2017). Por otra parte, Kaur *et al.*, (2017) reportaron valores similares de pH en el humedal Harike en Punjab, India; el cual es ligeramente alcalino con valores entre 7.2 y 8.57, mientras que Fallah *et al.*, (2017) determinaron en el humedal Anzali, Irán un valor de 7.46 a 9.02.

Otro estudio realizado en el humedal sur de Pátzcuaro, Michoacán (Sitio Ramsar) el valor medio de pH fue de 8.26, determinado por Rendón-López (2015), indicando que es un medio básico con una alta capacidad de neutralización de ácidos. Sayeed *et al.*, (2015) encontraron que el agua del humedal Chalan Beel en Bangladesh fluctúa en el rango de neutral a alcalino con valores de 7.8 a 8.12, lo que lo hace favorable para la producción biológica ya que el pH óptimo para el desarrollo de peces es de 6.0 a 9.0.

Además, en un estudio realizado por Shah *et al.*, (2017), se observó un ligero aumento gradual en el pH de invierno (enero) a verano (julio), con un rango de pH de 7.5 a 8.3 en el humedal Hokersar en Kashmir, Himalaya; esta relación y registro de datos es muy parecida a la encontrada en este estudio. Por lo tanto, se puede atribuir este cambio debido a la eliminación de CO₂ de la columna de agua por el fitoplancton y macrófitas a través de la fotosíntesis, cambiando así el

equilibrio entre el ácido carbónico y los carbonatos y monocarbonatos menos solubles con consumo de protones, lo que aumenta el pH en verano.

La temperatura es un parámetro considerado como el factor principal que afecta a casi todos los equilibrios fisicoquímicos y reacciones biológicas. La mayor temperatura registrada en el primer muestreo (enero 2017) fue en el sitio 3 con 22.7°C. Las temperaturas más altas se registraron en julio (verano), durante la segunda etapa de muestreo con valores de 23 a 24 °C.

La variación de la temperatura entre los sitios de muestreo depende del mes del año. Las constantes fisicoquímicas varían con la temperatura y con frecuencia aumentan las reacciones endotérmicas, lo que trae en consecuencia varias transformaciones o efectos relacionados con el agua que se ven favorecidas por el aumento de la temperatura; tales como: disolución, solubilización, formación de complejos de coordinación, degradación, evaporación, etc. (Shah *et al.*, 2017). De acuerdo con las mediciones obtenidas se puede considerar que el agua del humedal Ciénega de Tamasopo es cálida. Sin embargo, esto no afecta las condiciones para el establecimiento de vida en este cuerpo de agua.

Por último, también se consideró como parámetro importante a la conductividad eléctrica (CE) que es una medida del total de iones disueltos en el agua. De acuerdo con los resultados obtenidos, se observó que el sitio 3 (S3) y sitio (S5) presentan el mismo patrón de comportamiento elevado de conductividad eléctrica (CE) y sólidos totales disueltos (STD) en las dos temporadas de muestreo. Se observó una mayor conductividad eléctrica en el mes de julio, siendo el mayor valor de CE en el primer muestreo, en el S3 con 1467 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mientras que en el segundo muestreo fue de 1641 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el S5. Arora *et al.* (2008) reportaron un valor de 3250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el agua de la región de Guayaco, la cual sugieren refleja los efectos de las actividades urbanas y agrícolas sobre la calidad de agua.

Estos valores rebasan a los reportados por Pérez-Segura (2019) durante el mes de marzo en el humedal Ciénega de Tamasopo (562.3-1437.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y los de septiembre (525.0-1302.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La conductividad eléctrica (CE) es la medida de cationes y aniones en el agua y está directamente relacionada con la concentración de iones disueltos en el agua (Singh *et al.*, 2017). Lo cual coincide con los altos valores de STD que presentan los mismos sitios de estudio (728 mg/L para el S3 y 820.0 mg/L para el S5). Singh *et al.*, (2018) determinaron que los valores de los STD son mayores en el verano (421 mg/L) en el humedal Parque Nacional Fujin, China, la

temperatura del agua es elevada (19-26.55°C) y las concentraciones de nitrógeno total del drenaje de las tierras de cultivo crean condiciones ventajosas y abundantes en nutrientes para el crecimiento de fitoplancton y zooplancton; por lo que los valores de STD en aguas abiertas (250 mg/L) son más bajos que alrededor de donde se encuentran las cañas (270 mg/L), las totoras (280 mg/L) y las descargas agrícolas (320 mg/L). Los sólidos disueltos pueden provenir de fuentes naturales como hojas, sedimentos, rocas y aire, así como de aguas residuales y escorrentía de fertilizantes y plaguicidas. Por esto, era de esperarse una alta presencia de sólidos disueltos en el agua del humedal Ciénega de Tamasopo, ya que existen numerosas fuentes antropogénicas (Téllez-García, 2019).

La mayoría de los humedales actúan como depósitos de nutrientes y de sólidos (Rendón-López, 2015), por esta razón; el S3 por su ubicación se puede considerar que debido a los cultivos de caña se le puede atribuir la elevada concentración de este parámetro y el S5 puede deberse a que funge como la zona final del humedal y puede haber una deposición en esta temporada antes de las lluvias. Cabe mencionar que en todos los sitios de muestreo hay presencia de *Typha domingensis*, así como alrededor del humedal se encuentran los sembradíos de caña de azúcar.

Por otra parte, fue notable que en el primer muestreo los valores en el sitio 3 (S3) son mayores y que en el segundo muestreo fue así para el sitio 5 (S5). Este comportamiento es similar al reportado por Pérez-Castillo (2017), donde el S3 funciona como un parte aguas entre los sitios 1 y 2 (zona norte del humedal) respecto a los sitios 4 y 5 (zona sur), lo que indica una diferencia en las características fisicoquímicas del agua a partir de este sitio de muestreo.

El agua de buena calidad es un atributo que se define en función del uso que se le asigna (ya sea como agua potable, de recreación, para uso agrícola o industrial, por ejemplo), lo que implica necesariamente la existencia de estándares de calidad específicos para los distintos usos. En este caso el humedal natural Ciénega de Tamasopo al ser un sitio Ramsar, se debe procurar la protección de la vida silvestre y evitar la sobreexplotación o desecación del mismo. Dado lo anterior, las características fisicoquímicas indican una pobre calidad del agua para la subsistencia de vida acuática (NOM-ECOL-001-1996). Los resultados de los parámetros fisicoquímicos del humedal se encuentran dentro del límite máximo permisible para temperatura establecido en la NOM-001-ECOL-1996 para humedales naturales que es de 40°C; sin embargo, sobrepasan el límite máximo permisible de 125 mg/L de STD y cumplen con el rango de pH de 7.0 a 8.7

establecido en la Guía Canadiense de Calidad de agua para la protección de la vida acuática del 2009. Se realizó la comparación con estudios anteriores en el sitio, lo que deja entrever que en ciertos parámetros muestreados existe una similitud de resultados, lo cual se puede inferir que es probable que exista un grado de perturbación mínima en el humedal debido a la intensa actividad agrícola presente en el sitio en ciertas zonas en ciertas temporadas de muestreo lo cual puede estar teniendo un impacto en el mismo. La calidad del agua se ve afectada por la precipitación pluvial, por el incremento de los caudales y el aporte de sedimentos. Se observó que durante la época de lluvias se favorece el arrastre de nutrientes ya que el caudal se expande inundando las zonas de agricultura, ganado y viviendas lo cual también favorece la mezcla de material suspendido en la columna de agua e incluso la movilización del sedimento por el aumento de la corriente lo que afecta a los parámetros fisicoquímicos. Las actividades adyacentes al humedal que pueden incidir en la calidad del agua son: el uso de fertilizantes sintéticos y excretas en la agricultura de caña de azúcar (sobre fertilización), la alteración de cauces y desecación de terrenos para uso agrícola, la práctica de roza-tumba y quema, la zafra y la entrada de sedimentos (Pérez-Castillo, 2017).

Es importante la realización de un monitoreo constante en el humedal para observar la variabilidad de estos parámetros y considerar algunos otros (carbón orgánico disuelto, fosfatos, nitratos, oxígeno disuelto, etc.) para obtener suficientes datos y tener actualizaciones constantes para determinar con exactitud la calidad del agua del sitio.

Las variables fisicoquímicas de las estaciones de muestreo indican que el cuerpo de agua tiene condiciones favorables para la ocurrencia, supervivencia, crecimiento y reproducción de organismos. Por este motivo se debe de tener mayor atención en el uso y regulación de fertilizantes y plaguicidas, que en algún momento comenzaran a dañar el ambiente y por consiguiente presentar posible daño a la biodiversidad y salud humana, para evitar esta clase de problemas es que se realizan diversos estudios a diferentes niveles para poder determinar los daños a los que está expuesta una población de cualquier organismo en un sitio impactado por diversos contaminantes.

5.2.2 Manantiales

En la Tabla 3, se muestran los resultados de los análisis fisicoquímicos realizados al agua de los 11 manantiales (M1-M11) aledaños al humedal natural Ciénega de Tamasopo durante el primer

muestreo (julio 2017). Los valores de pH (7.7-8.2) se encuentran dentro de los límites máximos permisibles propuestos en las diferentes agencias de regulación para agua de consumo humano (DOF 1989; EPA 2009; SSA 2000), al igual que la temperatura, la cual osciló de 23 a 25°C. Por otra parte, los sólidos disueltos totales estuvieron en un rango de 38.4 a 927.5 ppm, siendo El Cuajo (M4), San Isidro (M5), Cofradías (M6), Presa Mocha (M7) y El 20 (M11) los sitios con los valores más altos. El sitio con mayor turbidez fue: El Cuajo (M4) con 124 UTN y el de menor valor; Presa Mocha (M7) con 0 UTN. En cuanto a la conductividad eléctrica, el sitio Agua de las Piedras (M8), presentó el valor más alto (777.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Para el segundo muestreo (octubre 2017) se realizó la medición de los mismos parámetros *in situ* (Tabla 3) a excepción de la turbidez debido a un funcionamiento defectuoso del instrumento que no se pudo reparar en campo. El rango de pH osciló de 7.2 a 8.4 y se observó una considerable disminución de los STD respecto al primer muestreo, con un rango de 5.8 a 6.1 ppm (M5 “San Isidro” y M7 “Presa Mocha”, respectivamente). Por último, en cuanto a la conductividad eléctrica, el M2 “Oscuranas 1” presentó el menor valor con 13.16 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El pH es un parámetro importante pues se relaciona de modo cercano con la productividad biológica del sistema y puede ser afectado por la actividad antropogénica: descargas de aguas no municipales, escorrentías agrícolas y deposición atmosférica de sustancias que forman ácidos (Ramos-Herrera *et al.*, 2012). Otras razones de valores alcalinos de pH se pueden deber a que está controlado por los iones $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$, los cuales se forman durante los procesos hidrotermales debido a la presencia del dióxido de carbono disuelto (Roy *et al.*, 2018).

De acuerdo con la NOM-127-SSA1-2000, el rango de pH permisible para calidad del agua para uso y consumo humano es de 6.5-8.5, por lo que todos los sitios cumplen con este criterio en los dos muestreos realizados y se interpretan como un medio neutro alcalino; estos son propios de sistemas continentales de 6.25 a 7.67 en los manantiales que alimentan al humedal Ciénega de Tamasopo (Pérez-Castillo, 2017). Asimismo, Puczko *et al.*, (2018), reportó valores muy parecidos de pH (7.8-8.2) en los manantiales del Parque forestal Knyszyn, Polonia.

La temperatura del agua fue mayor en el primer muestreo con respecto al segundo muestreo en los manantiales M8 “Agua de las Piedras”, M10 “Capuchinas” y M11 “El 20” (con 25°C). La conductividad eléctrica (CE) fue mayor en el primer muestreo (julio 2017) que en el segundo (octubre 2017). Los manantiales M3 “Oscuranas 2” (636.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$), M8 “Agua de las piedras”

(772.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y M10 “Capuchinas” (595.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$) fueron los que presentaron los valores más altos de CE.

La lixiviación y disolución del material del acuífero, así como la mezcla de fuentes salinas generalmente contribuyen a un valor de CE alto en agua. Un amplio rango de valores de CE en muestras de agua es indicativo de múltiples fuentes de iones, como la contaminación atmosférica, geogénica y antropogénica (Leite *et al.*, 2018; Thakur *et al.*, 2018).

Roy *et al.* (2018) realizaron un estudio en los manantiales termales de Bakreswar, India; obteniendo valores de CE entre 410 a 783 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que se atribuyen al proceso de mineralización y la meteorización de las rocas huésped que promueven la solubilidad de los iones y a su vez pueden mejorar el nivel de sólidos totales disueltos (STD) en agua.

Los STD son uno de los parámetros que permite evaluar la salinización de aguas subterráneas (SEMARNAT, 2018). El límite entre el agua dulce y la ligeramente salobre coincide con la concentración máxima señalada de la Norma Oficial Mexicana NOM -127-SSA1-2000, dado que, de acuerdo con su concentración, las aguas subterráneas se clasifican en dulces (menor a 1000 mg/L), ligeramente salobres (entre 1000 y 2000 mg/L), salobres (entre 2000 y 10000 mg/L) y salinas (más de 10000 mg/L).

Si los niveles de STD en agua exceden los 1000 mg/L, se considera no apta para el consumo humano (DOF, 1989; SSA, 2000); de acuerdo con este criterio todos los valores obtenidos en los dos muestreos realizados se pueden considerar aptos para el consumo ya que se encuentran por debajo del valor mencionado. Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2009) y la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011) recomiendan un valor límite de 500 mg/L para agua de consumo humano. Siendo así, los sitios el Cuajo, San Isidro, Cofradías, Presa Mocha, Plan de Juanchilote y el 20 rebasan este límite; esto se puede deber a que los sólidos disueltos pueden provenir de fuentes naturales como hojas, sedimentos, rocas y aire, así como de aguas residuales y escorrentía de fertilizantes y plaguicidas. Estos valores son más altos que los reportados por Aksever *et al.*, (2016) en los manantiales de Başköy, Turquía (130-490 mg/L) donde los valores de STD varían durante la circulación debido al contacto con las rocas, el tiempo de residencia prolongado del agua y la recarga de los manantiales desde una mayor altitud. Por lo tanto, se sugiere que el agua de los manantiales se considera apta para consumo humano, sobre todo durante la segunda etapa del muestreo (octubre 2017).

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos de los manantiales alrededor del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos temporadas de muestreo.

Manantial	pH		T (°C)		CE (µS/cm)		STD (mg/L)		Turbidez (UTN)	
	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct
M1 "Cabezas"	7.7	7.2	24	23	575.3	13.31	287.6	5.8	59	ND
M2 "Oscuranas 1"	8.1	7.5	24	23	573.8	13.16	286.9	5.8	0.17	ND
M3 "Oscuranas 2"	8.1	7.5	23	22	636.9	13.29	38.4	5.8	0.20	ND
M4 "El Cuajo"	8.0	7.3	24	23	1.68	13.49	839.5	5.9	124	ND
M5 "San Isidro"	7.9	7.3	24	23	1.73	13.80	863.5	6.1	0.96	ND
M6 "Cofradías"	8.1	7.3	24	23.5	1.71	13.70	852.5	6.0	0.06	ND
M7 "Presa Mocha"	8.0	7.3	24	23	1.84	13.82	919	6.1	0	ND
M8 "Agua de las Piedras"	7.7	ND	25	ND	777.2	ND	388.6	ND	0.76	ND
M9 "Plan de Juanchilote"	8.1	8.2	24	24	1.86	13.51	927.5	5.9	0.41	ND
M10 "Capuchinas"	8.0	7.4	25	22	595.0	13.26	297.5	5.8	0.37	ND
M11 "El 20"	8.2	8.0	25	24	1.66	13.39	829.5	5.9	ND	ND
Leyes-Normas										
Criterios Ecológicos, 1989	5.0-9.0		Cond. Nat. +2.5		NC		1000		Cond. Nat.	
NOM-127-SSA1-2000	6.5-8.5		NC		NC		1000		5	
EPA (2009)	6.05-8.05		NC		NC		NC		NC	
WHO (2011)	8.5		NC		NC		500		NC	

ND: No disponible NC: No contemplado

Otro de los parámetros evaluados fue la turbidez (TB) la cual es debida principalmente a la cantidad de material particulado suspendido en los sedimentos (Chacón *et al.*, 2016). De acuerdo con las determinaciones realizadas respecto a la TB, el valor más alto se encontró en el primer muestreo en el sitio El Cuajo (124 UTN), seguido por el sitio Cabezas (59 UTN). Es importante mencionar que el agua del sitio Cabezas se utiliza principalmente para uso doméstico, pues es el sitio de bombeo para distribuir a la población del Ejido Cabezas; mientras que en el Cuajo se observó la instalación de una bomba hacia las casas cercanas, la cual puede causar la resuspensión de los sedimentos del fondo en el punto de muestreo.

Para el agua de consumo humano, un valor de TB de 5 UTN es por lo general aceptable (SSA, 2000), aunque esto puede variar de acuerdo con las características de la fuente. Además, no se ha reportado ningún efecto sobre la salud provocado por un valor alto de TB (Chacón *et al.*, 2016).

Es importante mencionar que los parámetros fisicoquímicos determinados en este estudio se realizaron tomando en consideración que el agua es de manantial, y por su origen no presenta perturbación por contaminación antropogénica. Sin embargo, dado que los habitantes de las comunidades aledañas al humedal consumen esta agua como potable, fue necesario conocer estos parámetros para determinar si es apta o no para consumo humano (calidad del agua), así como el aporte que tienen estos manantiales hacia el humedal.

5.3 pH y concentraciones de elementos traza en los sedimentos

Los sedimentos se caracterizaron por tener un pH ligeramente alcalino (pH 7.49–8.03) en las dos temporadas de muestreo. El pH es un parámetro de gran importancia, determinante para la biodisponibilidad de los elementos cuantificados, tanto en sedimentos como en la raíz de las plantas de *T. domingensis*. De acuerdo a la medición de esta variable en cada uno de los sitios de muestreo, se observó un rango de 7.49 a 8.03 durante el primer muestreo y de 7.75 a 7.92 en el segundo muestreo (Tabla 4).

Respecto a los valores obtenidos de pH, se puede sugerir que dichos valores se inclinan mayormente a la alcalinidad, interfiriendo en la disponibilidad de los elementos cuantificados, dado que el pH óptimo para poder estar biodisponibles debe ser un valor ácido o ligeramente cercano a la neutralidad (7.0).

Tabla 4. Concentración de elementos traza (mg/kg) en sedimentos de los sitios de muestreo del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos temporadas de muestreo.

Sitio	pH		Mn		Fe		Ni		Zn		As		Se		Cd		Pb	
	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul	Ene	Jul
S1	7.49	7.92	369.82±57.98	557.83±5.6	20232.05±282.84	21654.20±989.94	19.90±0.70	20.11±0.28	30.69±5.09	30.75±1.13	3.19±0.64	4.05±0.51	2.28±0.41	1.95±0.12	0.48±0.04	0.52±0.04	5.22±0.19	4.59±0.93
S2	7.5	7.75	543.60±3.53	467.11±62.93	21744.56±212.13	17358.19±1192.3	19.74±0.07	19.58±1.69	31.77±0.28	29.65±1.76	3.90±0.08	2.58±0.62	2.69±0.09	2.41±0.41	0.52±0.003	0.48±0.03	4.74±0.09	5.60±0.57
S3	7.49	7.58	501.49±19.80	489.33±19.09	14263.14±141.42	15461.55±909.18	26.22±0.70	23.74±1.34	33.57±6.15	31.96±2.82	2.71±0.39	2.90±1.36	3.13±0.09	2.65±0.55	0.39±0.10	0.45±0.03	5.28±0.40	5.50±0.57
S4	7.8	7.7	332.80±55.86	333.3±11.31	4076.29±106.06	5516.09±395.97	9.37±0.60	10.23±0.05	10.91±0.28	11.77±0.67	0.93±0.07	1.33±0.07	0.57±0.2	0.62±0.06	0.02±0.005	0.01±0.005	2.72±0.13	2.31±0.19
S5	8.03	7.73	392.23±0.70	452.60±15.55	5181.22±35.35	11369.86±473.76	8.55±0.95	10.44±0.04	9.78±0.58	13.48±0.38	0.84±0.20	1.76±0.04	0.17±0.02	ND	0.02±0.02	ND	2.30±0.02	2.91±0.15
Niveles de Efecto Probable (PEL) ^b	-	-	-	-	-	-	42.8		271		41.6		-		4.2		112	

^b MacDonald (1994)

ND: No detectable

El resultado del análisis de elementos cuantificados en sedimentos del humedal natural Ciénega de Tamasopo, por ICP-MS fue de Fe>Mn>Zn>Ni>Pb>As>Se>Cd, tanto en el muestreo uno (enero), como en el muestreo dos (julio), siendo los sitios 1, 2 y 3 donde mayormente se encontraron biodisponibles estos elementos (antes y después de las lluvias). Caso contrario a esa distribución, en los sitios 4 y 5 resultó menor la concentración de los elementos cuantificados, hasta de un 50% aproximadamente respecto a los sitios 1, 2 y 3.

Es importante mencionar que el Mn (557.83 ± 5.6 mg/kg) y Fe (21654.20 ± 989.94 mg/kg) son los elementos que se encontraron en concentraciones más elevadas, durante el muestreo 2 (periodo después de la zafra), siendo el sitio 1 donde se observó mayormente ese aumento.

En el caso del Ni, la concentración fue mayor en el sitio 3 (26.22 ± 0.70 mg/kg), de igual manera el contenido de Zn (33.57 ± 6.15 mg/kg). Se observó un comportamiento similar para Se (3.13 ± 0.09 mg/kg).

El Mn es un elemento esencial para las plantas, participa en muchos procesos enzimáticos redox y en la fotosíntesis. El origen del manganeso en los sedimentos del fondo es el resultado de preparaciones para la protección de plantas y fertilizantes. De acuerdo con Pérez-Castillo, 2017 en el humedal existen condiciones de saturación para las fases sólidas de $MnO_2(s)$ y $MnS(s)$, lo que indica que en los sistemas naturales, en condiciones anaerobias la presencia del Mn puede deberse a la disolución de carbonatos del metal (e.g. $MnCO_3(s)$), la cual es favorable a potenciales negativos mayores a - 0.5 V. El Mn precipita a un pH entre 8.5-10 y el Zn entre 6.5-7.5, lo cual concuerda en el caso de este elemento (Mn), observándose la concentración más elevada en sedimentos y tejido radicular de *T. domingensis*, favorecido probablemente por el pH al que se encuentran los diversos sitios de muestreo (Tabla 2) y por lo que se facilita su biodisponibilidad. Los sedimentos del medio ambiente no contaminado contienen entre 5 y 500 mg/kg de Mn (Kabata-Pendias, 2007). En este estudio, los valores medidos variaron entre 332.80 ± 55.86 - 557.83 ± 5.6 mg/kg de Mn, siendo mayores en comparación con los reportados por Engin *et al.*, (2017) de 30.487 ± 5.22 - 306.75 ± 78.60 mg/kg en el humedal Kızılırmak Delta, Turquía pero menores al reportado por Sasmaz *et al.*, (2008) en la raíces de *Typha latifolia* de 860 mg/kg de Mn en Kheli, Turquía.

Los pH más altos del agua proporcionan las condiciones necesarias para precipitar los hidróxidos metálicos (Engin *et al.*, 2017). En el caso muy particular, elementos como el Fe, Pb y Cd precipitan a partir de un valor de pH de 7.5-10, aspecto que pudiese interferir con su

biodisponibilidad en el cuerpo de agua y poder ser absorbidos por las plantas, razón por la cual podemos observar mayor concentración en los sedimentos que en las raíces (Tabla 3 y 4 respectivamente).

La acumulación de hierro (Fe^{3+}) en los sedimentos está influenciada primeramente por el pH y secundariamente por las reacciones de precipitación con carbonatos y sulfuros. En humedales donde hay abundancia de sulfatos, el hierro reducido puede ser removido continuamente por precipitación con sulfuros (Pérez-Castillo, 2017).

Agboola *et al.*, (2016) reportan valores de Zn en sedimentos de 47.6 ± 5.3 - 98.5 ± 10.1 mg/kg atribuyendo estos valores más bajos comparado con otros estudios en el los humedales de Lagos, Nigeria a la presencia y masiva invasión del humedal por la planta acuática *Eichhornia crassipes*.

Las prácticas agrícolas pueden ser una fuente importante de As, ya que su contenido puede ser elevado en pesticidas, fertilizantes, lodos y estiércol (Kabata-Pendias, 2007). La mayor concentración de arsénico en el sedimento fue en el sitio 1 con 4.05 mg/kg muy por debajo a la reportada por Wang *et al.*, (2018) en los sedimentos en el humedal Yunnan, al sureste de China de 1383 mg/kg pero similar a la encontrada por Bonano (2013) en un estuario en la zona de Catania; Italia de 7.86 ± 0.62 mg/kg de As. La absorción máxima de As^{5+} ocurre a pH 7.0, mientras que de As^{3+} a pH 4.0. Existe la formación de complejos al igual que con P, Fe, Al, Ca y Mn los cuales tienen un impacto significativo en su comportamiento en los suelos.

Los macrófitos enraizados, son generalmente influenciados por las concentraciones de elementos en el sedimento más que los que están en el agua, como resultado, la bioacumulación es mayor cuando el sedimento está altamente contaminado. La sedimentación de partículas contaminadas produce un alto contenido de metal en el suelo de los humedales, que generalmente actúan como un sumidero. El contenido de elementos traza en las plantas generalmente se correlaciona con el sedimento, lo que señala el papel de sedimento como fuente primaria para las macrófitas, Las raíces de las plantas son el camino principal para la acumulación (Bonano, 2013).

Con base en los resultados, los sedimentos del humedal tienen la habilidad de amortiguar pequeños cambios de pH, los cuales pueden ser producidos por la entrada de ácidos o bases los cuales promueven la disolución de minerales principalmente de calcio (Pérez-Castillo, 2017). El factor más importante que afecta la disponibilidad de los elementos traza es el pH del suelo. Para

las especies catiónicas, los valores de pH más bajos dan como resultado una mayor movilidad y, por lo tanto, disponibilidad, mientras que lo contrario es cierto para las especies aniónicas (por ejemplo el As).

Por lo tanto, la disponibilidad de metal es baja en suelos calcáreos debido a los valores predominantes de pH alcalino. Un efecto adicional del CaCO_3 sobre los elementos traza es la formación de precipitados insolubles. Por ejemplo, $\text{Me}(\text{OH})_2$ donde $\text{Me} = \text{Cd}, \text{Pb}, \text{Ni}$ y Zn y CuO , los cuales reducen la biodisponibilidad del metal (Antoniadis *et al.*, 2017).

Los sedimentos son un componente importante del ecosistema acuático porque actúa como reservorio de metales pesados y de los procesos geoquímicos internos que promueven la movilización de contaminantes. Las zonas de humedales que son habitables para la fauna, la flora y el hombre, dependen directa o indirectamente de los servicios que presta el ecosistema. Sin embargo, se deben implementar prácticas de gestión para detectar y rectificar cambios repentinos/anormales que pueden afectar a los humedales.

5.4 Calidad del agua de manantiales

Para la evaluación de la calidad de agua de los once manantiales que descargan en el humedal de la Ciénega de Tamasopo, se llevó a cabo la determinación de algunos parámetros de gran importancia, tal como se muestran en la Tabla 5.

La colecta de muestras de agua de los manantiales se realizó en dos etapas, la primera en julio y la segunda en octubre de 2017. Para ello, se consideraron algunos parámetros como: dureza total, dureza debido al calcio, sulfatos y nitratos para complementar los análisis fisicoquímicos y obtener datos de mayor espectro para la determinación de la calidad del agua.

Los valores de dureza total (mg/L de CaCO_3) oscilaron desde 285.33 ± 8.33 a 1030.67 ± 8.33 mg/L para el primer muestreo (julio 2017); considerando que esta agua es consumida directamente por los habitantes de las comunidades aledañas, se tomó como referencia los valores de la NOM-127-SSA1-2000, la cual establece un límite máximo permisible para la dureza total de hasta 500 mg/L .

Los resultados de este primer muestreo mostraron valores superiores a los establecidos en esta norma para los manantiales M7 "Presa Mocha" con 1030.67 ± 8.33 mg/L , seguido de M10

"Capuchinas" con 1009.33 ± 8.49 mg/L, M5 "San Isidro" con 944.00 ± 2.83 mg/L, M6 "Cofradías" con 937.33 ± 8.49 mg/L, M11 "El 20" con 846.67 ± 4.62 mg/L y M4 "El Cuajo" con 749.33 ± 11.31 mg/L, mientras que el resto de los manantiales se encontraba dentro de los límites permisibles.

En cuanto a la determinación de Dureza de Ca (mg/L CaCO_3), los valores obtenidos oscilaron desde 201.33 ± 2.31 a 698.67 ± 2.31 mg/L; mientras que para el segundo muestreo (octubre 2017), los valores de Dureza total (CaCO_3) oscilaron en un rango de 229.33 ± 8.33 mg/L a 689.33 ± 11.31 mg/L. De acuerdo con la NOM-127-SSA1-2000, se encontró que algunos de los manantiales sobrepasan el límite máximo permisible de dureza total tales como: M7 "Presa Mocha" con 689.33 ± 11.31 mg/L y M5 "San Isidro" con 628.00 ± 4.00 mg/L. El agua del resto de los manantiales se encontró dentro del límite máximo permisible.

La dureza es un parámetro útil para indicar la calidad del agua para uso doméstico e industrial. El Ca y Mg disueltos en agua son los dos minerales que determinan la dureza del agua; son los iones dominantes del agua subterránea y la disolución de minerales de carbonato (Akserver *et al.*, 2016; Singh *et al.*, 2017). En función del pH y de la alcalinidad, una dureza del agua por encima de 200 mg/L aproximadamente puede provocar la formación de incrustaciones, sobre todo en las calefacciones. Las aguas blandas con una dureza menor que 100 mg/L aproximadamente tienen una capacidad de amortiguación baja y pueden ser más corrosivas para las tuberías (WHO, 2011).

En un estudio realizado por Akserver *et al.*, (2016), se obtuvieron valores entre 147.40 a 547.60 mg/L de CaCO_3 en los manantiales de Başköy, Turquía y clasificó el agua como "dura" de acuerdo a la dureza total; en su estudio únicamente el manantial Çaygözü excedió el límite máximo permisible para agua de consumo humano que es de 500 mg/L, de acuerdo a la WHO (2011).

En ese sentido, la alta concentración de dureza total y dureza de calcio observada en los sitios M5, M6 y M7 puede atribuirse a la localización de estos manantiales, dado que se encuentran cerca del cerro y en general los suelos son calcáreos; por lo que durante la infiltración o a lo largo del flujo, el agua subterránea puede disolver el CaCO_3 y el $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ presentes en las rocas, y con ello la concentración de calcio del agua subterránea aumenta (Akserver *et al.*, 2016). De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011) no se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la dureza del agua de consumo. El valor del umbral

gustativo del ión calcio se encuentra entre 100 y 300 mg/L. En algunos casos, los consumidores toleran una dureza del agua mayor que 500 mg/L. El agua con una dureza mayor a 200 mg/L, en función de la interacción de otros factores, como el pH y la alcalinidad, puede provocar la formación de incrustaciones en las instalaciones de tratamiento, el sistema de distribución, y las tuberías y depósitos de los edificios. Otra consecuencia es el consumo excesivo de jabón y la consiguiente formación de restos insolubles de jabón. La aceptabilidad por la población del grado de dureza del agua va variar en gran medida de una comunidad a otra, en función de las condiciones de uso.

En cuanto a los aniones, durante el primer muestreo solo se detectaron sulfatos, los cuales se encontraban en un rango de 64.73 a 302.30 \pm 4.0 mg/L. Los lugares en donde se detectaron las concentraciones más altas de sulfatos fue el M4 “El Cuajo” con 302.30 \pm 4.00 mg/L, seguido del M9 “Plan de Juanchilote” con 285.65 \pm 1.09 mg/L y el M7 “Presas Mocha” con 285.13 \pm 0.69 mg/L. Por otra parte, el análisis de aniones (sulfatos y nitratos) en el segundo muestreo mostró la presencia de ambos en concentraciones que oscilaron de 34.40 \pm 0.66 -277.39 \pm 1.12 mg/L para sulfatos y de 0.21-1.01 mg/L para nitratos. Y se detectó una mayor concentración de sulfatos en los manantiales M5 “San Isidro” y M7 “Presas Mocha” en donde se detectaron 277.39 \pm 1.12 y 275.71 \pm 2.75 mg/L, respectivamente, mientras que para nitratos la concentración más alta se detectó en los manantiales M1 “Cabezas” y M10 “Capuchinas” en donde se detectaron 1.01 y 0.68 mg/L, respectivamente.

Los valores obtenidos de sulfatos mostraron mayor contenido durante el primer muestreo, es importante mencionar que los manantiales M4 “El Cuajo”, M7 “Presas Mocha” y M9 “Plan de Juan Chilote” se localizan rodeados de campos cañeros y en esta temporada de muestreo se observó aplicación de fertilizantes y corte de caña (periodo de zafra). De acuerdo con lo reportado por Almazán (2016), en la cuenca del río Papagayo, Guerrero, en los manantiales “Palo Gordo” y “Agua caliente” se determinó el contenido de sulfatos (62.68 y 45.58 mg/L SO₄⁻ respectivamente), considerando no como valores altos, si se comparan con los ríos de zonas mediterráneas, con contenidos de sulfatos mayores de 400 mg/L.

Sin embargo, la WHO (2011) considera un valor de 250 mg/L como límite máximo permisible para agua de consumo humano ya que excediendo este valor causa irritación intestinal; en este sentido, los sitios M4-M7, M9 y M11 superan este valor.

La presencia de SO_4^{-2} en el agua de manantiales es geogénico, es decir, producto de la mineralización (Roy *et al.*, 2018). En un trabajo realizado por Pérez-Castillo (2017) reportó valores de sulfatos entre 3.1 y 229 mg/L (noviembre 2010) y entre 13.1 y 128.6 mg/L (mayo 2012) en los manantiales del humedal Ciénega de Tamasopo, atribuyendo el contenido de sulfatos en el agua de los manantiales a las reacciones de disolución de minerales de azufre en depósitos geológicos durante el afloramiento y flujo del agua, procesos de oxidación de sulfuros de hierro (FeS_x) mediados por los nitratos en el agua al momento de aflorar y al proceso de karstificación (disolución del sustrato calcáreo debido a la infiltración del agua de lluvia).

Por otra parte, Elhatip (2004) realizó un estudio en los manantiales Incesu-Dokuzpinar de Turquía, donde se determinó la concentración de nitratos, encontrándose valores de 16.01-16.24 mg/L de NO_3^- , que pueden atribuirse a la aplicación del fertilizante $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, el cual, a través de un proceso de nitrificación en presencia de oxígeno, el amonio se transforma en nitrato ($2\text{O}_2 + \text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$).

Aksever (2015) encontró en el agua subterránea de la cuenca de Sandikli, Turquía, valores de 88.20 y 90.12 mg/L de nitratos, los cuales se asociaban con la intensa actividad agrícola de la zona, tipo de suelo y condiciones climatológicas. En las zonas rurales, el uso de fertilizantes nitrogenados ha llevado a una mayor contaminación potencial del agua subterránea por nutrientes, siendo los nitratos el contaminante frecuentemente introducido en los sistemas de agua subterránea (Aksever *et al.*, 2016). El límite máximo permisible de NO_3^- para agua de consumo humano es de 50 mg/L (WHO, 2011).

Sin embargo, si la concentración de nitrato es superior a 10 mg/L, es indicativo de que el agua subterránea es afectada por factores antropogénicos; y en condiciones naturales su concentración es menor a 1 mg/L (Aksever, 2015). Las concentraciones naturales de nitrato en aguas subterráneas bajo condiciones aeróbicas son de unos pocos miligramos por litro y dependen del tipo de suelo y la situación geológica (WHO, 2007).

Por lo anterior, se puede decir que en 10 de los 11 sitios de estudio la concentración de nitratos es debida a su condición natural, mientras que en M1 “Cabezas” (1.01 ± 0.001 mg/L) se puede deber a la cercanía de la población y ser la estación de bombeo de suministro, sin exceder los límites máximos permisibles.

Tabla 5. Determinación de dureza total, de calcio (CaCO₃), Sulfatos (SO₄²⁻) y Nitratos (NO₃⁻) de los manantiales alrededor del humedal Ciénega de Cabezas (Primer y segundo muestreo).

Manantial	Dureza Total (ppm CaCO ₃)		Dureza Ca (ppm CaCO ₃)		Sulfatos (ppm SO ₄ ²⁻)		Nitratos (ppm NO ₃ ⁻)	
	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct
M1 "Cabezas"	285.33±8.33	246.67±2.31	276.00±4.00	233.33±2.31	42.17±0.19	28.74±0.20	ND	1.01±0.001
M2 "Oscuranas 1"	306.67±6.11	229.33±8.33	201.33±2.31	166.67±2.31	85.35±0.48	37.16±0.56	ND	0.59±0.01
M3 "Oscuranas 2"	344.00±4.00	253.33±2.31	218.67±6.11	185.33±11.55	126.82±0.63	37.88±0.69	ND	0.48±0.01
M4 "El Cuajo"	749.33±11.31	388.00±8.00	418.67±11.31	206.67±6.11	302.30±4.00	218.21±1.31	ND	0.51±0.01
M5 "San Isidro"	944.00±2.83	628.00±4.00	672.00±11.31	421.33±4.62	278.23±0.65	277.39±1.12	ND	0.26±0.005
M6 "Cofradías"	937.33±8.49	361.33±6.11	622.67 ±2.83	280.00±4.00	279.00±0.43	235.32±1.94	ND	0.50±0.01
M7 "Presa Mocha"	1030.67±8.33	689.33±11.31	620.00 ±8.00	476.00±4.00	285.13±0.69	275.71±2.75	ND	0.21±0.004
M8 "Agua de las Piedras"	398.67±6.11	ND	333.33 ±8.49	ND	98.99±1.44	ND	ND	ND
M9 "Plan de Juanchilote"	302.67±4.62	456.00±8.00	253.33 ±2.31	340.00±4.00	285.65±1.09	230.94±0.20	ND	0.30±0.004
M10 "Capuchinas"	1009.33±8.49	258.67±2.31	628.00 ±19.80	242.67±2.31	64.73±0.001	34.40±0.66	ND	0.68±0.002
M11 "El 20"	846.67±4.62	321.33±6.11	698.67±2.31	224.00±8.00	271.54±1.68	133.01±3.19	ND	0.59±0.10
Leyes-Normas								
Criterios Ecológicos-1989	NC		NC		500		5	
NOM-127-SSA1-2000	500		NC		400		10	
EPA (2009)	500		NC		NC		NC	
WHO (2011)	500		NC		250		50	
ND: No disponible NC: No contemplado								

La calidad del agua varía según la localización de los manantiales en la microcuenca y las actividades asociadas a estos, por lo que se sugiere realizar un plan gestión que regule el uso que se le dará a este tipo de agua en el humedal o en las comunidades aledañas a este sitio.

Finalmente, en la Tabla 6 se presentan los resultados de los análisis microbiológicos realizados a todas las muestras de agua de los 11 manantiales en estudio, durante el segundo muestreo (octubre 2017). Dado la naturaleza de este tipo de análisis se decidió realizarlo sólo después de la época de lluvia para determinar el aporte microbiológico provocado por la mezcla de aguas pluviales y superficiales; tomando en cuenta la consideración de la Organización Mundial de la Salud (2017): “la lluvia puede aumentar en gran medida los niveles de contaminación microbiana en las fuentes de agua y los brotes de enfermedades transmitidas por el agua son frecuentes después de periodos de lluvias”.

Es importante mencionar que la presencia o aumento de bacterias, parásitos, virus y hongos en el agua surge usualmente por efecto directo o indirecto de cambios en el medio ambiente y en la población tales como urbanización no controlada, crecimiento industrial, pobreza, ocupación de regiones antes deshabitadas, y la disposición inadecuada de excretas humanas y animales. Los cambios relacionados con las actividades antropogénicas se ven reflejados directamente en el entorno y, por consiguiente, en el recurso hídrico. Dentro de las principales actividades que favorecen la contaminación de aguas son las agropecuarias como movilización de animales, cultivos, abonos orgánicos mal procesados y disposición inadecuada de aguas residuales que afectan la calidad microbiológica de las fuentes de agua (Núñez *et al.*, 2009).

Tal como se observa en la tabla 6, se determinó la presencia de coliformes totales en los manantiales M2 “Oscuranas 1”, M4 “El Cuajo” y M9 “Plan de Juanchilote”, mientras que para coliformes fecales, la mayoría de los manantiales tuvo presencia de estos (<3 NMP/100mL); excepto en el manantial M8 “Agua de las Piedras” en donde no se cuantificaron debido a la inundación del terreno e imposible acceso al manantial para la obtención de las muestras.

En cuanto a los coliformes totales en el sitio M2 “Oscuranas 1”, se obtuvo un valor de 7 NMP/100 ml; por lo que se sugiere que se puede deber a que en este sitio está colocada una bomba que manda el agua a casas aledañas y su ubicación está a unos cuantos metros del camino que conduce a las comunidades circunvecinas. En el sitio M4 “El Cuajo” se obtuvo un valor de 28 NMP/100 mL; además, se pudo observar la presencia de fauna atados (cerdos) y pisadas de personas que acuden

al manantial; mientras que el sitio M9 “Plan de Juanchilote” con 21 NMP/100 mL, donde los trabajadores del corte de caña acuden a bañarse y aunque existe una cerca para el ganado, hay un desnivel que permite el escurrimiento de las heces de estos hacia el manantial.

Los coliformes fecales son uno de los parámetros de calidad del agua más importantes, debido a su uso como indicador bacteriano de la contaminación fecal en aguas naturales ya que puede tener el potencial de propagar enfermedades como el cólera, tifoidea o diarrea (Leite *et al.*, 2018).

En la Cuenca del río Marombas, Brasil, todos los manantiales y los pozos poco profundos presentaron coliformes totales y el 70% de los sitios de muestreo están contaminados por coliformes fecales; esto debido a que entre el otoño y el invierno existe una alta precipitación lo que los hace no aptos para consumo humano ya que los estándares de Calidad de Agua de Brasil para consumo humano exigen que los suministros de agua potable sean libres de patógenos microbianos pues su presencia es un riesgo grave para la salud humana (Leite *et al.*, 2018).

Namihira-Santillán *et al.* (2002) atribuyen los valores de coliformes totales (150-6789 NMP/100 ml) y coliformes fecales (150-21000 NMP/100 ml) del manantial externo al Lago Huayamilpas, México, D.F. al vertimiento intermitente de agua residual doméstica y que en los meses de lluvia (junio-septiembre) ocurre el lavado del terreno circundante.

Ender (2018) encontró que en el 46% de las muestras de agua del valle de Dong Van en Vietnam contenían >100 NMP/100 mL de *E. coli*, debido al grado de karstificación (disolución de las rocas calizas en presencia de agua y CO₂) en el agua subterránea.

La distribución de los manantiales en la zona del humedal Ciénega de Tamasopo, mostró dos agrupaciones principales de localización: 1) adyacentes en zonas de actividad agrícola y 2) zona superior de la microcuenca, pie de la montaña y adyacentes a comunidades. Esto le confiere ciertas características fisicoquímicas por el sustrato y las actividades desarrolladas (uso de suelo) y hace que exista la variación de la calidad del agua (Pérez-Castillo, 2017).

Tabla 6. Análisis microbiológico de los manantiales alrededor del humedal Ciénega de Cabezas (Segundo muestreo)

Manantial	Coliformes Totales (NMP/100 ml)	Coliformes fecales (NMP 100/ml)
M1 "Cabezas"	<1.1	<3
M2 "Oscuranas 1"	7	<3
M3 "Oscuranas 2"	<1.1	<3
M4 "El Cuajo"	28	<3
M5 "San Isidro"	<1.1	<3
M6 "Cofradías"	<1.1	<3
M7 "Presa Mocha"	<1.1	<3
M8 "Agua de las Piedras"	ND	ND
M9 "Plan de Juanchilote"	21	<3
M10 "Capuchinas"	<1.1	<3
M11 "El 20"	<1.1	<3
Criterios Ecológicos-1989	<2	NC
NOM-127-SSA1-2000	2 NMP/100 ml	No detectable
WHO (2017)	NC	No detectable

**Límite de confianza del
95%**

ND: No Disponible NC: No Contemplado

Los manantiales M2 “Escuranas”, M4 “Cuajo” y M9 “Plan de Juan Chilote” rebasan los límites máximos permisibles de 2 NMP/100 mL para coliformes totales que establece la NOM-127-SSA1-2000 para agua de consumo humano. Además, tampoco cumplen con base a los criterios ecológicos de la calidad del agua (CE-CCA-001/89) que indica que el NMP de organismos coliformes totales/100 mL para agua potable es de <2. Esto se podría evitar circulando el área para evitar que el ganado acceda a los manantiales y realizar un programa de monitoreo y mantenimiento de los mismos en coordinación con los representantes de las poblaciones aledañas.

El tipo de manantial o punto de muestreo juega un papel esencial en la calidad del agua de manantial. Los manantiales sin explotar están expuestos a su alrededor a la entrada de contaminantes pues a menudo los animales de la zona los utilizan como fuente de abastecimiento,

tal es el caso del 50% de los manantiales de la zona. Por el contrario, los manantiales que abastecen a la población están propensos a la contaminación si el agua se lleva a un tanque de almacenamiento o están al aire libre y no se tienen los cuidados necesarios para su mantenimiento como por ejemplo el manantial M1 “Cabezas” y M11 “El 20” que se encuentran situados en el centro de la población.

El agua destinada al consumo humano no debe contener organismos indicadores fecales (SSA, 2000; WHO, 2017) por lo tanto, todos los manantiales no reúnen las condiciones microbiológicas para considerarse de consumo humano, ya que presentan un resultado positivo para coliformes fecales.

5.5 Distribución de elementos en raíz, hoja y semillas de *Typha domingensis*

Con la finalidad de determinar la distribución elemental *in vivo* en las plantas de *T. domingensis*, y complementar los estudios de acumulación de los metales en las plantas, se utilizó la técnica de μ -XRF. La alta definición de imágenes colectadas a través de μ -XRF provee grandes detalles de la distribución espacial de semillas y granos. Existen pocos estudios que han abordado la distribución de (micro) nutrientes en la estructura. Esto posiblemente se deba a la complejidad del tamaño de la muestra, el manejo, obtención de finas secciones (micrótomos) y la falta de sensibilidad del equipo analítico o acceso al sincrotrón.

El método de μ -XRF basado en sincrotrón desarrollado en este estudio permite conocer espacialmente el análisis de la distribución de elementos en tejidos vegetales *in vivo*. Se utilizó este método para determinar la presencia de diferentes elementos sin destruir ni dañar las muestras pues es una técnica altamente sensible y las muestras hidratadas pueden analizarse *in vivo* y tiene la capacidad de realizar un análisis multi-elemental simultáneo. En este estudio, además de las características anteriores, permitió conocer la distribución elemental en diversas partes de *Typha domingensis* (raíz, hoja y semilla), así como establecer un proyecto base sobre los diversos elementos que están presentes en las plantas del humedal natural Ciénega de Tamasopo, y complementar así, los análisis cuantitativos y los efectos u asociaciones de los diversos elementos. Con estos resultados se podrá diseñar diversos experimentos de tolerancia, acumulación, cuantificación y fitorremediación *in situ* y en condiciones controladas del laboratorio. Este proyecto es el primero en reportar resultados en un sitio Ramsar y en México usando luz sincrotrón con *Typha domingensis* colectada en condiciones *in situ*.

Los resultados de esta parte de la investigación muestran un avance en el conocimiento de la distribución elemental en esta especie vegetal de la que hasta el momento no existen reportes científicos similares. Para ello, se obtuvieron los mapas de distribución de elementos en muestras de raíz, hoja y semilla de *Typha domingensis* de acuerdo con la metodología descrita en la sección 4.7. Dentro de los elementos analizados están los macronutrientes (Ca, K, S y P) y los micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn y Cl). Para poder entender la distribución de estos elementos se consideró la imagen de microscopía óptica de la sección transversal de raíz de *Typha domingensis* obtenida por Mufarregge (2012) y la obtenida por la cámara de la línea VESPERS en este proyecto (Figura 21).

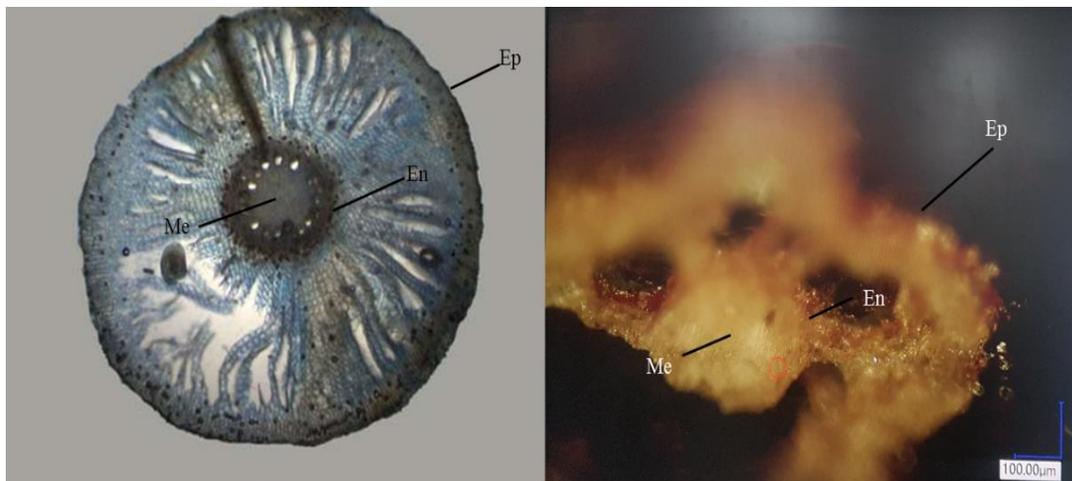


Figura 21. Raíces de *T. domingensis*: 1) Imagen en microscopía óptica (650 μm). Tomada de Mufarregge (2012); 2) Imagen de cámara frontal en línea VESPERS (100 μm). Ep =epidermis, En= endodermis y Me= médula.

En la figura 22 se observan los elementos distribuidos en la raíz de *Typha domingensis* en donde la barra de color representa la intensidad para cada elemento estudiado. El S y el Zn se observan distribuidos en la endodermis al igual que el Ca, mientras que el Mn en la médula al igual que el Cu el cual también se observa en la epidermis.

Normalmente, las raíces de las plantas pueden absorber cantidades suficientes de micronutrientes, incluido el Fe, para satisfacer sus necesidades metabólicas de los suelos que contienen bajos niveles de micronutrientes solubles totales porque las plantas han desarrollado

diversas estrategias para modificar el entorno del suelo que rodea sus raíces (rizosfera) para aumentar la cantidad de especies acuosas solubles de nutrientes minerales disponibles para su absorción. Dentro de estas estrategias están: (1) la solubilización de micronutrientes de las fases sólidas de las fracciones del suelo, (2) la movilización de especies iónicas solubles a las superficies de las raíces para su posterior absorción, y (3) mecanismos de absorción eficientes para aumentar el gradiente de difusión de micronutrientes solubles desde la solución de suelo a sitios de absorción de la membrana de dentro de espacios apoplasmáticos de células de raíz (Welch, 1995).

Los macronutrientes como el P son tomados rápidamente por las raíces de las macrófitas emergentes y luego translocados hacia las partes aéreas para llevar a cabo la fotosíntesis (Mufarrege, 2012). Dado que las raíces son importantes para la absorción de P y son producidos por los rizomas de *T. domingensis*, los niveles bajos de P promueven una mayor asignación de biomasa a los rizomas (Santos *et al.*, 2015).

Entre todos los micronutrientes, el hierro es el que se necesita en mayor cantidad, hasta el punto de que en algunas plantas se considera un macronutriente. El hierro puede ser absorbido como Fe^{3+} (Fe III) y, más fácilmente, dada su mayor solubilidad, como Fe^{2+} o ion ferroso (Fe II). Su deficiencia en los suelos calizos es muy habitual porque la solubilidad del Fe es muy baja a pH básico (Bonilla, 2008), es quizá por ello que vemos poca distribución de este en las raíces de *Typha domingensis*.

Las plantas terrestres toman del suelo los componentes esenciales de su biomasa, a excepción del carbono. Macronutrientes y micronutrientes son incorporados desde la solución salina del suelo hasta el interior de las células, donde son almacenados, metabolizados o transportados a otras células, tejidos u órganos. Algunas plantas presentan requerimientos adicionales y existen elementos suplementarios no esenciales para la generalidad de las plantas, que son capaces de suplir, al menos parcialmente, la falta de otro elemento esencial o de aumentar la tolerancia en los excesos de absorción de algún otro u otros elementos. Existe una amplia gama de elementos con efectos promotores del crecimiento que pueden reemplazar en parte a los elementos esenciales (Bidwell, 1993; Bonilla, 2008).

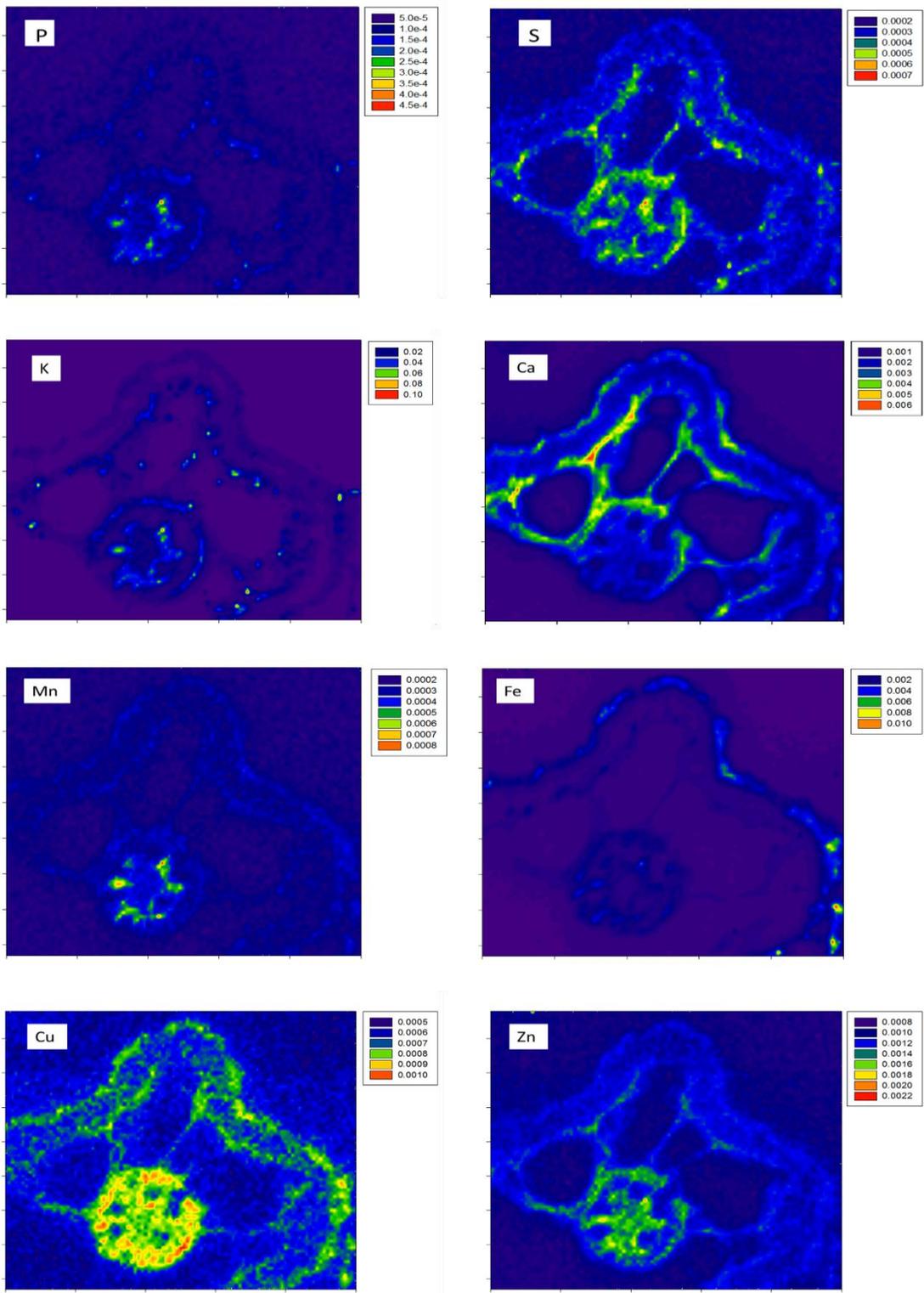


Figura 22. Mapas de distribución de elementos en raíz de *Typha domingensis* del humedal natural Ciénega de Tamasopo (Dimensión 1mm²).

Los elementos esenciales tienen funciones metabólicas específicas en las plantas, cuando estos elementos están ausentes, las plantas exhibirán síntomas característicos de deficiencia que, en la mayoría de los casos, están relacionados con uno o más de esas funciones.

Terzano *et al.*, (2013) reportaron la distribución de elementos en las raíces de tomate donde el Fe parece estar más concentrado en la parte interna de la estela (donde se encuentran los vasos del xilema) en lugar de la corteza o en la parte externa de la estela.

Una distribución similar se observó para Cu, mientras que el Zn aparece más localizado en la endodermis y en la corteza; el Mn está presente en epidermis. La distribución de Cu (médula) y Zn (endodermis y médula) en la raíz de *Typha domingensis* es similar a la encontrada por estos autores a excepción del Mn que se localiza en la médula.

Las plantas rara vez presentan deficiencias de cobre (Cu) debido, principalmente, a la escasa necesidad de este elemento y a que está disponible en la mayoría de los suelos. El Cu es absorbido como catión divalente (Cu^{2+}) en suelos aireados o como ion cuproso (Cu^+) en suelos pobres en oxígeno o con alto contenido en agua, como los suelos inundados de los manglares (Bonilla, 2008). En los mapas de Ca, Cu y Zn en la raíz de *Typha domingensis* se puede observar que la distribución se dirige hacia la endodermis y la médula. Al hacer una comparación con lo obtenido por Kanngießer *et al.*, (2007) en raíces de *Lemna minor* existe un patrón similar donde el Cu y el Zn se localizan mayormente en la endodermis y el Ca en el núcleo de la raíz (médula). En cambio, para Song *et al.*, (2013) el Cu en raíces de *Cucumis sativus* se distribuyó principalmente en la parte media de la raíz con el cilindro vascular lo cual también se observó en este estudio.

Las diferentes zonas de crecimiento de las raíces de las plantas tienen características fisiológicas específicas, funciones y diferentes estrategias de absorción y acumulación de nutrientes. La región meristemática de la punta de la raíz es la zona más activa para la absorción de elementos minerales (Bonilla, 2008). Lu *et al.*, (2017) encontraron que la localización preferencial de Cu en la raíz de arroz es el centro de la zona de alargamiento y en la zona de maduración de la raíz lo que implica que una cantidad considerable de Cu ha entrado en la estela de la raíz y que existe una señal de Cu alta dentro del cilindro. La estela de raíz de arroz consiste en alternar vasos de xilema y floema y es la fracción de la raíz más importante pues es la responsable del transporte de elementos minerales y nutrición humana, es un elemento crítico que controla el transporte de elementos al brote (incluido el grano de arroz). La alta distribución y

concentraciones de Cu dentro del cilindro sugieren que el metal puede ser absorbido por las células de la raíz y puede entrar fácilmente en el sistema vascular a través del transporte simplástico. La acumulación preferencial de Cu en las raíces probablemente se deba a la alta afinidad del Cu con fuertes ligandos de las paredes celulares. Se ha demostrado que el Cu generalmente se encuentra secuestrado en las paredes celulares para eliminar el exceso Cu en plantas (Kopittke *et al.*, 2014)

El manganeso (Mn) es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, pero su disponibilidad difiere mucho en espacio y tiempo, pues depende en gran medida de la naturaleza y cantidad de minerales de Mn y el pH del suelo. El Mn forma complejos con muchos ligandos orgánicos e inorgánicos. En los suelos tiene tres estados de oxidación común Mn (II), Mn (III) y Mn (IV) que forma óxidos hidratados de valencia mixta; también está presente asociado a carbonatos, silicatos, sulfatos y fosfatos. El Mn^{2+} es la forma más común fácilmente absorbida por raíces de plantas (Blamey *et al.*, 2015).

El calcio (Ca) y potasio (K) desempeñan papeles vitales como activadores enzimáticos y cofactores. El calcio se absorbe como ion divalente, Ca^{2+} y es abundante en la mayoría de los suelos. La mayor parte del calcio se localiza por fuera de la pared celular, en los pectatos de la lámina media y está involucrado en la permeabilidad de la membrana celular. En el interior de la célula, el calcio se encuentra en las vacuolas donde, dado el pH ácido de éstas, puede precipitar como sales de oxalato, fosfato, carbonato, sulfato, entre otros (Bonilla, 2008; Schekel, 2004). El calcio también es necesario para la integridad y la funcionalidad de las membranas y, además, recientemente se ha visto que está implicado como segundo mensajero en el funcionamiento de algunas hormonas y en respuestas ambientales (pH, luz, temperatura).

El potasio es abundante en la mayoría de las células, particularmente en los haces vasculares (Küpper *et al.*, 2001). Junto con el P y el N, constituye el contenido principal de los fertilizantes de máxima difusión comercial. Se distribuye con suma facilidad de los órganos maduros a los juveniles, dada su solubilidad y su baja afinidad por los ligandos orgánicos, con los que se intercambia fácilmente. El catión es el más abundante en las plantas y se acumula en la vacuola y el citoplasma (Bonilla, 2008).

En las hojas de *Typha domingensis* (Figura 23) se encontró que el potasio (K), el cobre (Cu) y el azufre (S) tienen una distribución parecida que se observa verticalmente. El manganeso (Mn) y Cloro (Cl) tienden a distribuirse mayoritariamente hacia el centro de la hoja. Para el P, vemos

una distribución más uniforme, lo que puede coincidir con lo reportado por Santos *et al.*, (2015) en donde encontraron que el P juega un papel muy importante en el desarrollo estomático en hojas de *Typha domingensis*, ya que hay un aumento el número de estomas en condiciones ricas en P, lo que promueve una mayor absorción de CO₂ y fotosíntesis. El fósforo se encuentra disponible para la planta como ion fosfato, y se absorbe preferentemente como H₂PO₄⁻ en suelos con un pH inferior a 7, y como anión divalente HPO₄²⁻ en suelos básicos, con un pH por encima de 7. Una parte importante del fosfato de la planta se encuentra en forma iónica libre: el 75% en las vacuolas, y el 25% restante en la matriz y los orgánulos citoplasmáticos, en equilibrio con los ciclos metabólicos (Bonilla, 2008).

Se obtuvieron resultados similares para Ca a los determinados por Scheckel *et al.*, (2004), donde en los mapas de distribución de μ -XRF de Ca en *Iberis intermedia* se observa que este se encuentra hacia la vena central de las hojas. Además existe una asociación y localización cercana del talio (Tl) y el calcio (Ca) dentro del sistema vascular de las hojas que incluyen venas menores entre la vena central principal y el borde de la hoja, sin importar la madurez de la hoja, tamaño y secciones. El mismo estudio mostró que la distribución de Tl en las hojas es comparable a lo reportado para K en varias plantas hiperacumuladoras (*Alyssum lesbiacum*, *Alyssum bertolonii* y *Thlaspi goesingense*) y es debido probablemente a la similitud química de K con Tl. El calcio es un componente importante de las paredes celulares y está involucrado en la permeabilidad de la membrana celular.

Lui *et al.*, (2020) estudiaron la distribución de lantano (La), cerio (Ce) y manganeso (Mn) en la planta hiperacumuladora *Dicranopteris linearis* donde los mapas de distribución elemental por luz sincrotrón (XFM) revelaron que La, Ce y Mn se encuentran localizados en la epidermis de las hojas. La distribución de estos elementos en *D. linearis* podría estar influenciado por varios parámetros que están asociados con la evaporación (p. ej., hábitat, condiciones estacionales y climáticas) y la toxicidad de Mn (p. ej., intensidad de la luz, edad del peciolo).

El manganeso existe en varios estados de oxidación; configura distintos óxidos del suelo que resultan insolubles y es absorbido, principalmente, como catión divalente (Mn²⁺) después de la reducción de estos óxidos en la superficie de las raíces. El Mn activa numerosas enzimas, las dos principales son: 1) el complejo manganeso-proteína que transporta los electrones desde el agua al fotosistema II y 2) el manganeso se encuentra formando parte de la Mn-SOD (Mn superóxido

dismutasa), una de las isoenzimas de la SOD presente en las mitocondrias y los peroxisomas y, de forma más irregular, en los cloroplastos. El Mn está igualmente implicado como activador de muchas enzimas respiratorias del ciclo de Krebs aunque puede ser reemplazado por otros cationes divalentes, principalmente el Mg^{2+} (Bonilla, 2008).

Los síntomas característicos de la toxicidad de Mn incluyen hojas cloróticas y distorsionadas con pequeñas lesiones necróticas. Las lesiones necróticas resultan principalmente de compuestos fenólicos oxidados y una mayor actividad de peroxidasa en el apoplasto. En las hojas de soya, Blamey *et al.*, (2015) encontraron que la mayor localización del Mn se sitúa cerca de las venas y especialmente en las lesiones necróticas. En otro estudio Blamey *et al.*, (2018) también reportaron que el Mn se observó en las áreas intervenales de las hojas y en las vacuolas del altramuz blanco (*Lupinus albus*). En el mapa de distribución de Mn en las hojas de *Typha domingensis* de este estudio se puede observar que existe una mayor localización del Mn hacia el centro y la coloración en campo de las hojas (verde claro y necrosis) podrían explicar una posible toxicidad por Mn.

Para el azufre (S) localizado en la endodermis y en hacia la parte central de la hoja, se considera que es un elemento esencial el cual se absorbe en forma de anión sulfato (SO_4^{2-}) y, en esta forma, se transporta por el xilema. También puede ser absorbido por los estomas de las hojas bajo la forma de dióxido de azufre (SO_2), contaminante atmosférico resultante de la combustión del carbón, la madera y el petróleo. El SO_2 reacciona con el agua en el interior de las células formando bisulfito (HSO_3^-), que desplaza el magnesio de la clorofila y disminuye, en consecuencia, la fotosíntesis.

Los mapas de distribución de elementos detectados por μ -XRF en la semilla de *Typha domingensis* se muestran en la figura 24. La distribución de K y Cu son similares, donde ambos se localizan en el episperma, cotiledón y endosperma de acuerdo al esquema de Goebel (1930), mientras que el Fe y Zn, se localizan exclusivamente en el cotiledón; Mn similar al Ca en el episperma y Cl, P y S distribuidos uniformemente en toda la semilla.

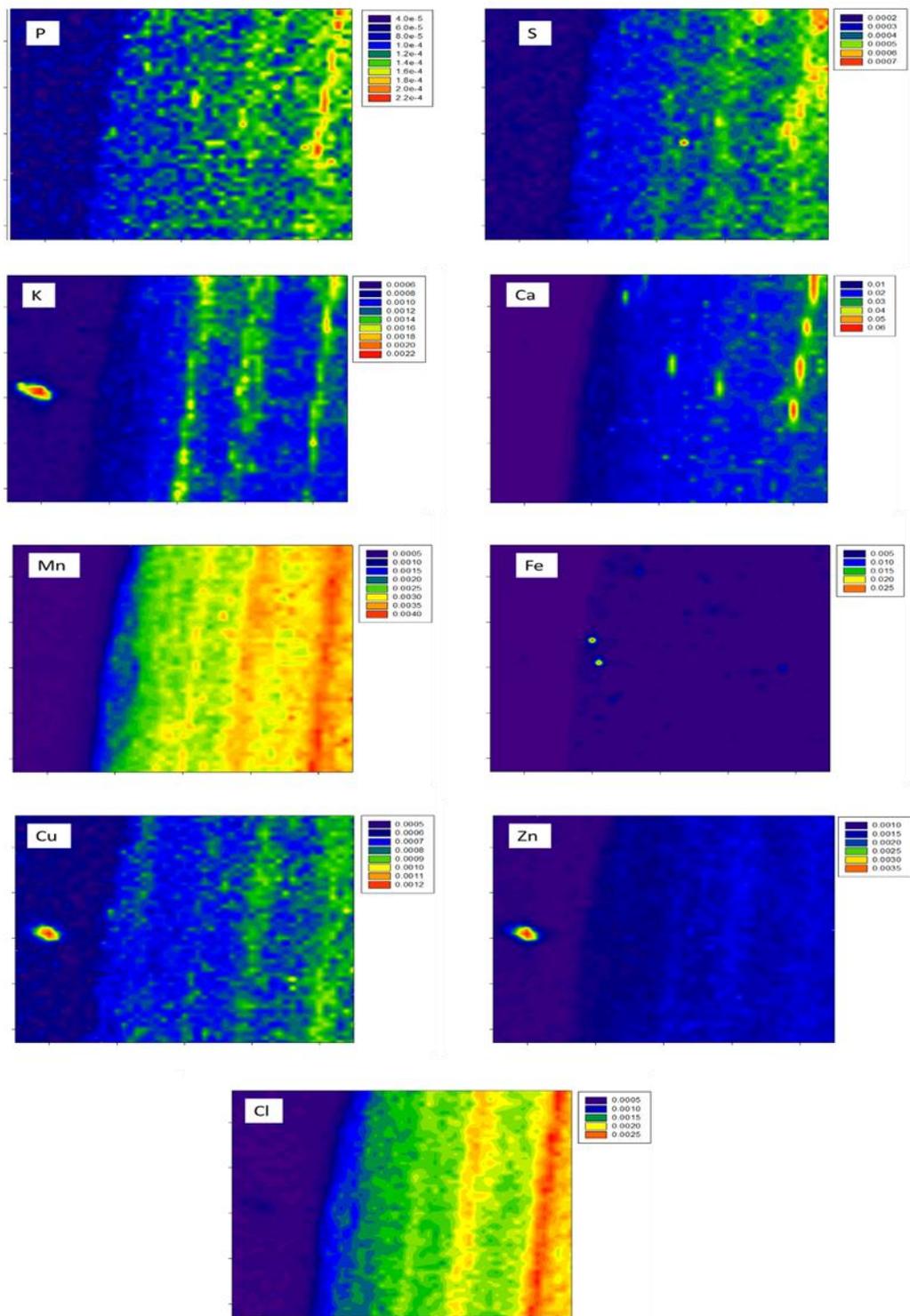


Figura 23. Mapas de distribución de elementos en hoja de *Typha domingensis* del humedal natural Ciénega de Tamasopo.

Durante la germinación de las semillas de las plantas ocurren drásticos cambios biológicos. Un flujo adecuado de elementos durante la germinación de semillas es importante para el crecimiento normal, pero existe una limitada comprensión sobre el flujo dinámico de estos nutrientes durante la germinación. Takahashi *et al.*, (2009), estudiaron Fe, Mn, Zn y Cd acumulado en el endospermo y embriones de semillas de arroz encontrando que su distribución cambió durante la germinación de semilla. En el embrión, el Fe es acumulado en el escutelo frente al endospermo cerca del haz vascular. Zn fue más abundante en el embrión. Mn fue acumulado en el endospermo y en el embrión. Los resultados sugieren la posibilidad de que Mn y Cu en el embrión sean utilizados activamente para el crecimiento del coleóptilo y la radícula durante la germinación de la semilla.

Lombi *et al.*, (2011) estudiaron los micronutrientes en granos de cebada, encontrando que la distribución de Cu y Zn es similar, con ambos elementos presentes en el embrión, alrededor del perímetro del grano y en el pliegue de la parte ventral del grano. El Fe principalmente en las partes externas del grano y en el cotiledón y el Mn en el ventral exterior del grano; la distribución de estos dos elementos es similar a lo encontrado en este estudio.

La aplicación de micro fluorescencia de rayos X (μ - XRF) para la investigación de la distribución elemental dentro de los tejidos biológicos y particularmente en los alimentos, ha aumentado constantemente. Las plantas hiperacumuladoras son modelos atractivos para estudiar la homeostasis de los metales y metaloides y explorar la distribución espacial y la química de coordinación de los metales y metaloides en sus tejidos y para comprender su ecofisiología (van der Ent *et al.*, 2018). En los últimos años se han estudiado plantas hiperacumuladoras, por ejemplo, el Ni ha sido localizado en las células epidérmicas foliares, tejidos vasculares y partes basales de los tricomas de *Alyssum murale* y el Zn en células epidérmicas de *Sedum alfredii* y *Sedum plumbizincicola* (Liu *et al.*, 2020). La distribución espacial de Pb en raíz y hojas de *Brassica napus* y *Festuca arundinace* para la fitorremediación de suelos contaminados por Pb (Mera *et al.*, 2018). Y también para la obtención de mapas elementales para extraer información sobre los procesos fisiológicos de la planta bajo procedimientos de biofortificación como lo realizado por Ramos *et al.*, (2016) en granos de trigo de dos especies (*Triticum aestivum* y *Triticum durum*) utilizadas para la elaboración de pasta para consumo humano.

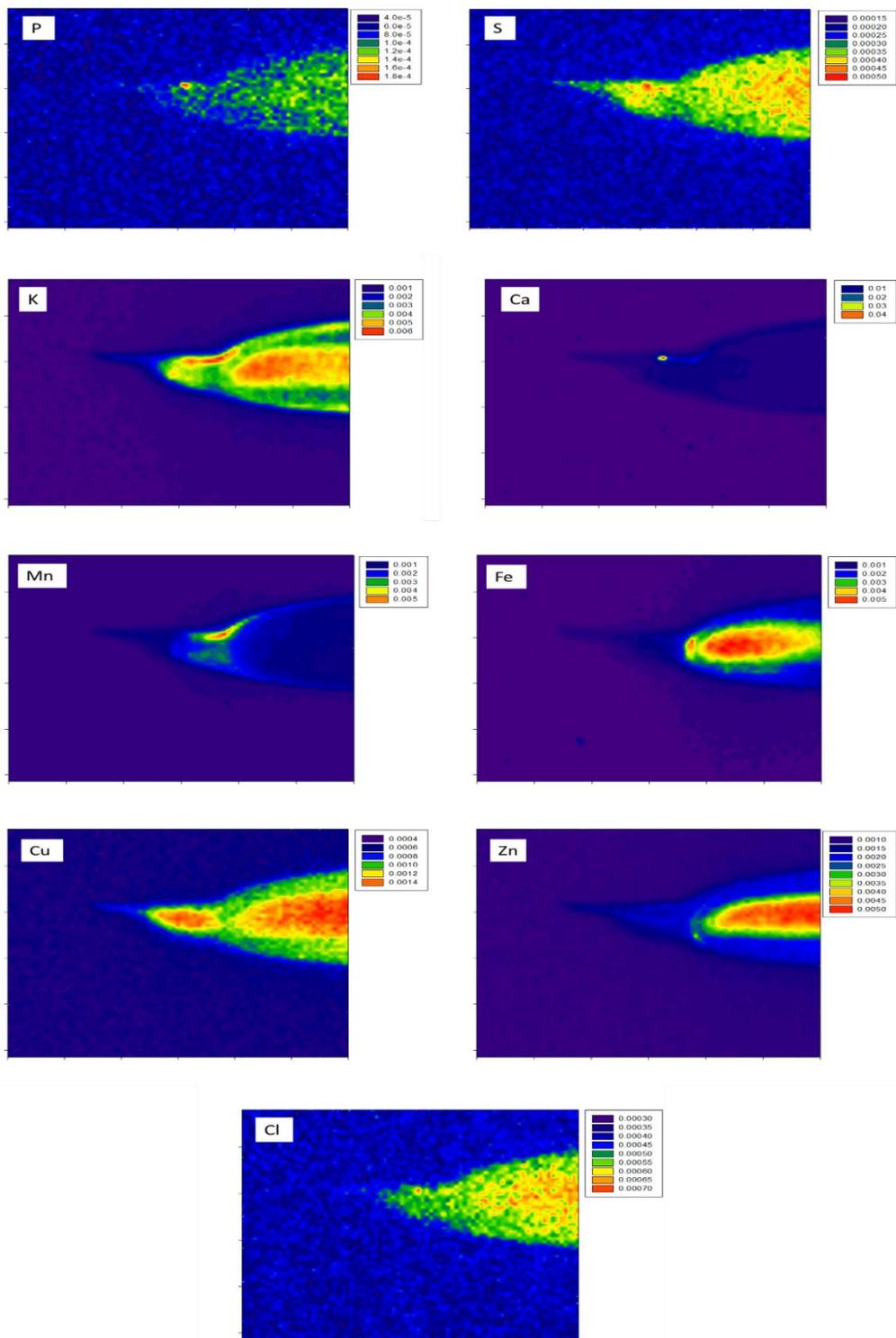


Figura 24. Mapas de distribución de elementos en semilla de *Typha domingensis* del humedal natural Ciénega de Tamasopo.

Las plantas de *T. dominguensis* mostraron una distribución elemental de P, S, K, Ca, Mn, Fe, Cu y Zn los cuales son nutrientes que de manera normal están presentes en todas las plantas. Lo que significa que las plantas del humedal no presentan carencia de ellos, y además le permiten desarrollarse para poder expresar otros mecanismos para la remoción de elementos no esenciales tales como el As. En la raíz la distribución del Cu y el Zn son las más relevantes debido a que existe una alta afinidad del Cu con fuertes ligandos de las paredes celulares y el Zn junto con el Cu, constituye algunos tipos de superóxido dismutasas (SOD), presentes en distintos orgánulos y en el citoplasma de la célula vegetal e implicadas en la defensa contra los radicales superóxidos (Bonilla, 2008); mientras que en las hojas el Mn el cual podría estar causando toxicidad por lo que sería relevante cuantificar este elemento y para la semilla el Cu, Zn y Fe y su participación en la germinación de la semilla. Esta información espacial es crucial para entender la homeostasis de los nutrientes, particularmente cómo las células funcionan en el control de la distribución, complejación y almacenamiento y cómo estos procesos varían entre órganos en el contexto ecofisiológico. Este proyecto establece las bases para la comprensión e importancia de la función que desempeñan las plantas de *Typha domingensis* en el humedal natural Ciénega de Tamasopo, para poder desarrollar así un proyecto integral de mantenimiento o saneamiento del mismo.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

- Se logró la identificación de la especie que se desarrolla abundantemente en el humedal natural Ciénega de Tamasopo como *Typha domingensis*, y se le asignó el registro 59464 en el Herbario Isidro Palacios del IZD de la UASLP.
- Se determinó el contenido de elementos traza en la raíz de *T. domingensis*, siendo Fe>Mn>Ni>Zn>As>Pb>Se>Cd, durante el primer muestreo (enero 2017) y Fe>Mn>Ni>Zn>Pb>As>Se>Cd, durante el segundo muestreo (julio 2017).
- La concentración de los elementos traza en sedimentos del humedal natural Ciénega de Tamasopo se cuantificó por ICP-MS, encontrando el siguiente patrón de concentración: Fe>Mn>Zn>Ni>Pb>As>Se>Cd, tanto en el muestreo uno (antes de las lluvias), como en el muestreo dos (después de las lluvias), siendo los sitios 1, 2 y 3 en donde se presentaron mayores concentraciones.
- El pH fue uno de los factores que se modificó dependiendo de la época de muestreo (antes y después de las lluvias) y del sitio de muestro, lo cual podría estar contribuyendo con la disponibilidad de los elementos traza en el sedimento.
- La calidad del agua que alimenta al humedal natural varía según la localización de los manantiales en la microcuenca y las actividades asociadas a estos. Los valores fisicoquímicos y microbiológicos (coliformes fecales) determinados, rebasaron los límites máximos permisibles establecidos en la normatividad para agua de consumo humano.
- Mediante la técnica de XRF se evidenció en las plantas de *T. domingensis* la distribución elemental de P, S, K, Ca, Mn, Fe, Cu y Zn. Esta información espacial permite entender la homeostasis de los nutrientes en cada una de las partes de la especie vegetal (raíz, hoja y semillas).
- Los resultados y las implicaciones del presente estudio son prometedores pues marcan un avance en el estudio de este humedal de importancia internacional para darle un seguimiento y monitoreo sobre parámetros fisicoquímicos, calidad de agua y de *Typha domingensis* al interior del humedal para implementar estrategias de conservación y uso.

- Las características fisicoquímicas de los sitios establecidos dentro del humedal natural Ciénega de Tamasopo indican una pobre calidad del agua para la subsistencia de vida acuática (NOM-ECOL-001-1996).

RECOMENDACIONES

- Es importante la realización de un monitoreo constante en el humedal para observar la variabilidad de los parámetros fisicoquímicos en diferentes épocas del año y considerar algunos parámetros como COD, cationes (Ca, K, Mg), fosfatos, nitratos, OD, metales traza, etc., para obtener suficientes datos y tener actualizaciones constantes para determinar con exactitud la calidad del agua del sitio.
- Se recomienda un mejor manejo, cuidado y efectiva utilización del agua de los manantiales alrededor del humedal natural Ciénega de Tamasopo y sus poblaciones. Es necesario la implementación de un monitoreo constante y actualización de datos de la calidad del agua para evitar su deterioro y efectos en la salud humana.
- Se recomienda continuar y complementar los estudios de sedimentos, germinación de semillas *in vitro*, cuantificación de elementos potencialmente tóxicos en raíz, tallo y hojas de *Typha domingensis* para complementar este proyecto y asociar los resultados obtenidos.
- Realizar proyecto de fitorremediación *in situ* con *Typha domingensis* en el humedal natural Ciénega de Tamasopo ya que no existen reportes sobre la utilización de esta planta en México en este tipo de sitios (Anexo 1).

CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA

Agboola J.I., Ndimele P.E., Odunuga S., Adeniran Akanni A., Kosemani B., Ahoje, M.A. (2016). Ecological health status of the Lagos wetland ecosystems: Implications for coastal risk reduction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Volume 183, Part A. Pages 73-81.

Aguilar, R.N. (2011). Competitividad de la agroindustria azucarera de la Huasteca, México. Tesis de Doctorado. 1-502.

Akhter, F., Fairhurst, G., Blanchard, P., Machin, K., Blyth, R., Thompson, J., Mcleod, J., Feng, R., Soos, C. (2020). Experimental variation in the spatial deposition of trace metals in feathers revealed using synchrotron X-ray fluorescence. *X-Ray Spectrometry*. 10.1002/xrs.3140.

Aksever, F., Davraz, A., Bal, Y. (2016). Assessment of water quality for drinking and irrigation purposes: a case study of Başköy springs (Ağlasun/Burdur/Turkey). *Arabian Journal of Geosciences*, 9:748.

Aksever, F., Davraz, A., Karagüzel, R. (2015). Relations of Hydrogeologic Factors and Temporal Variations of Nitrate Contents in Groundwater, Sandıklı Basin, Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 73(5):2179-2196.

Almazán-Juárez, M.A., Almazán-Juárez, A., Carreto-Pérez, B., Hernández-Castro, E., Damián-Nava, A. y Almazán-Núñez, R. (2016). Calidad y clasificación de usos del agua en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 3. 293-305.

Antoniadis, V., Golia E., Rinklebe J. (2017). Bioavailability and health risk assessment of potentially toxic elements in Thriasio Plain, near Athens, Greece. *Environmental Geochemistry and Health*. 39. 319-330..

Ansari, A. A., Singh, I. B. y Tobschall, H. J. (1999). Status of anthropogenically induced metal pollution in the Kanpur Unnao industrial region of the Ganga plain, India. *Environmental Geology*, 38, 25-33.

American Public Health Association. (1992). *APHA Method 4500-NO3: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

American Public Health Association. (1992). *APHA Method 4500-SO4-2: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

American Society for Testing and Materials. (1995). *ASTM D 516-90, Standard Test Method for Sulfate Ion in Water*.

Banco Mundial (1986). “Áreas Silvestres: su protección y manejo en el desarrollo económico”. Nota Política Operacional, 11, 02. Banco Mundial, Washington, D.C.

Bansal S, Lishawa SC, Newman S, Tangen BA, Wilcox D, Albert D, et al. (2019). Typha (Cattail) invasion in North American wetlands: Biology, regional problems, impacts, ecosystem services, and management. *Wetlands*. 2019;39(4):645–84. doi:10.1007/s13157-019-01174-7

Berlanga C. y Ruiz A. (2004). Análisis comparativo de los sistemas clasificatorios de humedales. Instituto Nacional de Ecología y Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.

Bidwell, R. G. S. 1993. *Fisiología Vegetal*. 1a. Ed. AGT Editor. México 784 pp.

Blamey FPC, McKenna BA, Li C, Cheng M, Tang C, Jiang H, Howard DL, Paterson DJ, Kappen P, Wang P. (2018). Manganese distribution and speciation help to explain the effects of silicate and phosphate on manganese toxicity in four crop species. *New Phytol* 217: 1146–1160.

Blamey F.P.C., Hernandez-Soriano M.C., Cheng M., Tang C., Paterson D.J., Enzo Lombi E., Wang W.H., Scheckel K.G., Kopittke P.M. (2015). Synchrotron-Based Techniques Shed Light on Mechanisms of Plant Sensitivity and Tolerance to High Manganese in the Root Environment. *Plant Physiology*, 169 (3) 2006-2020.

Bonanno, G., 2013. Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 97, 124 y 130.

Bonanno G., Cirelli G. L. (2017). Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Ecotoxicol Environ Saf* 143:92-101.

Bonilla I. (2008). Introducción a la nutrición mineral de las plantas. Los elementos minerales en Fundamentos de Fisiología Vegetal. Segunda Edición. McGraw Hill.

Canadian Council of Ministers of the Environment (1999). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: pH (marine). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg

Carbajal, J., Sánchez De Llanos, J., González, J., Del Río, O., Gonzalvo, J., García, F. y Gutiérrez, D. (2015). Capítulo 2: Hidrología del Pánuco. En Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey. México. Recuperado de <http://famm.mx/wp-content/pdf/capitulo2-hidrologia-del-panuco.pdf>

Carpenter, S.R., Lathrop, R.C. (2008). Probabilistic Estimate of a Threshold for Eutrophication. *Ecosystems* **11**, 601–613. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9145-0>

Castillo-Ipiña J.A. (2019). Determinación de daño al ADN en cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) de la Ciénaga de Tamasopo, San Luis Potosí. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina. UASLP.

Catian, G., da Silva, D.M., Suárez, Y.R. (2018). Effects of Flood Pulse Dynamics on Functional Diversity of Macrophyte Communities in the Pantanal Wetland. *Wetlands* **38**, 975–991. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1050-5>.

Chacón, C. K. O., Pinedo A. C., Rentería V. M. (2016). Evaluación de elementos traza en agua de río y manantial del área minera de Ocampo, Chihuahua, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **32**(4), 375-384.

Clarkson, B.R.; Ausseil, A.G.E. & Gerbeaux, P. (2013). Wetland ecosystem services. In: Dymond J.R. (ed.) *Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, 192-202.

CONANP (2020). ¿Por qué son importantes los humedales? Disponible en: http://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/ramsar/la_conanp_y_los_humedales.php

Corrêa, F. F., Pereira, M. P., Madail, R. H., Santos, B. R., Barbosa, S., Castro, E. M., & Pereira, F. J. (2017). Anatomical traits related to stress in high density populations of *Typha*

angustifolia L. (Typhaceae). *Brazilian Journal of Biology*, 77(1), 52-59. Epub July 04, 2016. <https://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.09715>

Cowardin L.M., Carter V., Golet F.C., LaRoe E.T. (1979). *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States*, Washington, D.C.; US Dep. Inter., Fish Wildl. Serv., Off. Biol. Serv. 129 pp.

Curt, M. D. (2009). *Fitodepuración en humedales. Conceptos generales*.

Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (1989). *Diario Oficial de la Federación (DOF)*. CEE-CCA-001/89, 2 de diciembre: 26-36.

Ducks Unlimited Canadá (2010). *Southern Ontario Wetland Conversion Analysis*. Barrie, Ontario. 51 pp.

Dugan, P.J. (1992). *Conservación de humedales: Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias*. *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)* (ed.). <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/1990-011-Es.pdf> 01 abril de 2020.

Delgadillo-López, A.E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F.; Villagómez-Ibarra J. R., y Acevedo-Sandoval, O. 2011. *Fitorremediación: Una alternativa para eliminar la contaminación*. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14 (2011): 597- 612.

Dickinson, N.M. & Pulford, I.D., 2005. "Cadmium phytoextraction using short-rotation coppice *Salix*: the evidence trail". *Environment International*, 31: 609– 613.

Dodds, W.K., Wilson, K.C., Rehmeier, R.L., Knight, G.L., Wiggam, S., Falke, J.A. (2008). *Comparing ecosystem goods and services provided by restored and native lands*. *AIBS Bull*, 58, 837–845.

Elhatip, H., Afşin, M., Kuşcu, I., Dirik, K., Kurmaç, Y., Kavurmacı, M. (2004). *Estimation of environmental impacts on the water quality of Incesu-Dokuzpinar Springs in Kayseri, Turkey*. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 63. 255-260.

Ender, A., Goepfert, N., Goldscheider, N. (2018). *Hydrogeological controls of variable microbial water quality in a complex subtropical karst system in Northern Vietnam*. *Hydrogeology Journal*.

Engin M. S., Uyanik A., Cay S. (2017). Investigation of trace metals distribution in water, sediments and wetland plants of Kızılırmak Delta, Turkey. *International Journal of Sediment Research*. Volume 32, Issue 1. Pages 90-97.

Environment Protection Agency (2002): Function and values of wetlands. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200053Q1.PDF?Dockey=200053Q1.PDF>

EPA (2009). Environmental Protection Agency. National Recommended Water Quality Criteria.

EPA (2000). Handbook for Wetlands Conservation and Sustainability.

Escobedo-Galván A., Casas-Andreu G., Barrios G., Sustaita, V., López-Luna, M. (2011). Observaciones sobre nidos de *Crocodylus moreletii* en San Luis Potosí, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 82. 315-317.

Fallah, M., Zamani-Ahmadmahmoodi, R. (2017). Assessment of water quality in Iran's Anzali Wetland, using qualitative indices from 1985, 2007, and 2014. *Wetlands Ecol Manage* 25, 597–605. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9538-y>

Faulkner, S.P., Richardson, C.J. (1989). *Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils*. In: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Waste-water Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea, pp. 41–72.

Feng R., Geron A., Ice G., Reiniger R., McIntyre N., Yates B. (2007). VESPERs: a beamline for combined XRF and XRD measurements. *AIP Conference Proceedings*. 879. 872-874.

Fernández, de la M. M. D. (2009). Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en floatación. End report of the LIFE project Nuevos filtros verdes de macrofitas en floatación para la cuenca mediterránea, 143 p.

Gerhardt, K.E., Huang, X.D., Glick, B.R. y Greenberg, B.M. 2009. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges. *Plant Science* 176, 20-30.

Goebel, K. 1900. *Organography of Plants*. Part 1. Oxford Press.

Grolimund, D. M. Senn, M. Trottmann, M. Janousch, I. Bonhoure, A.M. Scheidegger, M. Marcus. (2004). Shedding new light on historical metal samples using micro-focused synchrotron

X-ray fluorescence and spectroscopy, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, Volume 59, Issues 10–11, Pages 1627-1635.

Gupta G., Khan J., Upadhyay A.K., Singh N.K. (2020) Wetland as a Sustainable Reservoir of Ecosystem Services: Prospects of Threat and Conservation in A. K. Upadhyay et al. (eds.), *Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment*,

Hefting, M.M., Van den Heuvel, R.N., Verhoeven, J.T. (2013). Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: opportunities and limitations. *Ecol. Eng.*, 56, 5–13.

IFAS (1990). Institute of Food and Agricultural Sciences. Centro para plantas acuáticas. Universidad de Florida, Gainesville.

INECOL (2020). Los humedales, sus funciones y su papel en el almacenamiento de carbono atmosférico. Disponible en: <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/2013-06-05-10-34-10/17-ciencia-hoy/172-los-humedales-sus-funciones-y-su-papel-en-el-almacenamiento-del-carbono>

Johnston, C.A. (1991). Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 21, 491–565.

Jordan, T.E., Whigham, D.F., Hofmockel, K.H., Pittek, M.A. (2003). Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *J. Environ. Qual.*, 32, 1534–1547.

Kabata-Pendías (2007). Trace elements from soil to human. Springer.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1999). Biogeochemistry of Trace Elements. *Polish Scientific Publishing*, Warszawa.

Kanngießner B, Malzer W, Pagels M, Lühl L, Weseloh G. (2007). Three-dimensional micro-XRF under cryogenic conditions: a pilot experiment for spatially resolved trace analysis in biological specimens. *Anal Bioanal Chem* 389:1171–1176.

Kaur J., Walia, H., Mabwoga, S.O. (2017). Water quality monitoring of an international wetland at Harike, Punjab and its impact on biological systems. *Appl Water Sci* 7, 1107–1115. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0347-2>

Kavamura, V.N. y Esposito, E. 2010. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals. *Biotechnology Advances* 28, 61-69.

Keddy, P.A. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press.

Klink A., Macioł A., Wisłocka M., Krawczyk J. (2013). Metal accumulation and distribution in the organs of *Typha latifolia* L. (cattail) and their potential use in bioindication. *Limnologica*, Volume 43, Issue 3, Pages 164-168.

Kopittke, P. M., Punshon, T., Paterson, D. J., Tappero, R. V., Wang, P., Blamey, F. P. C., van der Ent, A., Lombi, E. (2018). Synchrotron based X-ray fluorescence microscopy as a technique for imaging of elements in plants. *Plant Physiol.* 178, 507–523.

Kopittke, P.M., Menzies, N.W., Wang, P., McKenna, B.A., Wehr, J.B., Lombi, E., Kinraide, T.B., Blamey, F.P.C., 2014b. The rhizotoxicity of metal cations is related to their strength of binding to hard ligands. *Environ. Toxicol. Chem.* 33, 268e277.

Kuenzler, E.J. (1989). Value of forested wetlands as filters for sediments and nutrients. In: *Proc Symposium: The Forested Wetlands of the Southern United States*, pp. 85–96.

Kulinkina, A.V., Mohan, V. R., Francis, M. R., Kattula, D., Sarkar, R., Plummer, J.D. (2016). Seasonality of water quality and diarrheal disease counts in urban and rural settings in south India. *Scientific Reports*, 6:20521.

Kumar, P. B. A. N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I. 1995. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science & Technology.* 29: 1239-1245.

Küpper H, Lombi E, Zhao FJ, Wieshammer, G., McGrath S.P. (2001). Cellular compartmentation of nickel in the hyperaccumulators *Alyssum lesbiacum*, *Alyssum bertolonii* and *Thlaspi goesingense*. *J. Exp Bot.* 52, 2291-2300.

Kuiper, I., Lagendijk, E.L., Bloemberg, G.V. y Lugtenberg, B.J.J. 2004. Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. *Biology of Plant-Microbe Interactions* 17, 6-15.

Leite, N., Stolberg, J., Purin, S., Tavela, A., Safanelli, J., Marchini, H., Exterkoetter, R., Johnson, M. (2018). Hydrochemistry of shallow groundwater and springs used for potable supply in Southern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 77.

Ley de Aguas Nacionales (2020). Diario Oficial de la Federación. Congreso de los Estados Unidos Mexicanos.

Lintern, A., Webb, J.A., Ryu, D., Liu, S., Bende-Mich, I. U., Waters, D., Leahy, P., Wilson, P., Western, A.W. (2018). Key factors influencing differences in stream water quality across space. *WIREs Water* 5: e1260.

Liu W.S., van der Ent A., Erskine P.D., Morel J.L, Echevarria G., Spiers K.M., Montargès-Pelletier E., Rong-Liang Q., y Ye-Tao T. (2020). Spatially Resolved Localization of Lanthanum and Cerium in the Rare Earth Element Hyperaccumulator Fern *Dicranopteris linearis* from China. *Environmental Science & Technology* 54 (4), 2287-2294.

Lombi E, Smith E, Hansen T.H. (2011). Megapixel imaging of (micro) nutrients in mature barley grains. *J Exp Bot.* 62(1):273-282.

Lominchar, M.A., Sierra, M.J. y Millán, R. (2015). Accumulation of mercury in *Typha domingensis* under field conditions. *Chemosphere*, vol. 119, pp. 994-999.

Lu L, Xie R, Liu T, et al. (2017). Spatial imaging and speciation of Cu in rice (*Oryza sativa* L.) roots using synchrotron-based X-ray microfluorescence and X-ray absorption spectroscopy. *Chemosphere*. 175:356-364.

MacDonald (1994). Approach to the assessment of sediment quality in Florida Coastal Waters. Vol. 1 – Development and Evaluation of sediment quality assessment guidelines. pp. 140. Florida Department of Environmental Protection. Office of Water Policy 3900 Commonwealth Boulevard, MS46 Tallahassee, Florida.

McManus H. A, Seago J.L., Jr, Marsh L. C. (2002). Epifluorescent and histochemical aspects of shoot anatomy of *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha glauca* Godr. *Ann Bot*, 90(4):489-493.

Meagher, R.B. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current Opinion in Plant Biology* 3, 153-162.

Mench, M., Schwitzguébel, J., Schroeder, P., Bert, V., Gawronski, S. y Gupta, S. 2009. Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake,

detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science and Pollution Research* 16, 876-900.

Miller L. M., Dumas P. (2006). *Chemical imaging of biological tissue with synchrotron infrared light. Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, 1758(7), 846–857. doi:10.1016/j.bbamem.2006.04.010

Mitra S., R. Wassmann P.L.G. Vlek (2003). Global Inventory of Wetlands and their role in the carbon cycle. ZEF–Discussion Papers on Development Policy No. 64, Center for Development Research, Bonn, 57 p.

Mitsch W.J., Ewel, K.C. (1979). Comparative Biomass and Growth of Cypress in Florida Wetlands. *American Midland Naturalist*, pp. 417–426.

Mitsch W. J., Gosselink J. G. (1986). *Wetlands*. New York, Van Nostrand Reinhold. 539 pp.

Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Di Luca, G.A. y Maine, M.A. (2015). The ability of *Typha domingensis* to accumulate and tolerate high concentrations of Cr, Ni, and Zn. *Environmental Science and Pollution Research International*, vol. 22, no. 1, pp. 286-292.

Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Di Luca, G.A. y Maine, M.A. (2014). Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 105, pp. 90-96.

Mufarrege, G. (2012). Tolerancia y eficiencia de *Typha domingensis* Pers. en la retención de metales y nutrientes de efluentes industriales. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional del Litoral, Argentina.

Musalem, K., Jiménez, F., Mc Donald, M. (2014). Application of a rapid assessment tool for integrated watershed management: A case study from La Plata River Basin in South America. *Aqua-LAC*, 5:31-39.

Namihira-Santillán, P.E., Barrera-Escorcia, G., Márquez-García, A. Z. (2002). Contaminación por bacterias fecales en el Lago Huayamilpas, México, D.F. *Hidrobiológica* 12 (2): 129-136.

National Wetlands Working Group (1997). The Canadian Wetland Classification System, Second Edition. Wetlands Research Centre, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 76 p.

Novelo, A., Lot, A. (2005). Typhaceae. En: Rzedowski, G. C. de, & J. Rzedowski. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. Ed. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Mich., México pp. 978-98.

Núñez N., Fraile I., Lizarazu J. (2009). Microorganismos patógenos del agua. Estudio de Molinao Erreka. Meridies (13):69–76.

Oquendo J.R. (2016). Evaluación de *Thypha latifolia* en la absorción de plomo y propuesta de fitorremediación de aguas residuales con metales pesados en la laguna de Yahuarcocha. Tesis de Mestría. Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad internacional SEK.

Oliveira, J. P. V., Pereira, M. P., Duarte, V. P., Corrêa, F. F., Castro, E. M., & Pereira, F. J. (2018). Cadmium tolerance of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) as related to growth and leaf morphophysiology. *Brazilian Journal of Biology*, 78(3), 509-516. Epub November 13, 2017. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.171961>

Parzych A., Sobisz Z. (2018). The accumulation of trace elements in organs of *Typha latifolia* L. in rural pond ecosystems with varying degrees of pollution, *Ecohydrology and Hydrobiology*. Volume 18, Issue 3. Pages 297-306.

Peralta-Pérez, M. del R.; Volke-Sepúlveda, T.L. 2012. La defensa antioxidante en las plantas: una herramienta clave para la fitorremediación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, Sin mes, 75-88.

Pérez-Castillo, F.V., Alfaro-De la Torre, M.C., Pérez-Rodríguez, R.Y., & Comín Sebastián, F.A. (2017). Tracing Anthropogenic Disturbances of a Wetland Through Carbon and Nitrogen Isotope Analyses in Sediments. *Journal of Natural Resources and Development*, 07: 22 – 29.

Pérez-Castillo, F.V. (2017). Dinámica de C, N, P y Fe en agua y sedimentos en el humedal Natural Ciénega de Tamasopo, S.L.P. Tesis de doctorado. Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales. UASLP.

Pérez-Castillo, F., Alfaro-De la Torre, M. C., Briones-Gallardo, R. & Medellín-Milán, P. (2015). Dinámica de nutrientes entre el agua y los sedimentos en el humedal natural Ciénega de

Tamasopo, S. L. P. En *Ier Congreso Iberoamericano sobre sedimentos y ecología*. Llevado a cabo en Querétaro, México.

Pérez-Segura L.F. (2019). Evaluación de la actividad de acetilcolinesterasa en tejido de caracoles de agua dulce (*Pachychilus* sp.) de la Ciénaga de Cabezas, Tamasopo, San Luis Potosí. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina. UASLP.

Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56, 15-39.

Prasad S.N, Ramachandra T.V., Ahalya N., Sengupta T., Kumar A., Tiwari A.K., Vijiyan V.S. (2002). Conservation of wetlands of India-a review. *Trop. Ecol.*, 43(1). Pp. 173-186.

Puczko, K., Zieliński, P., Jusik, S. (2018). Vascular plant and bryophyte species richness in response to water quality in lowland spring niches with different anthropogenic impacts. *Environ Monit Assess* 190, 338. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6703-6>

Ramos, I.M. Pataco, M.P. Mourinho, F. Lidon, F. Reboredo, M.F. Pessoa, M.L. Carvalho, J.P. Santos, M. Guerra. (2016). Elemental mapping of biofortified wheat grains using micro X-ray fluorescence. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*. Volume 120. Pages 30-36.

Ramos-Herrera, S., Broca-Martinez, L.F., Laines-Canepa, J.R., Carrera-Velueta. J. M. (2012). Tendencia de la calidad del agua en ríos de Tabasco, México. *Ingeniería*, 16: 207-217.

Ramsar (1971). International Conference on the Wetlands and Waterfowl at Ramsar Iran. 2 february 1971.

Ramsar (2008). Sites Information Service. Ciénaga de Tamasopo. [online]. Available: <https://rsis.ramsar.org/ris/1814>.

Ramsar (2013). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

Ramsar (2020). La importancia de los humedales. Disponible en: <https://www.ramsar.org/es/acerca-de/la-importancia-de-los-humedales>

Raskin, I., Kumar, P., Dushenkov, V., Salt, D.E., 1994. "Bioconcentration of heavy metals by plants". *Current Opinion in Biotechnology*, 5: 285–290.

Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores (2005). Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.

Rendón López M.B. (2015). El humedal sur del Lago Pátzcuaro (México): Balance hídrico, hidroquímica y funcionalidad. Tesis de doctorado. Facultad de Biología. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.

Richardson, C.J., McCarthy, E.J. (1994). Effect of land development and forest management on hydrologic response in southeastern coastal wetlands: A review. *Wetlands* **14**, 56–71. <https://doi.org/10.1007/BF03160622>

Rivas-Eguía P.J. (2020). Determinación de anomalías nucleares en sangre de cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) en la Ciénaga de Tamasopo, San Luis Potosí. Tesis de licenciatura. Facultad de Medicina. UASLP.

Roy, S., Kumar B., Chowdhury A., Singh U.K., Ray S. (2018). Characterization of hydrogeochemical process and evaluation of water quality of seven geothermal springs, Bakreswar, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 11.

Russi D., ten Brink P., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R. and Davidson N. (2012). The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. Final Consultation Draft.

Sahagún-Sánchez, F.J., Castro-Navarro, J., Reyes-Hernández, H. (2013). Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México: un análisis regional de su estado de conservación. *Biología Tropical*. Vol. 61(2): 897-925.

Sanjuan-Meza E.U. (2019). Monitoreo de la condición del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) en la Ciénaga de Tamasopo, San Luis Potosí y un sitio de referencia. Tesis de maestría. Programa Multidisciplinario en Ciencias Ambientales. UASLP.

Santos K.R., Pereira M.P., Ferreira A.C.G., Rodrigues L.C.A., Castro E.M., Corrêa F.F. and Pereira F.J. (2015). *Typha domingensis* Pers. growth responses to leaf anatomy and photosynthesis as influenced by phosphorus. *Aquatic Botany*, vol. 122, pp. 47-53.

Sasmaz A., Obek E., Hasar H. (2008). The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent. *Ecological Engineering*. Volume 33, Issues 3–4. Pages 278-284.

Sayeed, M.A., Hossain, M.A.R., Wahab, M.A. (2015). Water and sediment quality parameters in the Chalan Beel, the largest wetland of Bangladesh. *Chin. J. Ocean. Limnol.* 33, 895–904. <https://doi.org/10.1007/s00343-015-4176-9>

Scheckel KG, Lombi E, Rock SA, McLaughlin MJ. 2004. In vivo synchrotron study of Thallium speciation and compartmentalization in *Iberis intermedia*. *Environmental Science Technology* 38: 5095–5100.

Shah, J.A., Pandit, A.K. & Shah, G.M. (2017). Dynamics of physico-chemical limnology of a shallow wetland in Kashmir Himalaya (India). *Sustain. Water Resour. Manag.* **3**, 465–477. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0115-6>

SEMARNAT (2008). Inventario Nacional de Humedales. Documento Estratégico Rector. México. 58 p.

SEMARNAT (2018) Estadísticas del Agua en México, edición 2018. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua. México. 306 p.

Singh, N., Kaur, M., Katnoria, J. (2017). Spatial and Temporal Heavy Metal Distribution and Surface Water Characterization of Kanjli Wetland (a Ramsar site), India Using Different Indices. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 99.

Smith, R.D., Ammann, A., Bartoldus, C., Brinson, M.M. (1995). An Approach for Assessing Wetland Functions Using Hydrogeomorphic Classification, Reference Wetlands, and Functional Indices. *Army Engineer Waterways Experiment Station*, Vicksburg, MS.

Song, J., Yang, Y.Q., Zhu, S.H. (2013). Spatial distribution and speciation of copper in root tips of cucumber revealed by μ -XRF and μ -XANES. *Biol Plant* **57**, 581–586. <https://doi.org/10.1007/s10535-013-0317-1>

SSA (2000). Modificación a la norma NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el

agua para su potabilización. Secretaría de Salud Ambiental. Diario Oficial de la Federación. 22 de noviembre de 2000.

Suhani I., Monika, Vaish B., Singh R.P. (2020) Restoration, Construction, and Conservation of Degrading Wetlands: A Step Toward Sustainable Management Practices in A. K. Upadhyay et al. (eds.), Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment, https://doi.org/10.1007/978-981-13-7665-8_1

Sukumaran, D. (2013). Phytoremediation of heavy metals from industrial effluent using constructed wetland technology. *Appl. Ecol. Environ. Sci.* 1 (5), 92–97.

Takahashi, M., Nozoye, T., Kitajima, N. *et al.* (2009). In vivo analysis of metal distribution and expression of metal transporters in rice seed during germination process by microarray and X-ray Fluorescence Imaging of Fe, Zn, Mn, and Cu. *Plant Soil* 325, 39.

Tapia Goné, J. J.; Villar Morales, C.; Aceves Alonso, J.; Rodríguez Ortiz, J.C.; García Hernández, J.L.; Alcalá Jáuregui, Jorge; Tiscareño Iracheta, M.A. (2010). Uso potencial del suelo del humedal de la Ciénega de Cabezas, San Luis Potosí, México. *Multequina*, (19), 93-103.

Tejeda-Gonzalez, J.C. (2010). Diseño de un humedal para la remoción de Cd, As y Cr con plantas de *Typha latifolia* (espadaña). Maestría en Ciencias Ambientales, UASLP.

Téllez-García B. I. (2019). Monitoreo de metalotioneínas en tejido de caracol de agua dulce (*Pachychilus* sp.) de la Ciénega de Cabezas, San Luis Potosí. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina. UASLP.

Terzano, R., Alfeld, M., Janssens, K. (2013). Spatially resolved (semi)quantitative determination of iron (Fe) in plants by means of synchrotron micro X-ray fluorescence. *Anal Bioanal Chem* 405, 3341–3350. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-6768-6>

Thakur, N., Rishi, M., Sharma, D.A. (2018). Quality of water resources in Kullu Valley in Himachal Himalayas, India: perspective and prognosis. *Appl Water Sci* 8, 20. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0668-z>

Ullah, S., Breitenbeck, G., Faulkner, S.P., (2005). Denitrification and N₂O emission from forested and cultivated alluvial clay soil. *Biogeochemistry*, 73, 499–513.

USDA-NRCS (2006). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Wetlands Reserve Program.

van der Ent A, Przybyłowicz WJ, de Jonge MD, et al .(2018). X-ray elemental mapping techniques for elucidating the ecophysiology of hyperaccumulator plants. *New Phytol.* 218(2):432-452.

Vijayan P., Willick I.R., Lahlali R., Karunakaran C., Tanino K.K. (2015). Synchrotron Radiation Sheds Fresh Light on Plant Research: The Use of Powerful Techniques to Probe Structure and Composition of Plants. *Plant Cell Physiol* 56(7):1252-1263. doi:10.1093/pcp/pcv080

Wang, Z., Hou L., Liu Y., Wang Y., Ma L. (2018). Metal contamination in a riparian wetland: Distribution, fractionation and plant uptake. *Chemosphere*, Volume 200, Pages 587-593.

Welch R.M. (1995) Micronutrient Nutrition of Plants. *Critical Review in Plant Sciences* 14: 49–82.

WHO (2017). Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera agenda. En español. Geneva.

WHO (2011) Guidelines for drinking water quality, 4th ed. World Health Organization, Geneva Switzerland.

WHO (2007). World Health Organization. Nitrate and nitrite in drinking-water, background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO Press, Geneva.

Yan, A. y Chen, Z. (2018). Detection Methods of Nanoparticles in Plant Tissues. 10.5772/intechopen.74101.

Zedler, J.B., Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30, 39.

Zedler, J. B. (2003). Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(2), 65–72.

Khalid Rehman Hakeem
Rouf Ahmad Bhat
Humaira Qadri *Editors*

Bioremediation and Biotechnology

Sustainable Approaches to Pollution
Degradation

 Springer

Editors

Khalid Rehman Hakeem
Department of Biological Sciences
King Abdulaziz University
Princess Dr. Najla Bint Saud Al-Saud
Center for Excellence Research in
Biotechnology, King Abdulaziz University
Jeddah, Saudi Arabia

Rouf Ahmad Bhat
Department of Environmental Science
Cluster University, Sri Pratap College
Srinagar, Jammu and Kashmir, India

Humaira Qadri
Department of Environmental Science
Cluster University, Sri Pratap College
Srinagar, Jammu and Kashmir, India

ISBN 978-3-030-35690-3 ISBN 978-3-030-35691-0 (eBook)
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0>

© Springer Nature Switzerland AG 2020

This work is subject to copyright. All rights are reserved by the Publisher, whether the whole or part of the material is concerned, specifically the rights of translation, reprinting, reuse of illustrations, recitation, broadcasting, reproduction on microfilms or in any other physical way, and transmission or information storage and retrieval, electronic adaptation, computer software, or by similar or dissimilar methodology now known or hereafter developed.

The use of general descriptive names, registered names, trademarks, service marks, etc. in this publication does not imply, even in the absence of a specific statement, that such names are exempt from the relevant protective laws and regulations and therefore free for general use.

The publisher, the authors, and the editors are safe to assume that the advice and information in this book are believed to be true and accurate at the date of publication. Neither the publisher nor the authors or the editors give a warranty, express or implied, with respect to the material contained herein or for any errors or omissions that may have been made. The publisher remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

This Springer imprint is published by the registered company Springer Nature Switzerland AG
The registered company address is: Gewerbestrasse 11, 6330 Cham, Switzerland

8 Vermicomposting: An Eco-Friendly Approach for Recycling/ Management of Organic Wastes	167
Ali Mohd Yattoo, Saiema Rasool, Shafat Ali, Sabhiya Majid, Muneeb U. Rehman, Md. Niamat Ali, Rafiq Eachkoti, Shabhat Rasool, Shahzada Mudasir Rashid, and Sanah Farooq	
9 Bio-fertilizers: Eco-Friendly Approach for Plant and Soil Environment	189
Umair Riaz, Shahzada Munawar Mehdi, Shazia Iqbal, Hafiza Iqra Khalid, Ayesha Abdul Qadir, Wajiha Anum, Munir Ahmad, and Ghulam Murtaza	
10 Phytoremediation of Heavy Metals: An Eco-Friendly and Sustainable Approach	215
Shamsul Haq, Asma Absar Bhatti, Zubair Ahmad Dar, and Suhail Ahmad Bhat	
11 Credibility of In Situ Phytoremediation for Restoration of Disturbed Environments	233
Cynthia Wong-Arguelles, Angel Josabad Alonso-Castro, Cesar Arturo Ilizaliturri-Hernandez, and Candy Carranza-Alvarez	
12 Role of White Willow (<i>Salix alba</i> L.) for Cleaning Up the Toxic Metal Pollution	257
Junaid Ahmad Malik, Aadil Abdullah Wani, Khursheed Ahmad Wani, and Muzaffer Ahmad Bhat	
13 Mycoremediation: A Sustainable Tool for Abating Environmental Pollution	269
Sajad Ahmad Raina, Nesrine Ben Yahmed, Rouf Ahmad Bhat, and Moonisa Aslam Dervash	
14 Microbial Biofilm Cell Systems for Remediation of Wastewaters ...	293
Muhammad Faisal Siddiqui, Lakhveer Singh, Farhana Maqbool, Ziaur Rahman, Abdul Rehman, Fazal Adnan, Sadia Qayyum, and Ajmal Khan	
15 Pollution Remediation by Way of Using Genetically Modified Plants (GMPs)	305
Fernanda Maria Policarpo Tonelli and Flávia Cristina Policarpo Tonelli	
Index	319

Chapter 11

Credibility of In Situ Phytoremediation for Restoration of Disturbed Environments



Cynthia Wong-Arguelles, Angel Josabad Alonso-Castro,
Cesar Arturo Ilizaliturri-Hernandez, and Candy Carranza-Alvarez

11.1 Introduction

Soil and water pollution are a major environmental issue in the world.

Urbanization and industrialization contribute to the increase of contaminants (hydrocarbons, potentially toxic metals, pesticides, etc.) into the environment (Bhat et al. 2018a). These pollutants cannot be degraded, and therefore they are accumulated in living organisms, as well as in water, air, and soil. Sometimes, these pollutants can be degraded by some microorganisms. Industrial wastes, without previous treatment, are often disposed into water bodies. These contaminants might be incorporated into the food chain and cause a risk for human health (Hazrat and Ezzat 2013).

Mining and smelting are important economic activities in Mexico (INEGI 2010). The spreading of mining by-products contaminates surrounding soils, water streams, and air. Specifically, mining activity releases metals and metalloids to the environment (Machado et al. 2013). Approximately 100 million tons of mine wastes are

C. Wong-Arguelles

Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P., Mexico

A. J. Alonso-Castro

Departamento de Farmacia, División de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Mexico

C. A. Ilizaliturri-Hernandez

Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud (CIACyT-CIAAS), Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P., Mexico

C. Carranza-Alvarez (✉)

Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Huasteca, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Cd. Valles, S.L.P., Mexico
e-mail: candy.carranza@uaslp.mx

© Springer Nature Switzerland AG 2020

K. R. Hakeem et al. (eds.), *Bioremediation and Biotechnology*,
https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_11

233