



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**CUANTIFICACIÓN DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS PARA PLANTAS Y
SUELOS DEL ARROYO LA LOMA, SAN BARTOLO (ESTADO DE MÉXICO).**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
QUÍMICA FARMACÉUTICO BIÓLOGA

PRESENTA

KARLA PAOLA RANGEL SÁNCHEZ

DIRECTORA DE TESIS

Dra. RUTH E. VILLANUEVA ESTRADA



Ciudad Universitaria, Cd. Mx., 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: MARIA DEL PILAR CAÑIZARES MACIAS _____

VOCAL: JORGE LUIS LOPEZ ZEPEDA _____

SECRETARIO: RUTH ESTHER VILLANUEVA ESTRADA _____

1er. SUPLENTE: PATRICIA DIAZ ARISTA _____

2° SUPLENTE: CAROLINA FLORES AVILA _____

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: UNAM INSTITUTO DE GEOFÍSICA,
DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES.**

ASESOR DEL TEMA: DRA. RUTH ESTHER VILLANUEVA ESTRADA

SUSTENTANTE: KARLA PAOLA RANGEL SÁNCHEZ

AGRADECIMIENTOS

Investigación realizada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM, clave IN106914 “Evaluación de la contaminación por elementos traza del río San Bartolo, Municipio de Morelos, Estado de México”

A mi asesora: Dra. Ruth Esther Villanueva Estrada, Investigadora Titular del Departamento de Recursos Naturales. Instituto de Geofísica de la UNAM.

A mi tutora Técnica: M. en C. María Flor Soledad Navarrete Cisneros.

También quiero agradecer de una forma muy especial a mis compañeras y amigas Ing. Mayra Ginez Hernández y Lic. Ana Karen Domínguez, gracias por su apoyo incondicional.

Laboratorio 3D de la facultad de Química de la UNAM:

Q. Pedro Villanueva González y Laboratorista Javier

Colaboradores:

Dr. Nelson Fernández P. Universidad de Pamplona, Colombia.

Biólogo Gabriel González Ch.

M. en C. Patricia Ramos Chaparro

M. en C. Jorge Luis López Zepeda

Bióloga Patricia Cruz Martín

Dra. Esther Aurora Ruíz Huerta

Dr. Juan Miguel Gómez B.

Dra. María Teresa de Jesús Rodríguez Salazar

M. en C. Odette Hernández P.

Estudiante de Química Jessica Dafne Villanueva de la Cruz

Laboratorio de ICP-MS del Instituto de Geofísica:

Dra. Ofelia Morton Bermea

M. en C. Elizabeth Hernandez Álvarez
I.Q. Sara Laura Ordóñez
Laboratorista Paula Isabel Macías Flores

Laboratorio de Química Analítica, Departamento de Recursos Naturales, Instituto de Geofísica UNAM:

Dra. María Aurora Armienta
Ing. Alejandra Aguayo
Q.F.B. Olivia Cruz
Q.F.B. Nora Cenicerros

Municipio de San Bartolo, Morelos, Estado de México:

Ing. E. Rodríguez
C. A. Osornio
Comandantes: L. Márquez y J. L. Miranda
Oficiales: A. Bautista, J. G. Escalona, A. Sánchez y A. Matías.
Y a los señores C. Emigdio y Pedro.

Laboratorio de Química Inorgánica, gracias a cada uno por sus enseñanzas, cariño y amistad:

Dra. Norah Barba Berens
Dr. Horacio López Sandoval
Dra. Soledad Betanzos Lara
M. en C. Patricia Fierro

Y por supuesto, gracias a mis amigos y compañeros a lo largo de este proceso en la Facultad; Raúl Adrián Mejía Gonzalez, Cristina Berrocal M., Eduardo Castañeda, Anabel Ruíz, Edna Molotla, Andrea Guzmán Escarcega, Jesica Alvarado, Karen Olivares, Lorena Renedo, Roció Moreno, Mariana Valencia, Cynthia M. y Miriam Moreno. Gracias a cada uno de ustedes por hacerme esta etapa tan divertida y ser una grata compañía.

ÍNDICE

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS.....	2
2.1 Objetivos generales	2
2.2 Objetivos particulares	2
3. HIPÓTESIS	3
4. JUSTIFICACIÓN	4
5. MARCO TEÓRICO	5
5.1 Elementos potencialmente tóxicos y sus características	5
5.2 Movilización de EPT's a través del sistema agua-suelo-plantas	14
5.2.1 Principales aportaciones antropogénicas de EPT's.....	15
5.2.2 Procesos de la industria textil como aportadores de EPT's en descargas.....	17
5.3 EPT's en suelo y su afectación en plantas	20
5.3.1 Factores del suelo que influyen en la biodisponibilidad de EPT's.....	24
5.4 Procesos de absorción y acumulación en plantas.....	29
5.5 Las plantas y la tolerancia a metales	32
5.6 Bioacumulación como Bioconcentración y Biomagnificación	33
5.7 Factor de bioacumulación.....	34
6. CARACTERÍSTICAS DE LAS ESPECIES EN ESTUDIO.....	35
6.1 <i>Baccharis conferta</i> (escobillón)	35
6.2 <i>Crataegus mexicana</i> (tejocote)	37
6.3 <i>Prunus virginiana</i> (capulín).....	38
7. ÁREA DE ESTUDIO.....	40
7.1 Localización geográfica.....	40
7.2 Orografía.....	41
7.3 Clima	41
7.4 Vegetación.....	41
7.6 Hidrografía.....	43
7.7Características del suelo	43
8. ANTECEDENTES DEL ÁREA DE ESTUDIO	45
9. METODOLOGÍA	47
9.1 Selección de los sitio de muestreo.....	47

9.2 Toma de muestra.....	51
9.3 Procesamiento físico de las muestras.....	51
9.3.1 Hojas y raíz	52
9.3.2 Suelo.....	53
9.4 Trabajo de laboratorio en el ICP-MS del Instituto de Geofísica	54
9.4.1 Hojas y raíz	55
9.4.2 Suelo.....	56
9.4.2.1 Medición de pH y conductividad	57
10. RESULTADOS.....	59
10.1 Establecimiento de los valores teóricos de EPT's como referencia	59
10.2 Parámetros fisicoquímicos.....	65
10.2.1 Parámetros fisicoquímicos en agua	67
10.2.2 Parámetros fisicoquímicos en suelo.....	68
10.3 Concentraciones determinadas de EPT's.....	68
10.3.1 <i>B. conferta</i> (escobillón).....	69
10.3.2 <i>C. mexicana</i> (tejocote).....	71
10.3.3 <i>P. virginiana</i> (capulín).....	72
10.4 Cálculo del índice de geoacumulación.....	72
10.5 Factor de bioacumulación modificado	74
11. DISCUSIONES.....	75
11.1 EPT's en el sistema suelo-planta.....	77
11.1.1 Manganeso	78
11.1.2 Zinc	79
11.1.3 Vanadio.....	81
11.1.4 Cromo	82
11.1.5 Plomo	84
11.1.6 Níquel.....	86
11.1.7 Cobalto	87
11.1.8 Cobre.....	89
11.1.9 Cadmio.....	90
11.1.10 Antimonio	92
11.2 Análisis de correlación de EPT's analizados en <i>B. conferta</i>	93
12. CONCLUSIONES.....	99
13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
14 ANEXOS	106
14.1 Anexo 1: Tratamiento físico de la muestra.....	106
14.2 Anexo 2: Técnica de cuarteo.....	108
14.3 Anexo 3: Técnica de ICP-MS	109

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Intervalo de dosis-respuesta de un elemento esencial.....	6
Figura 2. Movilización de contaminantes por medio del sistema Agua-suelo-plantas	14
Figura 3. Clasificación de aguas residuales.....	16
Figura 4. Esquema de las etapas de la industria textil.....	17
Figura 5. Descripción de los diferentes horizontes del suelo.....	21
Figura 6. Transferencia de elementos químicos en una cadena trófica terrestre	24
Figura 7. Estructura general de la raíz, en plantas.....	30
Figura 8. Procesos de captación de contaminantes.....	34
Figura 9. <i>Baccharis conferta</i> (escobillón).....	36
Figura 10. <i>Crataegus mexicana</i> (tejocote)	38
Figura 11. <i>Prunus virginiana</i> (capulín).....	39
Figura 12. Mapa del Estado de México indicando el Municipio de San Bartolo Morelos como área de estudio.	40
Figura 13. Vegetación representativa en la zona de estudio.. ..	42
Figura 14. Usos del suelo en el municipio de Morelos, en porcentaje.....	43
Figura 15. Porcentajes de los tipos de suelo localizados en el municipio de Morelos	45
Figura 16. Curso alto del río Lerma.....	46
Figura 17. Área de estudio, indicando los sitios de muestreo.....	50
Figura 18. Molino de bolas SPEX 8000 Mixer/Mill (modelo 8000-15) y muestra pulverizada de hojas.....	52
Figura 19. Muestra tamizada de hojas a través de malla de acero inoxidable de 90 μm	53
Figura 20. Tubos de teflón colocados en un horno de microondas de digestión	56
Figura 21. Disoluciones muestra, en vasos de teflón sobre una estufa de calentamiento.....	57
Figura 22. Diluciones de las muestras problema, con una disolución de HNO_3 al 2% (v/v).....	57
Figura 23. Diagrama general de los resultados obtenidos en este estudio.....	59
Figura 24. Imágenes correspondientes a <i>B. glutinosa</i> (A), <i>B. latifolia</i> (B), <i>Thymus zygis</i> (C).....	64
Figura 25. Fotografías de cada uno de los sitios de muestreo	66
Figura 26. Índice de geoacumulación obtenido para cada elemento, en cada uno de los sitios de estudio	73
Figura 27. Factor de Bioacumulación modificado (FBm) en <i>B. conferta</i>	75
Figura 28. Zonas de estudio designadas de acuerdo a los sitios de muestreo.....	77
Figura 29. Concentraciones de Mn (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	79
Figura 30. Concentraciones de Zn (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	80
Figura 31: Concentraciones de V (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	82
Figura 32. Concentraciones de Cr (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	83
Figura 33. Concentraciones de Pb (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	85
Figura 34. Concentraciones de Ni (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	86
Figura 35. Concentraciones de Co (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	88

Figura 36. Concentraciones de Cu (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	89
Figura 37. Concentraciones de Cd (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	91
Figura 38. Concentraciones de Sb (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie <i>B. conferta</i>	93
Figura 39. Concentraciones (mgkg ⁻¹) de EPT's determinados en <i>B. conferta</i> . El gráfico representa las concentraciones logarítmicas (Log ₁₀) de los EPT's determinados.	94
Figura 40. Matriz de correlación lineal de Pearson. Se muestra la correlación lineal entre los EPT's analizados, de acuerdo a las concentraciones que se obtuvieron en las matrices de hojas, raíz y suelo, pertenecientes a la especie <i>B. conferta</i>	95
Figura 41. Mapa de correlación estadística entre los EPT's analizados en las matrices de suelo, raíz y hojas de <i>B. conferta</i> . A) Análisis factorial B) Gráfico de cluster.	96
Figura 42. Procedimiento para el tratamiento físico de las muestras recolectadas de hojas, raíces y suelo.	107
Figura 43. Técnica de cuarteo para la muestra de suelo.	108
Figura 44. Proceso de la muestra en ICP-MS, desde su introducción hasta la ionización de ésta.	110
Figura 45. Equipo Thermo Scientific ICAP Q del laboratorio de ICP-MS del Instituto de Geofísica de la UNAM.	110
Figura 46. Esquema general de un espectrómetro de masas acoplado inductivamente.	111
Figura 47. Antorcha generada dentro del Equipo Thermo Scientific ICAP Q.	112
Figura 48. Interfase con lentes de extracción y conos. (1= bloque de interfase, 2=puerta del plasma) (Hernández et al., 2004).	112
Figura 49: Celda de colisión Qcell.	113
Figura 50. Esquema del cuadrupolo y detector de iones.	114
Figura 51. Multiplicador de electrones secundarios y detector de ICP-MS.	114

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de elementos de acuerdo a su función en las plantas.	6
Tabla 2. Características de EPT's a analizar y su afectación en plantas y humanos.	10
Tabla 3. Metales típicos encontrados en colorantes.	18
Tabla 4. Fuentes típicas de metales en la industria textil.	20
Tabla 5. Algunos metales encontrados en la corteza continental.	22
Tabla 6: Valores del índice de geoacumulación que indica la relación con la contaminación en suelo en base al contenido de EPT's en la corteza continental.	23
Tabla 7. Incidencia de los nutrientes en suelo de acuerdo al valor de pH.	27
Tabla 8. Claves, posiciones geográficas y características de los sitios de muestreo.	49
Tabla 9. Condiciones operacionales del sistema de microondas (Ethos one Milestone, rotor PRO-24)	56
Tabla 10: Elementos cuantificados en la corteza continental, utilizados como los límites máximos normales en suelo.	60
Tabla 11: Concentraciones máximas y mínimas de elementos en raíces de diferentes especies Kabata-Pendias, (2011); Puga et al., (2006); Illera et al., (2001); Olivares Díaz, (2008).	62
Tabla 12: Concentraciones reportados en la literatura de elementos en hojas de diferentes especies vegetales.	63

Tabla 13. Muestras adquiridas de acuerdo a la especie de interés para el análisis.....	65
Tabla 14. Parámetro fisicoquímico de las muestras de agua colectadas en la segunda y cuarta salida de campo. La 2ª salida corresponde a épocas de lluvias y la 4ª salida a época seca.	67
Tabla 15. Valores adquiridos de pH y conductividad en suelos. Se muestran en negritas los valores mínimos y máximos obtenidos.	68
Tabla 16. Concentraciones de EPT's en hojas, raíces y suelo pertenecientes a la especie <i>B. conferta</i>	70
Tabla 17. Concentraciones de EPT's determinadas en hojas, pertenecientes a la especie <i>C. mexicana</i>	71
Tabla 18. Concentraciones de EPT's determinadas en hojas, pertenecientes a la especie <i>P. virginiana</i>	72
Tabla 19: Parámetros para la evaluación del análisis estadístico.	115
Tabla 20: Resultados de la validación de Materiales de referencia certificados. Valor certificado y obtenido (mg/kg).	116

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1: Ecuación del índice de geoacumulación.....	23
Ecuación 2. Factor de bioacumulación (FB).	35
Ecuación 3. Factor de bioacumulación modificado (FBm).....	74

RESUMEN

Este estudio se realizó con la finalidad de evaluar la concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT's) en las matrices de hojas, raíces y suelos que rodean a la especie *B. conferta* (escobillón), así como las hojas de *C. mexicana* (tejocote) y *P. virginiana* (capulín). La determinación de la concentración de EPT's, se realizó mediante la técnica de ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, por sus siglas en inglés). Dicho estudio se llevó a cabo en una zona con afectación de descargas urbanas e industriales, las cuales forman parte de arroyos ubicados en el municipio de San Bartolo Morelos, Estado de México, pertenecientes a las cuencas del río Lerma y del río Moctezuma (M. Hansen et al., 1995).

Las muestras de hojas, raíces y suelo se sometieron a una etapa de secado, para después ser trituradas y tamizadas. Posteriormente se realizó una digestión utilizando un horno de microondas (Ethos one Milestone) y se determinó la concentración de EPT's por ICP-MS usando materia de referencia certificado (MRC). De las muestras de hojas y raíces analizadas, se cuantificaron las concentraciones de EPT's de interés (Zn, Cr, Pb, Ni, Co, Cu, Sb y Cd) y se compararon con concentraciones normales y/o tóxicas teóricas de especies vegetales en general. Por otro lado, con las concentraciones determinadas de EPT's en las muestras de suelo, se calculó el índice de geoacumulación (I_{geo}), con la finalidad de conocer si existe una posible contaminación en suelo por parte de algún elemento y poder realizar una propuesta si la especie vegetal puede estar bioacumulado algún elemento, mediante el factor de bioacumulación modificado.

Los elementos considerados de procedencia geogénica, principalmente fueron; Mn, V, Ni, Cd y Sb, los cuales se distinguen por estar en niveles considerados como normales en la mayoría de los sitios de estudio. Por otro lado, los elementos Zn, Cr, Pb, Co y Cu, se consideran que están siendo aportados principalmente por descargas antropogénicas; además se observa que los elementos Pb, Cu y Cd ya están teniendo repercusiones en la especie *B. conferta*, la cual presenta una bioacumulación por parte de estos elementos.

1. INTRODUCCIÓN

En la tierra existe un centenar de elementos químicos, pero los seres vivos que la habitan usan tan solo un veinte por ciento. En este grupo de elementos, muchos de ellos se consideran como esenciales para que los organismos puedan completar su ciclo de vida. Sin embargo, aunque algunos son imprescindibles para la supervivencia, el exceso o la presencia de otros pueden resultar tóxicos o aun letales para numerosas especies; Estos elementos reciben el nombre de Elementos Potencialmente Tóxico (EPT's) (Azpilicueta et al., 2010). En el caso de las especies vegetales en general, pueden presentar cierta tolerancia a EPT's, como un proceso evolutivo que confiere a distintas especies de plantas la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de EPT's (Mendoza-González & Zapata-Pérez 2008)

Se sabe que el origen de los EPT's puede ser por la intemperización de la roca, incendios forestales y por parte de los microorganismos (geogénica) o bien por la actividad humana (antropogénico). Dentro de las aportaciones antropogénicas, la contaminación de los cuerpos de agua, es una preocupación a nivel mundial. A nivel nacional, actualmente se descarga a los ríos un volumen de $243 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de aguas residuales municipales y $188.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de industriales, de las cuales reciben algún tipo de tratamiento sólo un 40.5% de las descargas municipales y menos del 16% de las descargas industriales (Arellano-Aguilar et al., 2012). Los EPT's en cuerpos de agua son de gran importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y por tanto a la afectación de especies vegetales que crecen en éste.

En este estudio nos enfocaremos en la posible movilización de EPT's a través de los sistemas agua-suelo-plantas. El sistema de agua elegido es el arroyo La Loma perteneciente al municipio de San Bartolo Morelos, Estado de México, el cual se ve alterado por descargas antropogénicas de origen urbano y de industria textil, que pueden estar afectando las especies vegetales que crecen a las orillas de sus afluentes.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos generales

El objetivo que se plantea con el desarrollo de este trabajo es:

- Evaluar la concentración de los elementos potencialmente tóxicos totales (Mn, Zn, V, Cr, Pb, Ni, Co, Cu, Sb y Cd) en las matrices de raíz, hojas y suelo, mediante la técnica ICP-MS, en una zona con afectación de descargas urbanas e industriales.
- Poder obtener un panorama general del sitio de interés, con la finalidad de justificar estudios futuros.

2.2 Objetivos particulares

- Diseñar el muestreo de hojas, raíz y suelo a partir de la literatura, para llevar a cabo la colecta de las especies vegetales *Baccharis conferta* (“escobillón”), *Crataegus mexicana* (“tejocote”) y *Prunus virginiana* (“capulín”), las cuales crecen en torno a cuerpos de agua ubicados en San Bartolo Morelos, Estado de México.
- Diseñar un tratamiento físico a partir de la literatura, para las muestras de hojas, raíz y suelo colectadas.
- Analizar la concentración total de Mn, Zn, V, Cr, Pb, Ni, Co, Cu, Sb y Cd mediante la técnica de ICP-MS, en cada una de las muestras colectadas.
- Plantear cuales pueden ser los elementos de interés para estudios futuros utilizando el índice de geoacumulación y el factor de bioacumulación modificado obtenido en este estudio.
- Realizar una propuesta de cuales pudieran ser los elementos que provienen de aportes geogénicos y cuáles de aportes antropogénicos.

3. HIPÓTESIS

Se espera que las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (Zn, V, Cr, Pb, Ni, Co, Cu, Sb y Cd) en tejidos vegetales (raíz y hojas) de las especie de *B. conferta*, *C. mexicana* y *P. virginiana*, así como en los suelos que rodean dichas especies, sigan una tendencia de acuerdo a la zona de muestreo, presentándose mayores concentraciones en sitios con afectación directa de las descargas antropogénicas.

4. JUSTIFICACIÓN

Se sabe que el río Lerma tiene una longitud de 700 km, y una cuenca tributaria de aproximadamente 54 000 km². Esta cuenca se caracteriza por concentrar una población urbana, industrial y agrícola de las más importantes de México. El incremento en las actividades económicas de la cuenca, así como el crecimiento demográfico y urbano, han propiciado un elevado aprovechamiento de los recursos hidráulicos, alterando las condiciones naturales de los cauces, degradando la calidad del agua y aumentando la erosión en la zona (M. Hansen et al., 1995).

Es elemental mencionar que la disminución de la calidad del agua del río Lerma, también está relacionada directamente con la calidad de pequeños cuerpos de agua que lo abastecen. Por lo que es importante el estudio de estos pequeños cuerpos. Además, muchos de estos pequeños ríos, abastecen a poblados, por lo que influyen directamente en la salud de los individuos que lo rodean (plantas, animales y/o humanos). Sin embargo, dichos estudios son escasos. Es por esto, que el desarrollo de esta tesis pretende evaluar el impacto de descargas antropogénicas sobre especies vegetales que crecen en entorno al arroyo La Loma del río San Bartolo, el cual forma parte de los afluentes de la cuenca del río Lerma.

5. MARCO TEÓRICO

5.1 Elementos potencialmente tóxicos y sus características

La toxicidad es una propiedad que posee una sustancia que puede producir algún efecto nocivo sobre un ser vivo tanto animal como vegetal (Jiménez & Kuhn, 2009). Los EPT's son todos los elementos esenciales y no esenciales que pueden generar síntomas de toxicidad e inhibición del crecimiento en plantas y animales (González et al., 2008).

Tomando en cuenta los efectos que poseen los EPT's sobre las plantas a diferentes concentraciones, los EPT's se pueden clasificar en tres grupos. Estos son:

- A) **Macronutrientes:** son esenciales para las células y se encuentran constituyendo biomoléculas estructurales como son proteínas, lípidos y carbohidratos (Tabla 1). En altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los organismos del suelo, plantas y animales, incluido el hombre. La planta requiere los macronutrientes en cantidades grandes que oscilan entre 1,000 a 450,000 mgkg⁻¹ en peso seco (Taiz & Zeiger, 2006).
- B) **Oligoelementos o micronutrientes:** También conocidos como elementos traza, estos se encuentran en el organismo en pequeñas cantidades, en el orden de partes por millón -ppm (mg/kg)- o partes por billón -ppb (μgkg⁻¹)- y son necesarios en un organismo para que completen su ciclo vital (Tabla 1). Realizan funciones indispensables para el mantenimiento de la vida, el crecimiento y la reproducción (Raven et al., 1992).
- C) **Sin función biológica conocida:** La presencia en determinadas cantidades de EPT's en seres vivos lleva a disfunciones en el funcionamiento de sus organismos (Tabla 1). Resultan altamente tóxicos y presentan la probabilidad de acumularse en tejidos (Almeida Huaraca & Lima Remache, 2014).

Tabla 1. Clasificación de elementos de acuerdo a su función en las plantas.

Macronutrientes	Micronutrientes	Sin función biológica conocida
Nitrógeno	Boro	Berilio
Fósforo	Cloro	Cadmio
Potasio	Cobre	Mercurio
Calcio	Hierro	Aluminio
Magnesio	Manganeso	Plomo
Azufre	Molibdeno	Arsénico
	Níquel	Antimonio
	Zinc	Bismuto
	Cromo	Cobalto
	Vanadio	

Se debe considerar que para cada elemento (tenga una función fisiológica o no), existe un intervalo de seguridad, donde los mecanismos biológicos de los organismos en general, son capaces de mantener sus concentraciones tisulares óptimas y sus funciones normales. Esto se puede explicar con una relación “Dosis-Respuesta” como se muestra en la figura 1 (Alarcón-Corredor, 2009). Donde la dosis será la cantidad total de algún elemento, entre el peso total del organismo en el que se encuentra (mg/kg) y la respuesta será el efecto que causa en dicho organismo.

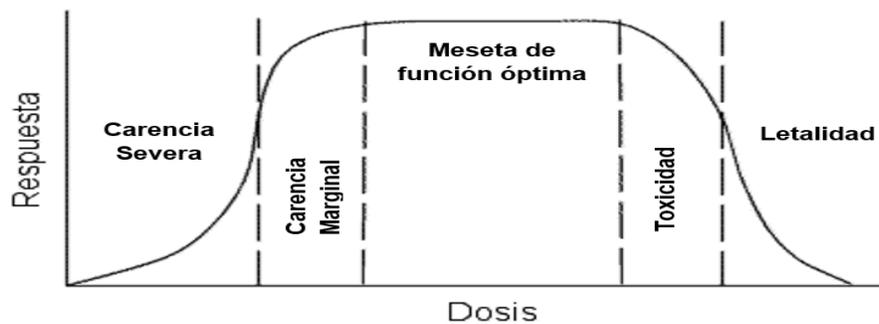


Figura 1. Intervalo de dosis-respuesta de un elemento esencial.

En la curva de la figura 1, se muestra el efecto de un elemento esencial, es decir, de un micronutriente o macronutriente sobre un organismo vivo. Dicho efecto, está relacionado con el aumento de dosis de algún elemento que tiene la función de micronutriente o macronutriente, en una población de individuos (ya sean animales o plantas). De acuerdo a esto la respuesta puede ser; carencia severa, carencia marginal, función óptima, toxicidad y letalidad, las cuales se describen a continuación.

La primera de ellas es la **carencia severa**, la cual describe la menor dosis o concentración de un elemento esencial en algún organismo, dando como respuesta en una población la muerte de los organismos, ya que les será imposible realizar sus funciones biológicas. Conforme la dosis del elemento esencial aumenta, los organismos podrán sobrevivir al usar el o los elementos esenciales para realizar sus funciones biológicas. Sin embargo, al no estar en las concentraciones requeridas por los organismos, se espera que la mayoría de la población se encuentre en un estado de enfermedad; a dicha respuesta se le conoce como **carencia marginal**. Posteriormente, se observa la continuación de una meseta, que expresa la suplementación óptima de algún elemento y por lo tanto la acción biológica óptima del organismo, o bien función normal en el organismo, la cual se describe como **función óptima**.

El ancho de la meseta está determinada por la capacidad homeostática (mantener el equilibrio) del individuo. Con un nuevo aumento de la dosis del elemento que tiene la función de micronutriente o macronutriente, se entra a una fase de irritación, indicada en la figura como área de **toxicidad**. En esta misma fase, se hacen evidentes signos de toxicidad sobre una población, expresando la acción toxicológica del elemento. Si se sigue incrementando la dosis de los elementos, se puede conducir a la muerte de los organismos, propiciando así una respuesta de **letalidad** (Alarcón-Corredor, 2009).

Es importante destacar las últimas dos etapas de toxicidad y letalidad, ya que en dichas etapas ya no sólo se encuentran involucrados los elementos esenciales, sino que se anexan los elementos no esenciales o sin función biológica conocida. De esta forma y sin importar que se trate de elementos esenciales o no esenciales, ambos se caracterizan en ambas etapas (toxicidad y letalidad) por interferir con las funciones biológicas de los organismos, recibiendo así el nombre de EPT's.

La captación y toxicidad de los EPT's para los organismos están influenciados no sólo por su concentración, sino también son relevantes los factores bióticos (organismos vivos) y abióticos (factores físicos y químicos) del ambiente. Dentro de los factores abióticos podemos mencionar la temperatura, aire, entre otros. Mientras que en los factores bióticos, podemos encontrar a bacterias, hongos, animales, etc. Para considerar las relaciones de los EPT's con la biota en general, se deben tener en cuenta tres niveles de interés según Castañé et al., 2003:

a) Especiación del elemento químico en el ambiente

Dentro de la especiación de los elementos químicos en el ambiente, se debe considerar que éstos son parte de moléculas y forman diversas especies moleculares presentes simultáneamente y en relaciones diversas en el ambiente. Por otro lado el comportamiento de un elemento depende de la especie particular en la que está presente y la mayor reactividad de una especie no necesariamente coincidirá con la mayor concentración del EPT en esa forma química. De allí que el comportamiento de un elemento en el ambiente (biodisponibilidad, toxicidad, distribución, etc.) no pueda predecirse basándose en su concentración total. Es por esto que se debe de realizar una especiación química, la cual se define como la distribución de un elemento químico particular entre las diferentes formas en las cuales puede existir (Castañé et al., 2003).

b) Interacciones con la membrana plasmática en la interface organismo-ambiente, así como otros factores secundarios que pueden afectar los mecanismos funcionales básicos del individuo.

Al aproximarse un metal a la superficie de un organismo vivo, generalmente encuentra primero una capa protectora de polisacáridos o glicoproteínas (pared celular de los microorganismos o plantas superiores). Las macromoléculas que forman esta capa externa contienen una variedad de grupos funcionales simples, generalmente no quelantes, dominados por donadores de oxígeno. A valores de pH neutro algunos de esos grupos pueden ionizarse, conformando una matriz de sitios cargados negativamente a través del cual el EPT puede migrar. Al moverse hacia el interior celular, el metal encuentra la membrana plasmática, con

un gran número de receptores o sitios de unión que pueden ser de dos tipos: sitios fisiológicamente inertes, en los cuales el metal puede ser secuestrado sin perturbar el funcionamiento celular normal, o sitios fisiológicamente activos. En el último caso la unión del metal puede afectar al metabolismo directamente (por ejemplo, si el sitio de unión corresponde a una enzima de membrana) o indirectamente (si el metal unido es transportado a través de la membrana al interior de la célula) y una vez dentro de la célula, puede interactuar con una amplia variedad de sitios proteicos, afectando procesos metabólicos (Castañé et al., 2003).

- c) Participación del elemento químico en los compartimentos del organismo y los efectos biológicos resultantes de su interacción con los receptores en los sitios de acción.

A pesar de la complejidad de los procesos toxicológicos, pueden hacerse algunas generalizaciones acerca del modo de unión de metales que conduce a efectos adversos. Estos son:

- Bloqueo de grupos funcionales biológicamente esenciales de biomoléculas.
- Desplazamiento de iones metálicos esenciales en biomoléculas.
- Modificación de la conformación activa de las biomoléculas.

Como podemos ver, las características y propiedades de los EPT's son sumamente variadas; muchos de ellos pueden actuar como nutrientes en diferentes parte del organismo, mientras que otros no poseen ninguna función biológica (Castañé et al., 2003). A continuación se presentan algunos EPT's de interés y sus características más relevantes según algunos autores (Tabla 2).

Tabla 2. Características de EPT's a analizar y su afectación en plantas y humanos.

Elemento	Concentraciones normales o suficientes en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias 2011)	Concentraciones excesivas o Tóxicas en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Efectos tóxicos en plantas	Origen (Geogénico y/o antropogénico) (Miliarium Aureum 2004)	Función esencial en planta	Efectos negativos en humanos
Cadmio (Cd)	0.05 – 0.2	5 – 30	Altamente tóxico para plantas. De fácil bioacumulación en plantas (Kabata-Pendias, 2011).	Descomposición de rocas, incendios forestales y volcanes. Actividades humanas, como es la manufacturación, minería, industria de pinturas, baterías y pigmentos.	No reportado	Está involucrado en el efecto nefrotóxico (daño en riñón), desarrollo de diabetes, enfermedades cardiovasculares y cáncer (Ohgami et al. 2012).
Cobre (Cu)	5 – 30 Algunas especies requieren concentraciones de 30 mientras que otras a esa misma concentración o por debajo de 20 presentan síntomas de toxicidad	20 – 100	Desbalance iónico, alteración de la permeabilidad de la membrana celular, reducción del crecimiento e inhibición de la fotosíntesis. De fácil captación por las plantas (Acosta 2007).	Industria química, textil y de pinturas. Minería. Corrosión. Construcción y fontanería.	Esencial para diversos sistemas enzimáticos y en procesos de la fotosíntesis. Coadyuvante en el metabolismo de carbohidratos y proteínas. Usado para intensificar el sabor, el color en las hortalizas y en las flores (PROMIX 2015).	El cobre en sangre, aumenta la susceptibilidad de las lipoproteínas de baja densidad a la oxidación, lo que puede causar aterosclerosis (Sabath & Robles-Osorio 2012).
Cromo (Cr)	0.1 – 0.5	5 - 30	Degradación de la estructura del cloroplasto e inhibición de la fotosíntesis, alteración de las concentraciones de Fe, Ca, K y Mg. Es de difícil asimilación por las plantas (Acosta 2007).	Recubrimiento de metales. Industria química, textil, de curtido y de pinturas. Materiales refractarios. Combustión de basura.	Se sabe que a concentraciones relativamente bajas (100 µM) en algunas plantas, el Cr (VI) estimula el alargamiento de los pelos radicales en raíz o pelos absorbentes. El Cr (III) es considerado un micronutriente, siendo parte de proteínas y participar en metabolitos de grasas (Ortiz Castro et al. 2003).	El Cr puede estar presente en estados de oxidación (II), (III) y (VI). La EPA, ha clasificado solo a Cr (VI) "como carcinógeno grupo A". La toxicidad de Cr (VI) se debe a su capacidad para unirse a macromoléculas celulares (Brown et al. 2014).

Tabla 2. Características de EPT's a analizar y su afectación en plantas y humanos.

Elemento	Concentraciones normales o suficientes en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Concentraciones excesivas o tóxicas en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Efectos tóxicos en plantas	Origen (Geogénico y/o antropogénico) (Miliarium Aureum, 2004)	Función esencial en planta	Efectos negativos en humanos
Piomo (Pb)	5 - 10	30 – 300	Inhibición de la fotosíntesis, el crecimiento y de la acción enzimática. Difícil de transportar del suelo a la planta (Acosta, 2007).	Minería, Industria química y automovilística. Carburantes. Pinturas. Corrosión. Baterías.	No reportado	Causante de nefrotoxicidad. En el hueso, la exposición crónica se relaciona con el desarrollo de osteoporosis (Ohgami et al., 2012).
Manganeso (Mn)	30 - 300	400 – 1000	Causa clorosis y rozamiento en los márgenes de las hojas. Es de fácil captación por las plantas (Acosta 2007).	Minería. Aleaciones, lixiviación de rocas y suelos. Baterías. Industria química.	Activador de enzimas. Esencial para todos los organismos, participa en la fotosíntesis.	Exposiciones prolongadas a compuestos de manganeso, de forma inhalada u oral, pueden provocar efectos adversos en el sistema nervioso, respiratorio y otros (Sánchez Ortiz & Sánchez Melo, 2009).
Vanadio (V)	0.2-1.5	5-10	No reportado	Carbón y petróleo. Erosión natural. .	No se conoce su función en las plantas (Volke Sepúlveda et al., 2005).	Su ingesta puede provocar daños cardíacos y musculares, irritaciones de la piel y dolores de cabeza. En muchos organismos causa la inhibición de algunas enzimas así como alteraciones en el ADN (Calero Díaz et al., 2013).

Tabla 2. Características de EPT's a analizar y su afectación en plantas y humanos.

Elemento	Concentraciones normales o suficientes en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Concentraciones excesivas o Tóxicas en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Efectos tóxicos en plantas	Origen (Geogénico y/o antropogénico) (Miliarium Aureum, 2004)	Función esencial en planta	Efectos negativos en humanos
Níquel (Ni)	0.1-5	10-100	Relativamente existe una baja fitotoxicidad en plantas. Es de fácil captación por las plantas (Acosta, 2007).	Metalurgia, aleaciones y galvanización. Baterías. Equipos solares. Pigmentos.	En plantas juega un papel importante en el metabolismo nitrogenado (Moreno Herrera, 2004).	Causa daño en los sistemas respiratorio, cardiovasculares, gastrointestinal, hematológico, hepático, renal, etc. y está asociado con daño en el ADN (Jimenez Verdesoto, 2012).
Zinc (Zn)	27-150 Algunas especies requieren concentraciones de 150 mientras que otras a esa misma concentración o por debajo de 100 presentan síntomas de toxicidad	100-400	Es de fácil bioacumulación por plantas	Recubrimiento de metales. Aleaciones, pigmentos, pinturas, catalizadores y baterías.	Es un elemento esencial en la síntesis de algunas proteínas y en la formación de almidones. Promueve la maduración y desarrollo de la semilla, activa la colonización de las raíces por hongos (Moreno Herrera, 2004).	El Zn provoca daño al hígado, riñón y páncreas e incluso efectos carcinogénicos (Mori C. et al., 2013).

Tabla 2. Características de EPT's a analizar y su afectación en plantas y humanos.

Elemento	Concentraciones normales o suficientes en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Concentraciones excesivas o Tóxicas en hojas de plantas (mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011)	Efectos tóxicos en plantas	Origen (Geogénico y/o antropogénico) (Miliarium Aureum, 2004)	Función esencial en planta	Efectos negativos en humanos
Cobalto (Co)	No requerido	No reportado	No reportado	Aleaciones, Industria de tintes y pinturas. Cerámicas. Medicina nuclear.	No es un elemento esencial para las plantas pero si para los microorganismos que fijan el nitrógeno a las plantas. Por lo que estimula indirectamente el desarrollo adecuado de las plantas (Taiz & Zeiger, 2006).	El cobalto puede acumularse hasta niveles tóxicos en el hígado, riñón, páncreas, y el corazón, así como en el esqueleto y el músculo esquelético. El cobalto ha demostrado producir tumores en animales y también es, probablemente, un carcinógeno humano (Edward, 2014).
Antimonio (Sb)	No esencial, pero puede estar en concentraciones de 0.06 sin causar daño.	No reportado	No reportado	Se ha encontrado que el antimonio puede lixiviar del plástico (PET) (López Domínguez, 2009). Industria de esmaltes y tipografía	No reportado	La exposición superior a 9 mg de antimonio por metro cúbico de aire (mg/m ³) durante largo tiempo puede causar irritación de los ojos, la piel y los pulmones, dolor estomacal, diarrea, vómito y úlceras estomacales (ATSDR, 1992).

5.2 Movilización de EPT's a través del sistema agua-suelo-plantas

De acuerdo con la tabla 2 podemos ver que algunos de los EPT's provienen de aporte natural, es decir, de procesos como intemperismo químico y físico de la roca que transportan material a los cuerpos de agua superficial. Sin embargo, muchos de los aportes de EPT's en las ciudades se da por actividades antropogénicas que ocurren en los alrededores de cuerpos de agua superficial (ríos o lagos). Al ser descargados los EPT's en cuerpos de agua, pueden continuar con su movilización a través del suelo y posteriormente a plantas y organismos superiores como los animales (Figura 2).

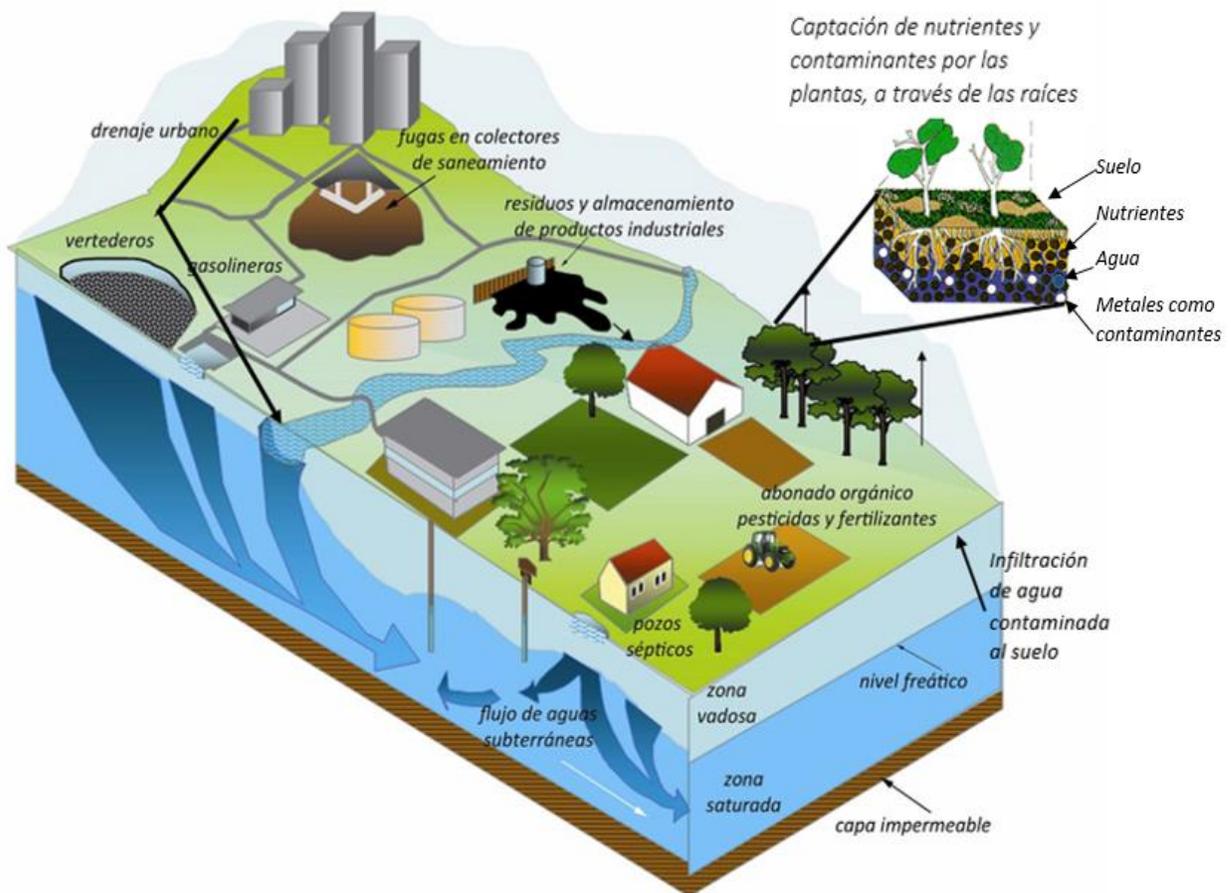


Figura 2. Movilización de contaminantes por medio del sistema Agua-suelo-plantas (Modificada de internet) (MASIL n.d.)

5.2.1 Principales aportaciones antropogénicas de EPT's

Los aportes antropogénicos pueden provenir de aguas residuales. El término de agua residual se da a toda aquella agua que posee una composición variada proveniente de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarios, domésticos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (Figura 3). Dentro de las aguas residuales (AR), podemos encontrar diferentes clasificaciones según su composición. La primera de ellas son las aguas residuales de proceso (ARP), las cuales son el resultado de un bien o servicio comercializable y engloban las aguas residuales municipales o urbanas (ARU), que contiene los residuos de un conglomerado urbano y que incluye actividades domésticas e industriales y son transportadas por una red de alcantarillado. Las ARU incluyen aguas residuales domésticas (ARD), que provienen del uso particular de las personas en el hogar, e industriales (ARI), provenientes de los procesos industriales (Semarnat, 2003).

Dentro de las ARD, se encuentran los residuos provenientes de viviendas, zonas residenciales, establecimientos comerciales entre otras, que a su vez se pueden encontrar divididas en:

- Aguas negras (AN): aguas que transportan heces y orina, provenientes del inodoro.
- Aguas grises (AG): aguas jabonosas que pueden contener grasas también provenientes de la ducha, tina, lavamanos, lavaplatos, lavadero y lavadora (Lozano-Rivas, 2012).

Por otro lado las ARI se pueden clasificar en cinco grupos según el tipo de agua residual que vierten. Donde cada tipo de actividad industrial, según el proceso, vierte un agua residual caracterizada por una contaminación determinada (Anon, 2002). Esta clasificación está dada por:

1. Industrias con efluentes principalmente orgánicos: papeleras, azucareras, mataderos, curtidos, conserveras, lecherías y subproductos, fermentaciones, preparación de productos alimenticios, bebidas y lavanderías.
2. Industrias con efluentes orgánicos e inorgánicos: refinerías y petroquímicas, coquerías, químicas y textiles.
3. Industrias con efluentes principalmente inorgánicos: químicas, limpieza y recubrimiento de metales, explotaciones mineras y salinas.
4. Industrias con efluentes con materias en suspensión: lavaderos de mineral y carbón, corte y pulido de mármol y otros minerales, laminación en caliente y colada continua.
5. Industrias con efluentes de refrigeración: centrales térmicas y centrales nucleares.

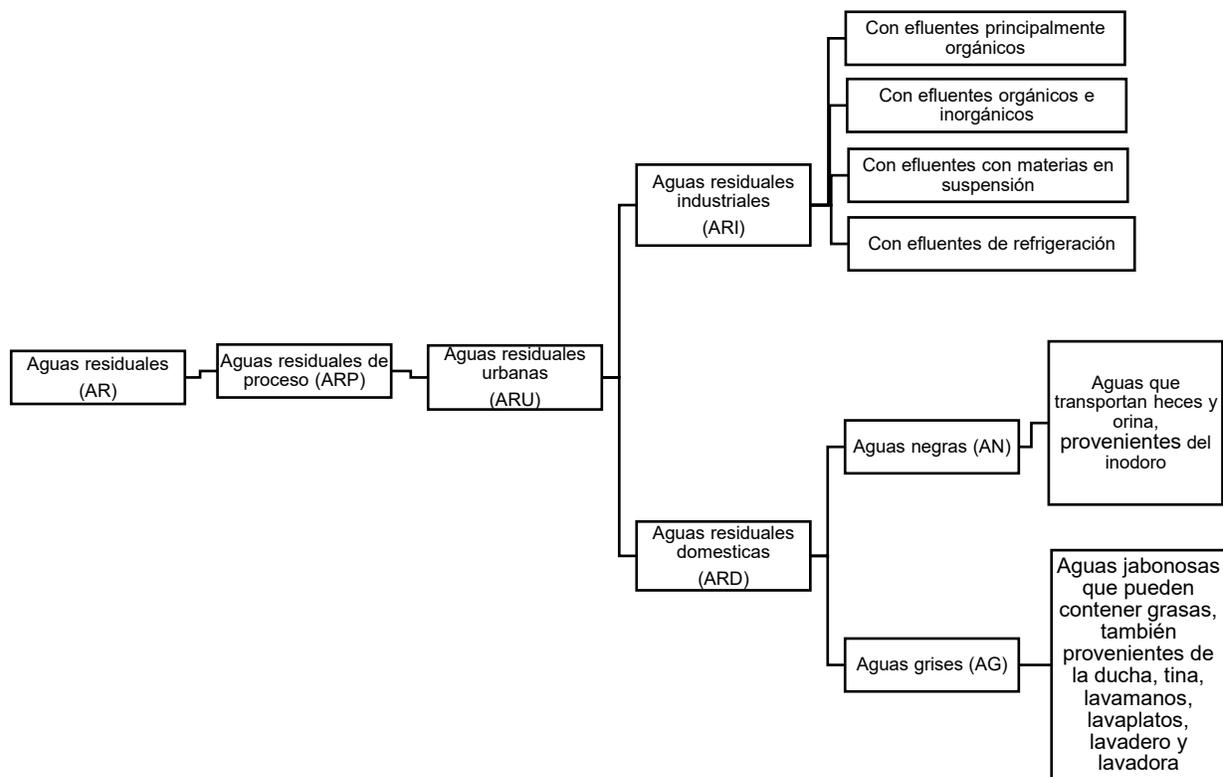


Figura 3. Clasificación de aguas residuales (Semarnat, 2003; Lozano-Rivas, 2012; Anon, 2002).

Debido a la información con que se cuenta en nuestra área de estudio, se sabe que a orillas del arroyo La Loma hay descargas provenientes de una industria textil. Por lo cual, se considera de suma importancia saber, cuales son los principales elementos que suelen aportar dichas industrias y así poder plantear alguna relación con base en nuestro estudio.

5.2.2 Procesos de la industria textil como aportadores de EPT's en descargas

Para conocer las posibles aportaciones de EPT's que se puedan dar en cada uno de los procesos de la industria textil, es necesario conocer las características fundamentales de dichos procesos. Para ello es importante destacar dos procesos dentro de la industria textil, la primera de hilandería y tejeduría y la segunda de acabado de telas y prendas (Figura 4) (Hernández, 2013).

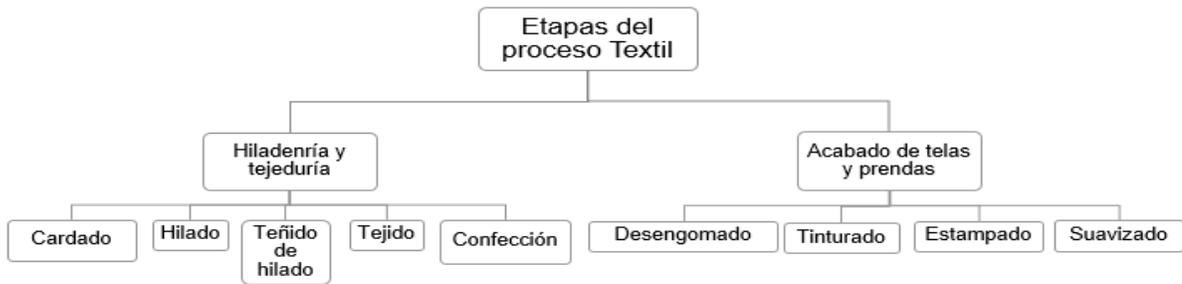


Figura 4. Esquema de las etapas de la industria textil.

Primera etapa: Hilandería y tejeduría

- Cardado: consiste en el peinado de las fibras en bruto, hasta conseguir una mezcla de fibras susceptible de convertirse en hilo.
- Hilado: consiste en realizar un último afinado de la mecha para transformarla en un hilo, la cual se somete al mismo tiempo, a una torsión que le dará la tenacidad deseada. También se realiza el engomado de los hilos, el cual consiste en un recubrimiento de los hilos con un agente, el cual puede ser almidón, celulosa, resinas de poliéster, etc. De tal forma que se obtienen hilos más resistentes (Lockuán Lavado, 2012).
- Teñido de hilado: Son utilizados ciertos tintes y pigmentos, los cuales pueden estar constituidos por metales pesados tales como cadmio, plomo y níquel. En el caso del cromo (VI) se usa en ciertos procesos textiles y en el curtido del cuero (Tabla 3). En esta etapa también se puede realizar una operación de suavizado, para disminuir el efecto de rozamiento en la siguiente etapa.

Tabla 3. Metales típicos encontrados en colorantes (Jin-Seok et al., 2006).

CLASE DE COLORANTE	METALES
Directo	Cobre y plomo
Reactivo	Cobre y níquel
Ácidos	Cobre, cromo, cobalto
Premetalizados	Cobre, cromo, cobalto
Mordante	Cromo

- Tejido: Esta fase también es conocida como fase de tisaje y se llevan a cabo las operaciones necesarias para la elaboración de tejidos a partir del hilo procedente de las fases anteriores.

- Confección: Consiste en el diseño de un modelo de prenda determinado para su fabricación posterior (Anon, n.d.)

Segunda etapa: Acabado de telas y prendas

- Desengomado: Se realiza con el objetivo de eliminar los compuestos de engomados aplicados a la hebra, utilizando ácidos o enzimas. También se pueden agregar compuestos bacteriostáticos como $Zn(NO_3)_2$ (Skartepiuzero, n.d.).
- Tinturado: Es una de las fases más complejas del proceso productivo pues en ella intervienen una gran diversidad de colorantes y agentes auxiliares de teñido. También en este proceso, pueden estar presentes metales pesados tales como cadmio, plomo y mercurio, en diferentes tipos de colorantes. En esta etapa también suelen ocuparse fijadores del color, para darle solidez a la tela frente al lavado y que no se destiña (Maldonado, 2012).
- Estampado: Consiste en la aplicación de diseños sobre la materia textil con ayuda de colorantes.
- Suavizado: Esta etapa tiene por misión el suavizar la capa externa del hilo, además de dar a los artículos una mejora en su calidad y rendimiento; en esta etapa también se pueden agregar acabados químicos como antideslizante, anti formación de bolitas (antipilling), antiestático, antimoho, etc.

Debido a la complejidad de los procesos mencionados, la composición del agua residual originada por la industria textil, es muy variable. Por lo general el agua contiene colorante, es muy alcalina y se encuentra a temperaturas elevadas (MASIL, n.d.). Una clasificación simple de las principales fuentes de metales de la industria textil se muestra a continuación (Tabla 4).

Tabla 4. Fuentes típicas de metales en la industria textil (Jin-Seok et al., 2006).

Metal	Fuente típica
Cd	Presente en las impurezas de sales utilizadas en los procesos.
Co	Presente en tintes y agua utilizada para los procesos.
Cu	Presente en tintes y agua utilizada para los procesos y fibras.
Cr	Presente en tintes y utilizado en el curtido de cueros.
Pb	Presente en tintes y tuberías.
Ni	Presente en tintes.
Zn	Presente en tintes, impurezas en la materia prima, productos químicos como bacteriostáticos y en el agua utilizada para los tratamientos.

5.3 EPT's en suelo y su afectación en plantas

Un factor fundamental para la movilización de EPT's es el suelo, el cual, se define como un cuerpo natural, no consolidado, compuesto por sólidos (material mineral y orgánico), líquido y gases. Se caracteriza por tener horizontes o capas diferenciales, resultado de las adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia a través del tiempo. El espesor de los suelos puede variar de unos pocos centímetros a metros entre la corteza continental (roca madre) y la atmósfera (Figura 5). El suelo constituye un recurso natural de gran importancia, que desempeña funciones en la superficie terrestre como hábitat de organismos, así como soporte de infraestructura y fuente de materiales no renovables (Volke Sepúlveda et al., 2005). Todas estas características se complementan, formando una sola vía de transporte y almacenamiento de EPT's, que pueden llegar a afectar a un gran número de especies de las redes tróficas de cada ecosistema.

Los suelos se clasifican, en función a su tamaño de partícula, en cuatro principales componentes: arcilla (tamaño de partícula menor a 0.002 mm), limo (0.002-0.05 mm), arena (0.05-2 mm) y grava (partículas mayores a 2mm). Las cantidades relativas de cada tipo de partícula mineral determinan la textura de un suelo y tienen un impacto directo sobre sus

propiedades físicas, químicas y biológicas, las cuales a su vez, se encuentran involucradas en la movilización de EPT's (Volke Sepúlveda et al., 2005).

Dentro de las divisiones del suelo tenemos la rizósfera, que es la zona donde interaccionan los microorganismos con las raíces de las plantas. En la rizósfera, las raíces de las plantas tienen una influencia directa en la composición y en la densidad de la microbiota del suelo; es lo que se conoce como efecto rizosférico. Las interacciones entre las raíces y los microorganismos de la rizósfera se basan principalmente en la modificación interactiva del ambiente del suelo por procesos como: captación de agua por la planta, liberación de compuestos orgánicos al suelo por las raíces y captura de nutrimentos minerales, entre ellos los EPT's (Monges, 2005).

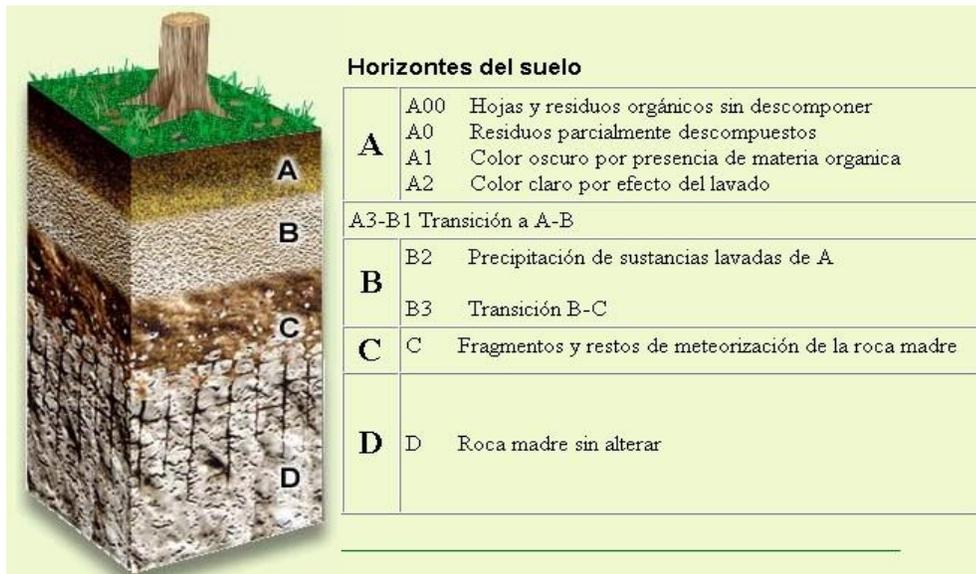


Figura 5. Descripción de los diferentes horizontes del suelo (Anon, 2012).

Los factores antropogénicos como la urbanización, el desarrollo de zonas turísticas, las industrias y la actividad agropecuaria, representan un riesgo latente dentro de la contaminación del suelo. Dentro de las actividades industriales, el suelo puede contaminarse por vía aérea, a través de emisiones gaseosas o bien a través de aguas residuales. Por otro lado, las actividades agrícolas pueden contaminar al suelo con EPT's

provenientes de fertilizantes, plaguicidas, estiércol, composta y lodos de aguas residuales. Al considerar los EPT's en el suelo, se debe tener presente la composición de los minerales primarios, que condicionan la composición química normal de los suelos; de esta forma se puede saber cuándo un elemento puede considerarse EPT o no. La tabla 5 muestra las concentraciones totales normales de algunas metales en la corteza continental (Rudnick & Gao, 2003).

Tabla 5. Algunos metales encontrados en la corteza continental (Rudnick & Gao, 2003)

Metal	Concentración total en corteza continental (mg/kg)
Fe	23295
Mn	775
Zn	67
V	97
Cr	92
Ni	47
Co	17
Pb	17
Cu	28
Sb	0.4
Cd	0.09

Los elementos que conforman la corteza continental (Tabla 5), se pueden utilizar para realizar una estimación de la contaminación en suelos, esto calculando el índice de geoacumulación (I_{geo}) (Ecuación 1). El cual permite analizar si existe o no contaminación en el suelo, mediante una relación entre la concentración de un elemento en la muestra analizada, con respecto de la concentración del mismo elemento en la corteza continental (González Guadarrama, 2014).

Ecuación 1: Ecuación del índice de geoacumulación (Müller, 1979).

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5 * B_n} \right]$$

En donde:

C_n = Concentración del elemento en la muestra.

B_n = Concentración del elemento en la corteza continental (Rudnick & Gao, 2003)

1.5= Factor de corrección de efectos litogénicos.

A continuación se presentan los diferentes intervalos del I_{geo} (Tabla 6), los cuales establecen un índice de contaminación de acuerdo al valor estimado con la Ecuación 1.

Tabla 6: Valores del índice de geoacumulación que indica la relación con la contaminación en suelo en base al contenido de EPT's en la corteza continental.

Valor (I_{geo})	Grado de contaminación
(<0 a 0)	No contaminado
(0 a 1)	Muy poco contaminado
(1 a 2)	Poco contaminado
(2 a 3)	Contaminado
(3 a 4)	Muy contaminado
(>4)	Extremadamente contaminado

5.3.1 Factores del suelo que influyen en la biodisponibilidad de EPT's

La contaminación por actividades antropogénicas, contribuye a cambios en la anoxia, pH, salinidad, materia orgánica y actividad microbiana en los suelos. Estos factores modifican las características del suelo y favorecen un incremento en la biodisponibilidad, acumulación y movilización de EPT's en los ecosistemas. Es importante mencionar que la biodisponibilidad dependerá de la solubilidad de los metales y de su capacidad de adsorción en partículas del suelo. La interacción entre los distintos procesos como intercambio catiónico, adsorción/desorción, acidez, potencial redox, óxidos de Fe, Mn y Al, presencia de cationes y aniones, entre otros, afectan la distribución de los metales entre el agua intersticial del suelo y la fase sólida, siendo responsables de su movilidad y biodisponibilidad (Basta, 2004) (Anon n.d.).

Todos estos procesos involucrados en la biodisponibilidad, acumulación y movilización de EPT's, representan un riesgo a la integridad de plantas así como para otros organismos. Los EPT's pueden afectar los niveles superiores de la cadena alimenticia, tanto por ingesta directa o indirecta, esta última al consumir especies secundarias (González-Mendoza et al., 2008) (Figura 6).

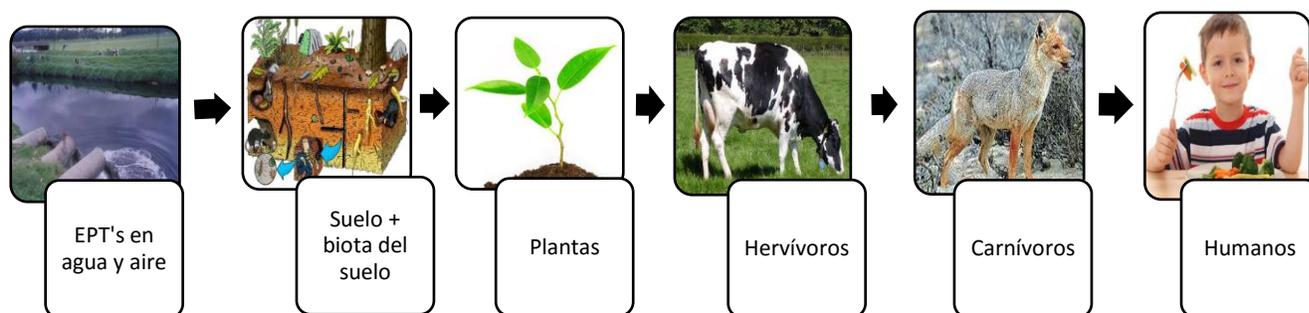


Figura 6. Transferencia de elementos químicos en una cadena trófica terrestre según Kabata-Pendias, 2011.

A continuación se presentan diferentes factores involucrados en la biodisponibilidad de los EPT's en suelo. Estos factores están relacionados con la movilización de dichos EPT's a través del sistema suelo-planta.

A) Intercambio catiónico

Todos los suelos presentan cargas negativas en la superficie de sus constituyentes (Evans, 1989). De acuerdo con el principio de electro-neutralidad, las cargas negativas en la superficie de las partículas del suelo son neutralizadas por una cantidad equivalente de cationes presentes en la solución del suelo, los que pueden quedar adsorbidos (Alloway, 1995) (Moreira Silva, 2004). Esta adsorción de cationes por el suelo es denominada "adsorción no específica", que se caracteriza porque el ion es atraído electrostáticamente por las superficies cargadas de las partículas del suelo, sin que haya una dependencia de configuración electrónica con el grupo funcional de la superficie del suelo, formando complejos llamados de esfera externa (Wenzel & Jockwer, 1999). La cantidad de iones que pueden ser adsorbidos de forma intercambiable en el suelo se llama capacidad de intercambio catiónico.

En la mayoría de los casos existe selectividad o preferencia de un catión por otro, por lo tanto, es un proceso competitivo y reversible (Moreira Silva, 2004). En general, la adsorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en el agua intersticial o bien la solución del suelo. Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico alto, tiene más sitios de intercambio en las partículas del suelo, los cuales estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (Kabata-Pendias, 2011) (Azevedo Silveira et al., 2003).

B) Adsorción específica

La adsorción específica es un fenómeno de alta afinidad, involucrando mecanismos de intercambio entre el metal y el ligando de la superficie de las partículas, por medio de enlaces covalentes o iónicos. Este término ha sido utilizado para explicar la razón por la cual algunos suelos adsorben determinados cationes en concentraciones superiores a su

capacidad de intercambio catiónico (Alloway, 1995) (Moreira Silva, 2004). Los EPT's que se encuentran como aniones, también pueden presentar adsorción específica en las superficies de óxidos e hidróxidos hidratados. Como consecuencia de la adsorción específica, los metales son removidos de la solución suelo y retenidos en la superficie de las partículas del suelo, formando moléculas estables, llamadas complejos de esfera interna. Este mecanismo, muchas veces no es reversible (Azevedo Silveira et al., 2003) (Echeverria et al., 1998).

La adsorción específica se produce por la afinidad de algunos cationes metálicos por un sitio en particular de adsorción. Por esta razón los metales son adsorbidos específicamente en cierto orden de preferencia, por ejemplo, $Cd < Zn < Cu < Pb$. Por lo tanto, los metales no siempre están afectados por la competencia de otros cationes (Alloway, 1995) (Rieuwerts et al., 1998). La adsorción específica es altamente dependiente del pH y ocurre cuando la concentración de los EPT's es baja (Evans, 1989) (Azevedo Silveira et al., 2003).

C) Acidez

El pH del suelo tiene un efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales (donde se incluyen la mayoría de los EPT's) al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo (Mcbridea et al., 1997) (Kabata-Pendias, 2011) (Reichman, 2000). Además, afecta a los procesos de ingreso del metal a las raíces de las plantas. Según McBride et al., (1997), el pH del suelo sería el factor más importante que afecta la biodisponibilidad de los metales. En suelos ácidos, se produce una competencia de protones (H^+) con los cationes metálicos por los sitios de intercambio. A pH ácido del suelo, se produce desorción (liberación de materia desde un medio adsorbente) de los metales, aumentando su concentración en la solución suelo y su biodisponibilidad (Alloway, 1995).

Al aumentar el pH del suelo, los metales son removidos del agua y adsorbidos por las partículas del suelo, disminuyendo su biodisponibilidad (Basta, 2004) (Alloway, 1995). En suelos con carga variable, la retención de cationes metálicos aumenta en la medida que el pH del suelo sea más alto y se reduce al acidificarse el suelo (Tabla 7). Con excepción del

Mo, Se y As, la biodisponibilidad de los metales disminuye con el aumento del pH del suelo debido a su precipitación como hidróxidos insolubles, carbonatos y complejos orgánicos (Azevedo Silveira et al., 2003).

Tabla 7. Incidencia de los nutrientes en suelo de acuerdo al valor de pH (AEFA, 2009).

Valor de pH encontrado en suelo	Características generales del suelo
< 4.5	Suelo extremadamente ácido. Suelos desfavorables para el crecimiento de plantas.
4.5 – 5.0	Suelo fuertemente ácido. Existe una posible toxicidad en plantas por efecto del aluminio.
5.1 – 5.5	Suelo fuertemente ácido, suele ir acompañado de deficiencia de Ca, K, Mg, N, P, S, Mo, o bien exceso de Cu, Fe, Mn, Zn, Co y la actividad bacteriana es escasa.
5.6 – 6.0	Suelo medianamente ácido adecuado para la mayoría de los cultivos.
6.1 – 6.6	Suelo ligeramente ácido, donde se encuentra la disponibilidad máxima de nutrientes.
6.6 – 7.3	Suelo neutro donde los efectos tóxicos de los elementos son mínimos.
7.4 – 7.8	Suelo medianamente básico; generalmente hay carbonato cálcico en el suelo.
7.9 – 8.4	Suelo básico y disminuye la disponibilidad de P, además de una deficiencia en Cu, Fe, Mn, Zn, Co y aparece la clorosis férrica.
8.5 – 9.0	Suelo ligeramente alcalino; aparecen problemas mayores de clorosis férrica.
9.1 – 10.0	Suelo alcalino; existe la presencia de carbonato de sodio en grandes cantidades. Por encima de pH 10, el suelo es fuertemente alcalino y conlleva un elevado porcentaje de sodio intercambiable. La actividad microbiana es escasa y hay poca disponibilidad de micronutrientes, excepto del Mo.

D) Potencial redox

Las condiciones de óxido/reducción (redox) de un suelo pueden influir en la biodisponibilidad de los metales. La condición redox afecta el tipo de especies químicas de los metales en el agua intersticial del suelo alterando su solubilidad (Kabata-Pendias, 2011) (Cejudo-Ruiz et al., 2015). Por ejemplo, el potencial redox tiene un gran efecto sobre la especiación y

solubilidad del Mn en la solución del suelo, el cual puede existir como Mn(II), Mn(III) y Mn(IV). Sólo la forma reducida Mn(II) es más soluble en la solución del suelo (Sajwan & Lindsay, 1986). En los suelos compactados e inundados, que tienen poca aireación, se ven favorecidas las condiciones de reducción, incrementando la biodisponibilidad de algunos metales como el Mn, Cd, Cu, Cr y Zn y aumentando su toxicidad (Kabata-Pendias, 2011) (Reichman, 2000).

E) Óxidos de hierro, manganeso y aluminio

Los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al adsorben metales en forma específica y determinan su biodisponibilidad (Miller et al., 1987). También actúan en el intercambio catiónico (Basta, 2004) ya que, dependiendo del pH, los óxidos pueden tener carga negativa en su superficie. Los óxidos también pueden precipitar a los iones metálicos (McBride, 1995) (Mcbridea et al., 1997). Al aumentar el contenido de óxidos hidratados en el suelo aumentan los sitios de adsorción para los metales y se reduce directamente su biodisponibilidad (Reichman, 2000). La importancia de los óxidos hidratados en la retención de los metales depende aparentemente de las condiciones de óxido-reducción del suelo, ya que en condiciones reductoras hay mayor disolución de los óxidos. Los óxidos hidratados de Fe y Mn influyen en la solubilidad de Pb, Zn, Cd y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd (Rieuwerts et al., 1998).

F) Presencia de cationes y aniones en suelos

La adsorción de los cationes metálicos es un proceso selectivo que depende principalmente de la carga y radio iónico de los cationes, existiendo una competencia por los sitios de adsorción. Por ejemplo, el Ca^{2+} compite efectivamente con los cationes por sitios de adsorción, y esta competencia puede ser mayor para Zn^{2+} y Cd^{2+} que para Cu^{2+} y Pb^{2+} (Campos et al., 2003). Esto ocurre porque el Zn^{2+} y el Cd^{2+} están retenidos en el suelo básicamente por reacciones de intercambio, mientras que el Cu^{2+} y el Pb^{2+} forman complejos con la materia orgánica y con los óxidos de Fe, Mn, y Al (Azevedo Silveira et al., 2003) (Campos et al., 2003). La concentración de aniones también puede tener efecto sobre

la solubilidad de los metales; los aniones tanto inorgánicos como orgánicos pueden formar complejos con los cationes metálicos y tal reacción puede afectar la biodisponibilidad de los metales (Rieuwerts et al., 1998).

G) Otros factores

Hay otros factores que afectan la solubilidad de los metales en el suelo y su biodisponibilidad para las plantas. Entre ellos, la actividad microbiana del suelo puede inmovilizar metales: favoreciendo la precipitación de sulfatos y óxidos de Fe hidratados, o mediante la adsorción de metales a través de grupos orgánicos funcionales de su pared celular, o al acidificar el suelo (pH entre 5.6 y 6.6) (Tabla 7) (Ernst, 1996) .

Las propiedades físicas del suelo también pueden afectar la biodisponibilidad; por ejemplo, la compactación disminuye el potencial redox del suelo (ver inciso D) (Reichman, 2000). La temperatura es otro factor; así la absorción de Cd y Pb por la planta, al igual que de otros iones, es función de la temperatura (Alloway, 1995) (Miller & Friedland, 1994). A bajas temperaturas, la tasa de descomposición de la materia orgánica es menor, por lo tanto la liberación de los elementos que se encuentran formando dicha materia orgánica no ocurre.

La actividad de las raíces también afecta la biodisponibilidad al bajar el pH de la rizósfera, al exudar ácidos orgánicos al suelo, por lo cual se solubilizan los metales del suelo y su absorción por las plantas aumenta. Los exudados orgánicos de las raíces también pueden actuar como agentes complejantes de los metales y pueden movilizar los metales adsorbidos a la solución suelo (Krishnamurti et al., 1997).

5.4 Procesos de absorción y acumulación en plantas

A) Absorción radicular

La absorción radicular es aquella que se lleva a cabo por medio de la rizósfera, la cual juega un papel muy importante, ya que de acuerdo a la nutrición de las plantas, estas tienden a

excretar por las raíces iones y sustancias como producto de su metabolismo. Algunos ejemplos de estos metabolitos son: carbohidratos, aminoácidos, ácidos orgánicos, enzimas, etc., o sustancias no identificadas que estimulan o inhiben a hongos, bacterias y nemátodos. Cuando la planta excreta protones, disminuye el pH de la rizósfera y solubiliza cationes metálicos, entre ellos los EPT's; de esta forma, algunos metales son introducidos y utilizados como nutrientes (Prasad, 2004).

La habilidad de diferentes plantas para absorber los EPT's varía considerablemente. Depende de la especie, época, estado de desarrollo, así como de la forma química y solubilidad del EPT en el suelo. Algunos nutrimentos son absorbidos por las raíces a una velocidad alta, mientras que otros nutrimentos son tomados por las plantas a bajas velocidades, y por lo tanto, se acumulan en la superficie radicular o bien en la superficie de los pelos radicales (Figura 7).

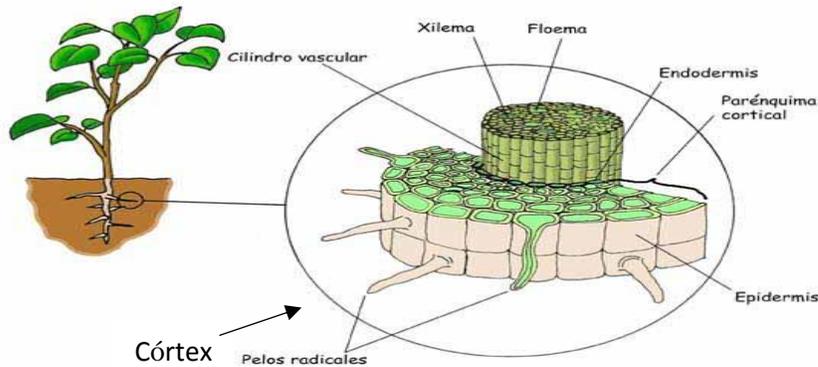


Figura 7. Estructura general de la raíz, en plantas.

Generalmente la concentración de los nutrientes en la solución del suelo, es diferente en cada punto, por lo que los horizontes del suelo difieren en su disponibilidad de nutrimentos. Sin embargo, la capacidad de las plantas para tomar nutrientes dependerá de la distribución de sus raíces sobre las capas o bien horizontes del suelo. Los diferentes estados de oxidación de los cationes alrededor de las raíces, toman gran importancia en estos procesos de absorción, así como la conductividad eléctrica, porcentaje de materia orgánica, formación de complejos y procesos de óxido-reducción (Bautista Zúñiga, 1999).

B) Absorción selectiva

La absorción selectiva es aquella donde la absorción de los nutrientes está dada por un proceso estrictamente controlado por el metabolismo de las plantas. Sin embargo, las membranas celulares de las raíces, son más o menos impermeables para la absorción de los nutrientes (Tabla 1). La absorción se realiza a través de acarreadores y presenta dos ventajas muy importantes para las plantas:

1. Los nutrientes esenciales para las plantas son seleccionados, mientras que los elementos menos usuales y tóxicos son excluidos. Esto es posible debido a la alta selectividad de las interacciones químicas entre el nutriente y el acarreador proteico respectivo.
2. El número de sitios de absorción pueden incrementarse o disminuirse, de acuerdo con el exceso, o bien la escasez de un elemento específico. Sin embargo, la capacidad de absorción selectiva de nutrientes en las plantas se ve limitada por dos razones:
 - La selectividad de los acarreadores es menor cuando los iones presentan una naturaleza química similar.
 - No sólo la absorción activa (implica gasto de energía por parte de la célula) contribuye a la absorción de los nutrimentos, sino la absorción pasiva (no implica gasto de energía por parte de la célula) toma un papel muy importante.

En las partes viejas de la raíz (aproximadamente a 0.5 cm de la parte externa), sólo el espacio libre de la parte exterior de la raíz, el córtex (ver figura 7), es directamente accesible a la solución del suelo; la parte media está cubierta por una capa de las células de la endodermis, llamada “Banda de Casparin”, la cual es impermeable para el agua. Generalmente los procesos pasivos realizan un papel minoritario en la absorción de

nutrimentos aniónicos o monovalentes, excepto cuando se encuentran en concentraciones muy grandes (Bautista Zúñiga, 1999).

5.5 Las plantas y la tolerancia a metales

Las plantas difieren en su capacidad de resistencia frente al exceso de metales esenciales o no esenciales. Recientemente se han sugerido tres categorías que expresan el grado de tolerancia o sensibilidad de las plantas en presencia de los metales según Azpilicueta et al., 2010:

1. Hipotolerantes (conocidas también como hipersensibles o sensibles): se trata de los mutantes, ya sea de forma natural o las plantas genéticamente modificadas que son más sensibles a uno o varios metales que la planta silvestre. En general se utilizan en investigación experimental.

2. Tolerantes basales (descritas también como constitutivamente tolerantes, normales o no resistentes): son las especies o poblaciones que pueden regular la distribución del metal a nivel de la célula y de la planta entera, de manera que son capaces de sobrevivir y reproducirse sobre suelos no enriquecidos en el metal.

3. Hipertolerantes (también nombradas metal-tolerantes, metal-resistentes o adaptadas a metales): son las especies o poblaciones que pueden sobrevivir y reproducirse en suelos enriquecidos en ciertos metales. Estas plantas son hipertolerantes a determinados metales, que se encuentran en niveles altos en su ambiente natural, pero tienen tolerancia basal al resto de los metales en el ambiente. Es por ello que la categoría de la tolerancia se describe agregando el metal, por ejemplo cadmio/zinc hipertolerante, cobre hipertolerante, níquel hipertolerante, etc. Los mecanismos implicados en el proceso de tolerancia a los metales son numerosos e incluyen estrategias tanto para limitar su ingreso a la planta como para controlar dentro de la célula, el metal libre y capaz de producir daño. El control de las proteínas transportadoras presentes en las membranas celulares le permite a la planta

modificar el ingreso y limitar el movimiento del metal en la planta, favoreciendo en muchos casos su acumulación en las raíces.

Algunas especies vegetales denominadas hiperacumuladoras son capaces de concentrar metales de manera activa en sus tejidos. Se considera que una planta es capaz de hiperacumular un metal cuando contiene una concentración igual o superior al 0.1% de su peso seco para elementos como níquel, cobre o plomo, independientemente de la concentración del suelo, y no presenta síntomas de toxicidad. Para el zinc el límite supera el 1%, aunque para algunos metales como el cadmio, una concentración menor al 1%, convierte a la planta en hiperacumuladora. En general el nivel del metal acumulado en la planta suele ser entre 10-100 veces superior al determinado en el suelo.

5.6 Bioacumulación como Bioconcentración y Biomagnificación

Se sabe que los contaminantes que están presentes en el aire, agua, suelo y sedimentos emigran al interior de los organismos (plantas, invertebrados, peces, aves, mamíferos, etc.) y pueden pasar de un organismo a otro, dando como resultado altas concentraciones en los niveles tróficos superiores. Es importante mencionar que en algunos organismos se pueden hallar concentraciones de contaminantes muy superiores a las del medio en que se desarrollan; en base a esto, la bioacumulación se define como la acumulación de un contaminante en un organismo o una comunidad biológica, debido a un proceso de captación (McKone & Maddalena, 2007).

De acuerdo con los procesos de captación, existen dos resultados posibles de la bioacumulación, los cuales son la bioconcentración y la biomagnificación. La bioconcentración, es el resultado del reparto directo del contaminante entre la fase acuosa y biológica, siendo el tejido en contacto con el agua la vía de ingreso del contaminante al organismo. Cuando la bioacumulación se produce por ingestión de algún alimento u organismo, como plantas o animales contaminados se habla de biomagnificación (Figueroa & Dávila, 2004) (ver figura 8).

La bioacumulación en las plantas, se puede presentar como un mecanismo de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos. Estos mecanismos consisten en el secuestro del metal en la pared celular de la planta, así como la precipitación con exudados radicales y la reducción de la absorción del metal por la membrana plasmática, entre otros mecanismos más complejos. Asimismo, pueden involucrar el secuestro del metal en vacuolas mediante transportadores específicos.

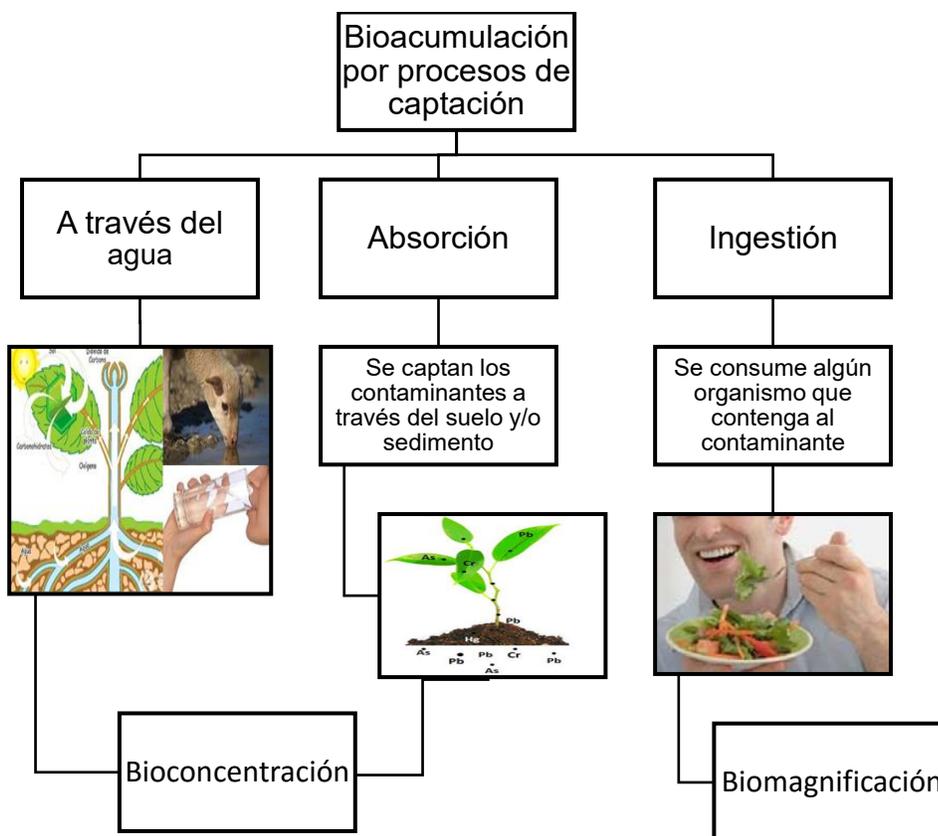


Figura 8. Procesos de captación de contaminantes.

5.7 Factor de bioacumulación

Existen especies de plantas capaces de mantener niveles muy bajos de determinados metales en sus tejidos a pesar de la concentración elevada de metales en el suelo; a estas

especies se les conoce como exclusoras. Por el contrario, otras especies pueden acumular elevadas concentraciones sin mostrar síntomas de toxicidad claros, las cuales son conocidas como acumuladoras (Orvay, 1993), como se mencionó anteriormente (ver apartado 5.5).

La capacidad de exclusión/acumulación de metales por las plantas estudiadas puede ser cuantificada mediante el cálculo del factor de Bioacumulación (FB), que muestra la relación existente entre la concentración de metal en la parte aérea de las plantas y la concentración potencialmente biodisponible de metal en el suelo. Las especies exclusoras poseen FB menores que 1; tanto menor es el FB mayor es su capacidad de exclusión. Por el contrario, aquellas especies acumuladoras presentan valores de FB mayores que 1; tanto mayor es el FB mayor es su capacidad de acumulación. Para obtener el FB se utiliza la concentración de los metales en hojas y la concentración de metales potencialmente biodisponibles (pb) en el suelo (Diez Lázaro, 2008).

Ecuación 2. Factor de bioacumulación (FB).

$$FB = \frac{\text{concentración del metal en hojas (mg Kg}^{-1}\text{)}}{\text{concentración del metal en suelo pb (mg Kg}^{-1}\text{)}}$$

6. CARACTERÍSTICAS DE LAS ESPECIES EN ESTUDIO.

6.1 *Baccharis conferta* (escobillón)

La especie *Baccharis conferta* (Figura 9), pertenece a la familia de las Asteráceas. En la actualidad más de 50 especies de esta familia han sido estudiadas. México cuenta con 2,700 especies distribuidas entre 323 géneros y de estos, probablemente 2,600 son nativas. Su

distribución es internacional, pero está mejor representada en las regiones templadas y subtropicales que no están densamente forestadas. La familia Asteraceae es una de las familias con mayor número de especies y amplia distribución geográfica. Está presente por todo el territorio nacional, debido a una gran diversidad morfológica, poder de adaptación climática y condiciones ecológicas (Dominguez Lopez, 2002).

- **Nombres comunes:** Azoyate, escoba, escoba ancha, escoba cabezona, escoba del monte, escobilla y hierba del carbonero.
- **Descripción:** Arbusto de 2 m de altura.
- **Usos:** El follaje cura afecciones tales como calambres en las piernas, catarro, enfriamiento, rinitis, diarrea, vómito, dolor de muelas y para el dolor de estómago.
- **Hábitat:** Especies de hábito terrestre. Crece en bosque de encino, pino y otras coníferas. Se desarrolla de los 2,850 a los 3,025 msnm (metros sobre nivel del mar).
- **Manejo:** Esta especie no tiene un manejo específico en el bosque. En forma natural no se considera comercial y generalmente no se sigue alguna práctica agrosilvícola para asegurar su reproducción, ya que es una planta muy agresiva y se establece en lugares perturbados y deforestados.
- **Aprovechamiento:** En el bosque se colecta como leña a partir del tronco (Dominguez Lopez, 2002).



Figura 9. *Baccharis conferta* (escobillón).

6.2 *Crataegus mexicana* (tejocote)

El *Crataegus mexicana* (Figura 10), cuyo nombre común es el tejocote, es originario de México. Es un árbol espinoso de hasta 10 m de altura. Las hojas son anchas en la parte media y angosta en los extremos, de color verde oscuro en el haz y verde pálido en el envés. Las flores son solitarias y blancas. Sus frutos son amarillo-anaranjado como pequeñas manzanas y las semillas son lisas y de color café. Habita en clima templado, entre los 1000 y hasta los 3900 msnm (Jiménez Esponda, 2014).

El tejocote se da a partir de agosto y los meses de noviembre y diciembre. Los principales estados productores de tejocote son Durango, Jalisco y Michoacán. Cabe destacar que este producto es rico en calcio (importante para fortalecer huesos y dientes), hierro (necesario para producir hemoglobina), vitamina C (sustancia que fortalece el sistema inmunológico) y complejo B (necesario para la salud del sistema nervioso, así como de piel, uñas y cabello). Tradicionalmente este producto también es utilizado para la preparación de ates, jaleas, mermeladas y conservas (Jiménez Esponda, 2014).

Son muy importantes las propiedades medicinales del tejocote y su fruto. El jarabe de tejocote tiene efectos pectorales, por lo que es útil en las afecciones de las vías respiratorias cuando los síntomas que predominan sean tos, congestión bronquial e inflamación pulmonar. Las hojas tienen un saludable efecto diurético; se toma en infusión cuando se tiene irritación en las vías urinarias o dolor en los riñones (Curiel Acosta et al., n.d.).

Lo más importante del tejocote como medicamento es la raíz; el efecto diurético es más enérgico que el de las hojas, por lo que es útil en la inflamación de los riñones y de la vejiga, principalmente cuando hay retención de líquido; también tiene propiedades de sedante. Otra cualidad es su acción antigluceante (aminora la cantidad de glucosa en la orina y la sangre). Se sabe que en la medicina maya en Chiapas, se empleaba cuando había dolor de abdomen (Curiel Acosta et al., n.d.).



Figura 10. *Crataegus mexicana* (tejojote)

6.3 *Prunus virginiana* (capulín)

Un miembro de la familia de las rosáceas, el capulín (*Prunus virginiana*) (Figura 11) es un arbusto o pequeño árbol que puede llegar a crecer en cualquier lugar, entre 2 y 15 metros de altura, dependiendo de las condiciones. Los árboles florecen en la primavera tardía, antes de producir frutas ácidas comestibles. El capulín es nativo de la mayor parte de los Estados Unidos, así como en algunas partes de Canadá. El árbol crece a menudo en los suelos húmedos cerca de los arroyos en colinas y cañones de las montañas, a una altura entre 1,493 m a 3,108 m. El capulín prefiere situaciones soleadas, aunque es más tolerante a la sombra que muchos otros árboles de cerezo (Broyles & Row, n.d.).

El árbol es muy resistente a la sequía, al calor y a las condiciones saladas, costeras. Es un árbol adecuado para un sol pleno o sombra parcial, ubicado en un suelo bien drenado. Las frutas del capulín son comestibles y se utilizan para hacer vino, almíbar y mermeladas. Se han utilizado tradicionalmente para tratar las úlceras bucales y herpes labial. Es un árbol ideal para el jardín silvestre, actuando como anfitrión de más de 200 especies de mariposas y polillas, incluyendo las canadienses. Aproximadamente 70 especies de aves se comen

estas bayas. Los ciervos y alces se alimentan del follaje de estos árboles (Broyles & Row, n.d.).

Aunque los frutos son comestibles, las hojas, semillas y tallos del capulín contienen cantidades tóxicas de ácido cianhídrico. A veces se produce un envenenamiento cuando el ganado, las ovejas y otros tipos de animales comen cantidades excesivas de follaje de capulín. Los síntomas de intoxicación incluyen malestar, respiración rápida, espasmos musculares, estado de coma y, en raras ocasiones, la muerte. Los animales comen infrecuentemente cantidades fatales de capulín, a menos que otros tipos de plantas sean escasas (Wishhart, n.d.).



Figura 11. *Prunus virginiana* (capulín)

7. ÁREA DE ESTUDIO

7.1 Localización geográfica

El municipio de San Bartolo Morelos, Estado de México, se localiza en la parte noroeste del estado, entre los 19°36'11" y los 19°51'22" de latitud norte y entre los 99°31'11" y los 99°45'11" de longitud oeste, a una altura de 2,715 msnm. Limita al noreste con Chapa de Mota, al noroeste con Timilpan, al este con Villa del Carbón, al sur con Jiquipilco, al suroeste con Jocotitlán y al oeste con Atlacomulco. El municipio tiene una extensión de 222.76 km², los cuales representa el 0.99% respecto a la superficie total del estado (García M., n.d.).



Figura 12. Mapa del Estado de México indicando el Municipio de San Bartolo Morelos como área de estudio.

7.2 Orografía

El municipio está situado en una de las partes más altas de la Mesa Central. Su sistema montañoso se deriva del Cerro de La Bufa, en el sureste de la jurisdicción, donde se localizan los cerros La Piñuela (3,360 msnm) y El Mirador (3,060 msnm). En el norte se encuentra la Sierra de San Bartolo, formada por varios cerros, destacando el de La Virgen (3,320 msnm), Las Peñas (3,250 msnm), La Pluma (3,200 msnm) y el Cerro Seco (3,260 msnm) (García M., n.d.).

7.3 Clima

El clima es templado, subhúmedo con lluvias en verano, pero en invierno es semifrío. La temperatura media anual es de 15°C, con una máxima de 37°C y una mínima de 3°C. La pluviosidad anual promedio es de 970 mm (García M., n.d.). Cabe mencionar que la precipitación pluvial normal histórica (periodo 1971 a 2000) para la zona de Aguas del Valle de México (Región hidrológico-administrativo XIII) durante el mes de abril fue de 27.7 mm, para el mes de junio fue de 104.6 mm, y para octubre de 50.4 mm (CONAGUA, 2014).

7.4 Vegetación

La vegetación representativa del municipio por lo general es la que crece en clima frío. En las partes altas existen pinos, encinos, madroños y en las zonas planas, los pastizales. La flora abarca desde árboles frutales como tejocote, cultivos agrícolas, plantas medicinales y flores, hasta magueyes y zacatón (García M. n.d.) (Figura 13).

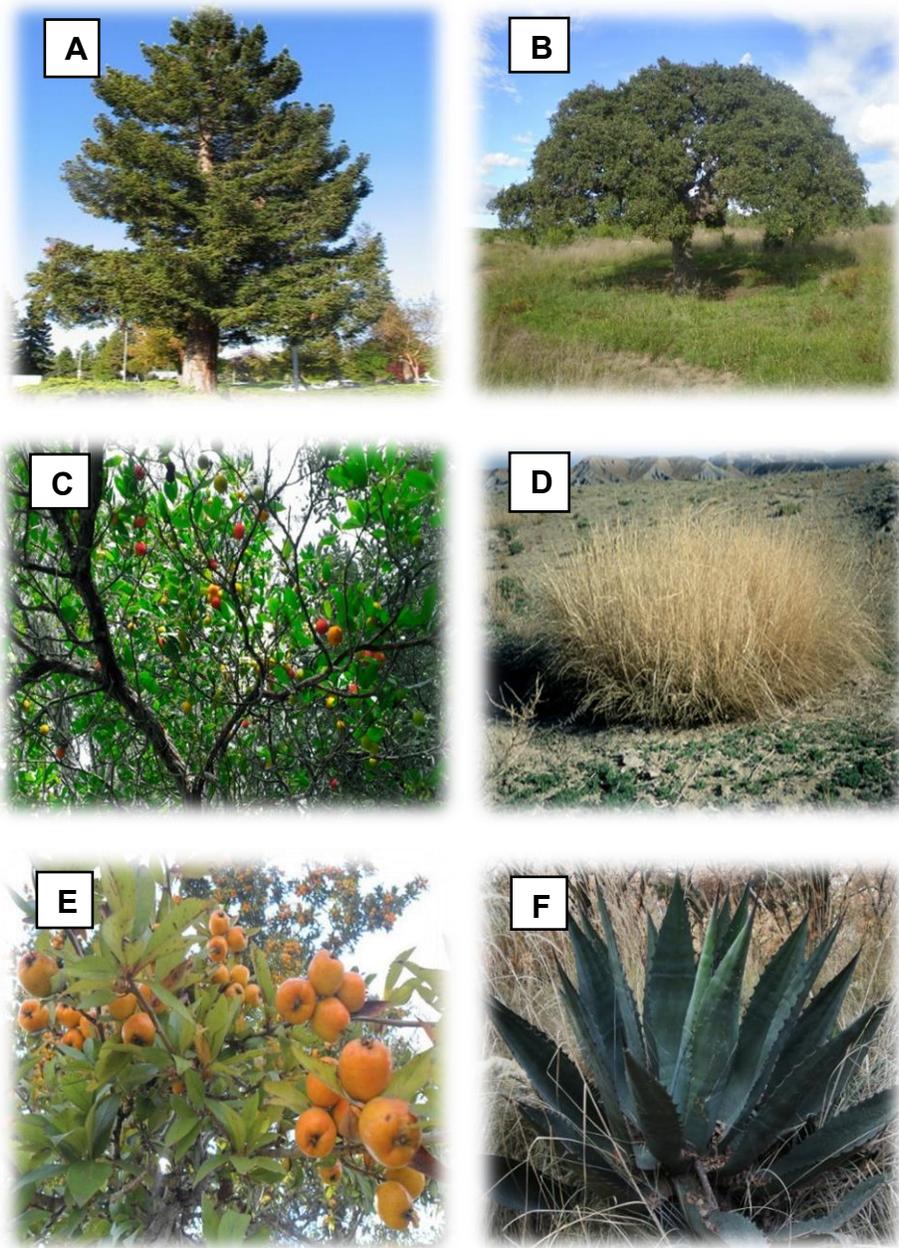


Figura 13. Vegetación representativa en la zona de estudio. Pinos (A), encinos (B), madroños (C), zacatón (D), tejocote (E) y maguey (F).

7.6 Hidrografía

El municipio pertenece a dos cuencas, la del Río Lerma y la del Río Moctezuma-Pánuco. Corresponde a la cuenca del Río Lerma: el río San Bartolo y varios arroyos, entre ellos: La Capilla, Los Candados, Los Ocotes Chinos, Las Fuentes, La Ceniza, La Garita y La Manzanilla. Forman parte de la cuenca del Río Moctezuma-Pánuco, los arroyos El Pescado, El Quelite Verde, La Piedra y El Acerín. Se cuenta con la presa "El Tigre", sobre el canal Pachorro, con capacidad de 850,000 m³ (García M., n.d.).

7.7 Características del suelo

La región pertenece al terciario medio; su conformación es de rocas andesíticas, brechas y tobas, con los porcentajes según el uso del suelo que se muestra en la figura 14 (García M., n.d.).

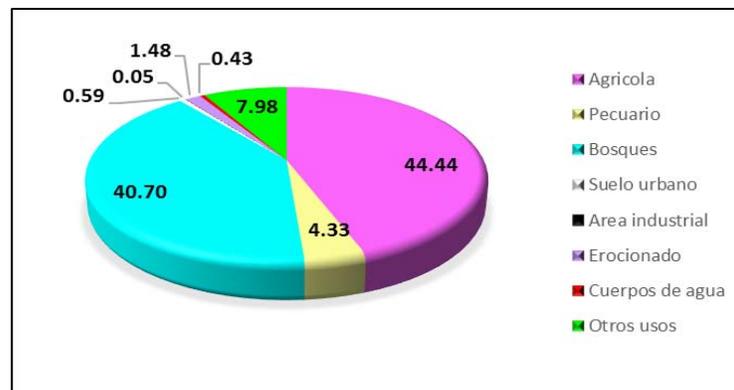


Figura 14. Usos del suelo en el municipio de Morelos, en porcentaje.

Los tipos de suelo localizados en el municipio de Morelos, que reporta el INEGI, 2004, están en la figura 15 y son:

- **Feozem** en un 44%, el cual es un suelo que se puede presentar en cualquier tipo de relieve y clima, excepto en regiones tropicales lluviosas o zonas muy desérticas. Es el cuarto tipo de suelo más abundante en México. Se caracteriza por tener una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y en nutrientes. Suelen ser de profundidades muy variadas. Cuando son profundos se encuentran generalmente en terrenos planos y se utilizan para la agricultura (INEGI, 2004).
- **Andosol** en un 29%, también conocido como tierra negra. Es un suelo de origen volcánico, constituido principalmente de ceniza, la cual contiene alto contenido de alófono, que le confiere la ligereza. En condiciones naturales presentan vegetación de bosque o selva. Tienen bajos rendimientos agrícolas debido a que retienen considerablemente el fósforo y este no puede ser absorbido por las plantas (INEGI, 2004).
- **Planosol** en un 15%, está relacionado generalmente con suelos desarrollados en relieves planos que en alguna parte del año se inundan en su superficie. Son medianamente profundos en su mayoría próximos a los 100 cm, y se encuentra principalmente en los climas templados y semiáridos de nuestro país. Se caracteriza por presentar debajo de la capa más superficial, una capa infértil y relativamente delgada de un material claro que generalmente es poco arcilloso. Debajo de esta capa se presenta un subsuelo muy arcilloso, o bien, roca o tepetate, todos impermeables. En general estos tipos de suelos son muy susceptibles a la erosión (INEGI, 2004).
- **Luvisol** en un 12%, es un suelo con acumulación de arcilla. Son suelos que se encuentran en zonas templadas o tropicales lluviosas. La vegetación es generalmente de bosque o selva y se caracterizan por tener un enriquecimiento de arcilla en el subsuelo. Son frecuentemente rojos o

amarillentos, aunque también presentan tonos pardos. Se destinan principalmente a la agricultura con rendimientos moderados, en algunos cultivos de café y frutales en zonas tropicales (INEGI, 2004).

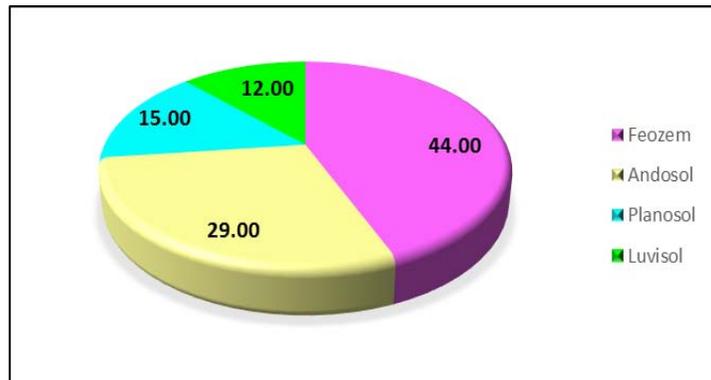


Figura 15. Porcentajes de los tipos de suelo localizados en el municipio de Morelos, que reporta el INEGI, 2004.

8. ANTECEDENTES DEL ÁREA DE ESTUDIO

Como ya se ha mencionado, este estudio se realizó a partir de cuerpos de agua que pertenecen al curso alto del río Lerma, el cual comprende desde su nacimiento en las faldas del volcán Xinantécatl (volcán Nevado de Toluca) hasta un escalamiento topográfico situado 5 km aguas abajo de la presa José Antonio Alzate (Figura 16).

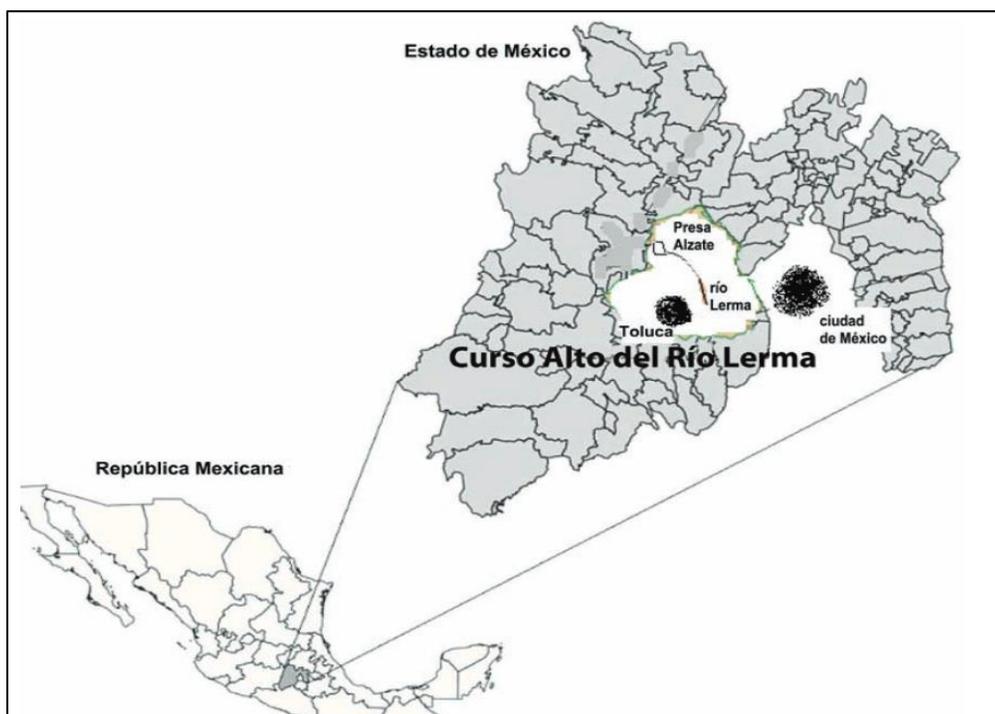


Figura 16. Curso alto del río Lerma

Se sabe con base en la literatura, que entre los metales más abundantes del río Lerma se ha encontrado el Mn. Este metal tiende a ser un componente natural, sin embargo, según reporta García-Aragón, et. al, (2013), las concentraciones de Mn sobrepasan los criterios para sedimentos fuertemente contaminados especificados por la EPA (1975), que es de 500 mgkg^{-1} (García-Aragón et al., 2013). Este enriquecimiento de Mn en sedimentos, se puede deber a que la mayoría de los metales en sistemas acuáticos naturales, muestran una alta afinidad a la materia particulada y como consecuencia se encuentran enriqueciendo a los sedimentos (M. Hansen et al., 1995).

9. METODOLOGÍA

9.1 Selección de los sitio de muestreo

Para seleccionar los sitios de muestreo (Figura 17), se realizaron algunas campañas de reconocimiento para conocer el arroyo La Loma y otros cuerpos de agua, correspondientes al municipio de San Bartolo Morelos, Estado de México, e identificar puntos importantes de muestreo (Tabla 8). A continuación se detallan estas campañas.

Campaña 1: Se realizó una visita a San Bartolo Morelos, Estado de México el día 31 de enero de 2014 para conocer el sitio de estudio y las descargas que pueden afectar las condiciones naturales de los cuerpos de agua superficiales.

Campaña 2: Posteriormente el 23 de junio de 2014 se realizó otra visita para el reconocimiento de la zona de estudio donde se encuentra el arroyo de La Loma; como parte de las actividades iniciales del proyecto, se visitaron varios puntos a lo largo del arroyo, que se encuentra en la región hidrográfica Lerma Santiago, en la cuenca Río Lerma-Toluca, en la subcuenca Río Sila (SIATL, 2014). En cada sitio se obtuvo información particular, como las coordenadas, el aspecto general de la vegetación, la presencia y tipo de descargas hacia el arroyo y el color y olor del agua de la corriente. Posteriormente, en cada punto se tomaron muestras de agua, a las cuales se les midieron en campo los parámetros fisicoquímicos de pH y conductividad (Tabla 14).

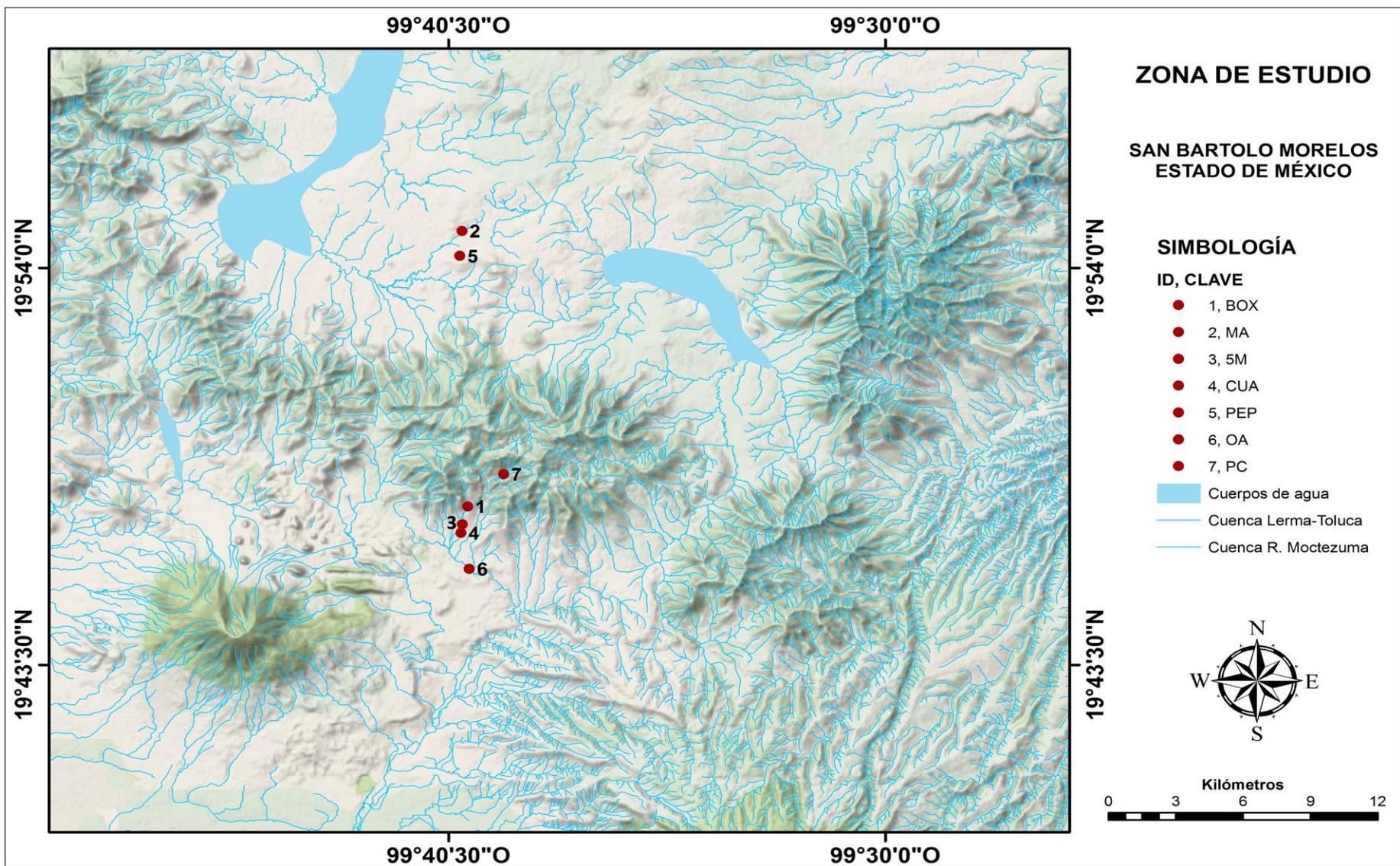
Campaña 3: El día 19 de septiembre del 2014 con ayuda de expertos en el área de biología se realizó una tercera visita al municipio. El objetivo particular fue el de reconocer la vegetación entorno al arroyo La Loma, y seleccionar una especie presente en los sitios muestreados anteriormente. Reconociendo así que *Baccharis conferta* está presente en la mayoría de los puntos de interés. Además se localizaron plantas comestibles como *C. mexicana* (tejocote) y *P. virginiana* (capulín).

Campaña 4: Los días 13 y 14 de abril del 2015, se realizó la 4^a visita, donde se colectaron las muestras de hojas, raíces y suelo correspondientes a la especie *B. conferta* y las muestras de hojas de las especies *C. mexicana* y *P. virginiana*, para su posterior análisis. Además se tomaron nuevamente muestras de agua, a las cuales se les midieron en campo los parámetros fisicoquímicos de pH, conductividad. En cada sitio se recabó información particular, como las ordenadas geográficas, la presencia y tipo de descargas hacia el arroyo, y algunas observaciones generales tales como, el color y olor del agua de la corriente (ver apartado 9.2 Toma de muestra).

Tabla 8. Claves, posiciones geográficas y características de los sitios de muestreo. (En la primera columna, entre paréntesis se indica la clave de la muestra)

Clave y sitio de muestreo	Latitud (N)	Longitud (W)	Altitud (msnm)	Características
Parque Boxihguí (BOX)	19°47'41.0"	99°40'02.4"	2755	Hay abundancia de vegetación. El agua del arroyo es incolora e inodora. Lugar sin contaminación aparente. Los días del muestreo 13 y 14 de abril del 2015, no había agua en el arroyo
Puente J.M Alvarado (MA)	19°54'58.6"	99°40'10.5"	2756.	El arroyo lleva descargas de tipo doméstico.
Puente 5 de Mayo (5M)	19°47'13.0"	99°40'10.1"	2716	El agua es de color gris, pero es inodora.
Avenida Cuauhtémoc (Cua)	19°46'59.0"	99°40'11.9"	2705	El arroyo lleva descargas de tipo doméstico e industrial ya que en este sitio se encuentra una industria textil. Se ha registrado el color del agua azul o rojo. Huele a sulfuro de hidrógeno.
Paraje el patio (PEP)	19°54'19"	99°40'13.7"	2694	Agua más clara, se nota limpia. Presente tepozán, no hay presencia de helechos.
Ojo de agua (OA)	19°46'1.9"	99°40'0.2"	2692	A veces el agua baja roja, amarilla o brillante según habitantes de la zona. El agua estaba tibia, turbia y con espuma.
Presa la cañada (PC)	19°48'32.4"	99°39'10.5"	2855	En este sitio se junta el agua por escurrimiento; hay abundancia de vegetación.

Figura 17. Área de estudio, indicando los sitios de muestreo (Mapa elaborado por la M. en C. Patricia Cruz Martín).



9.2 Toma de muestra

El método utilizado para la colecta de plantas fue a juicio de experto, la cual consiste en la ubicación de las muestras típicas de la población de estudio con base en la experiencia de quien toma la muestra. Este tipo de muestreo disminuye considerablemente el número de muestras, lo cual se traduce en un menor costo del estudio (Bautista Zúñiga, 1999). La muestra fue simple, es decir se colecta una muestra única de un lugar en particular; este tipo de muestras representa las condiciones puntuales de una población en el tiempo que fue colectado (Volke Sepúlveda et al., 2005).

Se colectó un peso aproximado de 250 gramos, en el caso de hojas y raíz para su prensado, evitando el tejido de las plantas dañadas por insectos, mecánicamente lesionadas o enfermas (López Domínguez, 2009). La muestra de suelo se extrajo próxima a las raíces de la planta a profundidad entre 20–40 cm (Sael Sánchez, 2008), depositándose una cantidad aproximada de 500 g en bolsas de polietileno herméticas, retirando rocas visibles, así como hojas, palos, etc. (ver anexo 1)

Todo el material plástico y de metal utilizado para la colecta de plantas y suelo fue previamente lavado con detergente neutro Hyclin al 10% dejándolo 1 noche; posteriormente fue enjuagado con agua (calidad MiliQ) y se dejó una noche más en una disolución de HNO₃ R. A. al 30% (v/v), para después ser retirado y enjuagado con agua (calidad MiliQ). Este procedimiento de lavado, se realizó con la finalidad de evitar la posible contaminación de las muestras con metales que pudiera contener el material.

9.3 Procesamiento físico de las muestras

El material para el tratamiento físico de las muestras, fue lavado con detergente neutro Hyclin al 10% dejándolo una noche; posteriormente fue enjuagado con agua (calidad MiliQ) y se dejó una noche más en una disolución de HNO₃ R. A. al 30% (v/v), para después ser retirado y

enjuagado con agua (calidad MiliQ). Este procedimiento de lavado, se realizó con la finalidad de evitar la posible contaminación de las muestras con metales que pudiera contener el material.

9.3.1 Hojas y raíz

Después de coleccionar las muestras de hojas y raíz se lavaron con agua (calidad MiliQ). En el caso de las raíces se introdujeron por 6 minutos en un baño ultrasónico marca WiseClean (WUC-A02H) y se enjuagaron por segunda ocasión con agua (calidad MiliQ). Ambas matrices, se secaron primeramente a temperatura ambiente por 48 h. Las muestras se colocaron sobre papel encerado para ser introducidas en un horno de secado Ecoshel (modelo 9053A) a una temperatura de 65 °C hasta llegar a peso constante. Posteriormente se introdujeron en un molino de bolas SPEX 8000 Mixer/Mill (modelo 8000-15) para la reducción y homogenización de partículas con el objetivo final de lograr un mejor proceso de digestión (Figura 18). Posteriormente todas las muestras fueron tamizadas a través de una malla de 90 µm de acero inoxidable, y almacenadas en bolsas de polietileno con cierre hermético etiquetadas, para su posterior análisis (Figura 19) (De Nicola et al., 2015).

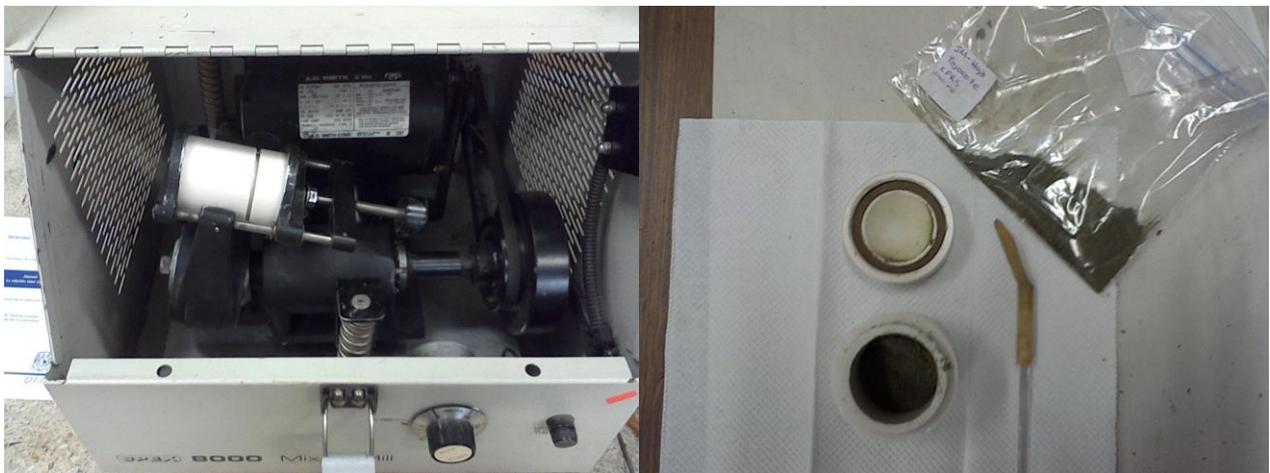


Figura 18. Molino de bolas SPEX 8000 Mixer/Mill (modelo 8000-15) y muestra pulverizada de hojas.



Figura 19. Muestra tamizada de hojas a través de malla de acero inoxidable de 90 μm .

9.3.2 Suelo

En el caso de las muestras de suelo pasaron por un proceso de secado por 48 h a temperatura ambiente (Nanos & Rodríguez, 2012). Posteriormente se seleccionó una cantidad próxima a los 50 g por el método de cuarteo (ver anexo 2). Esta muestra fue tamizada a través de una malla de plástico con abertura de 2mm (Bonanno & Lo Giudice, 2010). La muestra resultante fue triturada en morteros de ágata (Baldantoni et al., 2004) para una reducción de partícula, para después ser tamizada por segunda ocasión a través de una malla de 90 μm de acero inoxidable. Finalmente las muestras secas, molidas y tamizadas, fueron almacenadas en bolsas de polietileno con cierre hermético y etiquetadas.

9.4 Trabajo de laboratorio en el ICP-MS del Instituto de Geofísica

A) Lavado de material

Todo el material utilizado para el tratamiento químico de las muestras pasó por un proceso de lavado para asegurarnos de eliminar posibles contaminantes de metales. Dicho material fue lavado con detergente Extran neutro MA02 y enjuagado con agua (calidad MiliQ). Posteriormente se dejó reposar el material en una disolución de HNO₃ R. A. al 50% (v/v) por una noche. Una vez retirado el material de la disolución de ácido nítrico, se enjuagó con agua (calidad MiliQ) y se introdujo en una disolución de HCl al 50% (v/v) una noche más para después ser retirado y enjuagado nuevamente con agua (calidad MiliQ). El material se colocó en agua (calidad MiliQ) durante una noche y finalmente se retiró y dejó secar.

B) Elaboración de la curva de calibración

Para realizar la curva de calibración se empleó una disolución multielemental QCS-26 de 1000µg/L de la marca High Purity Standards. La curva de calibración contiene las siguientes diluciones: 0.1, 0.25, 0.5, 0.75, 1.0, 2.5, 5.0, 7.5, 10.0, 25.0, 50.0, 100.0 y 200.0 µg/L. Es importante mencionar que cada 10 muestras analizadas en el ICP-MS, se añadió una disolución estándar acuosa monoelemental de indio (In) (10 µg/mL ± 0.06 µg/mL) de la marca High Purity Standards, como patrón interno, debido a que no causa interferencias con los elementos de interés; para ello se llevó a un aforo con una disolución de HNO₃ al 2% (v/v), hasta una concentración de 10 µg/L.

C) Optimización del equipo

Para determinar las concentraciones de EPT's mediante la técnica de ICP-MS (ver anexo 3) de cada una de las muestras analizadas, se realizó la optimización del equipo utilizando una disolución multielemental certificada acuosa de la marca High Purity Standards de

concentración de 1µg/L. Este estándar contiene los elementos de Li, Cu, In, Ce y U, que va en un rango desde 50,000 cto/seg (conteos por segundo) correspondiente al Li, hasta para el 650,000 cto/seg del U. Esto se realizó con el propósito de alcanzar la mayor sensibilidad del equipo y estabilidad instrumental.

Los materiales de referencia certificados (MRC) utilizados, fueron de la marca NIST (Nacional Institute of Standards and Technology):

- 1) MRC 1547 correspondiente a hojas de durazno
- 2) MRC 2709a propio de sedimento del Río San Joaquín
- 3) MRC 8704 correspondiente a sedimento del Río Búfalo.

9.4.1 Hojas y raíz

Para las hojas y raíz se pesaron 0.4000 ± 0.0001 g aproximadamente de cada una de las muestras y se vertieron en tubos de teflón, los cuales se les añadieron 10 mL de HNO₃ ultra puro y se dejaron reposar por una noche (Pevery et al., 1995). Posteriormente los tubos de teflón fueron colocados en un horno de microondas de digestión Ethos one Milestone (rotor PRO-24) (Figura 20) bajo ciertas condiciones (Tabla 9). Las muestras ya digeridas se retiraron del microondas y se colocaron en vasos de teflón sobre una estufa hasta pre-sequedad; posteriormente se llevaron a un aforo de 50.0 mL con una disolución de HNO₃ al 2% (v/v); dichas diluciones se filtraron a través de membranas de 0.45 µm (Bonanno & Lo Giudice, 2010) para evitar obstrucción y daño del equipo de análisis (ICP-MS) y se almacenaron en frascos de plástico a 4°C hasta su análisis (Volke Sepúlveda et al., 2005).

Tabla 9. Condiciones operacionales del sistema de microondas (Ethos one Milestone, rotor PRO-24)

Tiempo (minutos)	Potencia (W)	Temperatura (°C)
15	1500	170
10	1500	170



Figura 20. Tubos de teflón colocados en un horno de microondas de digestión

9.4.2 Suelo

Para las muestras de suelo se pesaron $0.2000 \text{ g} \pm 0.0001 \text{ g}$ aproximadamente (Nanos & Rodríguez, 2012) se les añadieron 8 mL de agua regia ($\text{HCl}:\text{HNO}_3$ en una proporción 3:1), más 2 mL de HF ultra puro y se dejó reposar una noche (Bragato et al., 2009). Posteriormente se colocaron en un horno de microondas de digestión Ethos one Milestone (rotor PRO-24), bajo las condiciones que se presentan en la tabla 9. Terminando el ciclo de digestión, las soluciones se colocaron en vasos de teflón sobre una estufa hasta pre-sequedad y se reconstituyó con 2 mL de HCl ultrapuro (Figura 21); nuevamente se dejó a pre-sequedad y se

reconstituyo con 2mL de HCl ultrapuro llevando a pre-sequedad. Finalmente se llevó a un aforo de 50.0 mL con una disolución de HNO₃ al 2% (v/v) (Figura 22) y se filtraron a través de membranas de 0.45 µm para su posterior almacenamiento en frascos de plástico etiquetados a una temperatura de 4°C (Anon, n.d.).

Es importante mencionar que la doble pre-sequedad con HCl ultrapuro, se realizó con la finalidad de eliminar los residuos de HF que pudieran quedar después de la digestión y del primer pre-secado, ya que dicho ácido puede dañar al equipo de análisis (ICP-MS).



Figura 21. Disoluciones muestra, en vasos de teflón sobre una estufa de calentamiento.



Figura 22. Diluciones de las muestras problema, con una disolución de HNO₃ al 2% (v/v)

9.4.2.1 Medición de pH y conductividad

Agua

El valor de pH en agua se consideró de gran importancia como un primer parámetro para determinar una posible alteración en los cuerpos de agua de interés. Según la literatura, se sabe que el pH del agua afecta a la solubilidad de los metales, así como a la alcalinidad del suelo que lo rodea. El intervalo normal para el pH de un agua residual municipal se sabe que está entre 6.5 y 8.5 y que la presencia de agua residual industrial puede modificar el pH de forma significativa (SCFI, 2011).

Para realizar la medición de pH, se tomó un frasco de polietileno de 50 mL aproximadamente y se enjuagó con la muestra, posteriormente se desechó en un lugar apartado del área donde se recolectó la muestra. El recipiente se sumergió y se llenó hasta desbordar, evitando la formación de burbujas de aire y se introdujo el electrodo. Las lecturas de pH y conductividad se tomaron con el equipo marca HACH sensION + MM 150. La correcta verificación del equipo se realizó mediante disoluciones amortiguadoras y de conductividad las cuales fueron:

- Amortiguador pH $4,01 \pm 0,02$ a 25°C . Marca HACH (Lote A4220).
- Amortiguador pH $7 \pm 0,02$ a 25°C . Marca HACH (Lote A4220).
- Amortiguador pH $10 \pm 0,02$ a 25°C . Marca J. T. Baker (Lote P34C07).
- Solución de conductividad de $147 \mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C . Marca HACH (Lote A5058).
- Solución de conductividad de $1413 \mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C . Marca HANNA (Lote 7770).
- Solución de conductividad de $12880 \mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C Marca HANNA (Lote 7431).

Dado que el valor de pH puede cambiar rápidamente como resultado de procesos químicos, físicos y/o biológicos, se midió lo más rápidamente posible sin exceder 20 minutos de su colecta.

Suelo

Para la determinación del pH y conductividad de los suelos se pesó una cantidad de $10 \text{ g} \pm 0.1\text{g}$ y se adicionó un volumen de 40 mL de agua (calidad MiliQ) (SEMARNAT, 2002). Posteriormente con una varilla de vidrio, se agitó manualmente la mezcla de suelo-agua a intervalos de 5 minutos, durante 30 minutos y se tomaron las lecturas con el equipo de pH marca Conductronic (modelo pH18) (SEMARNAT, 2002); la verificación de este equipo se realizó utilizando las mismas disoluciones amortiguadoras y de conductividad que se utilizaron para las lecturas de agua. Para cada una de las muestras, se realizaron duplicados y dos mediciones consecutivas de cada una de las preparaciones.

10. RESULTADOS

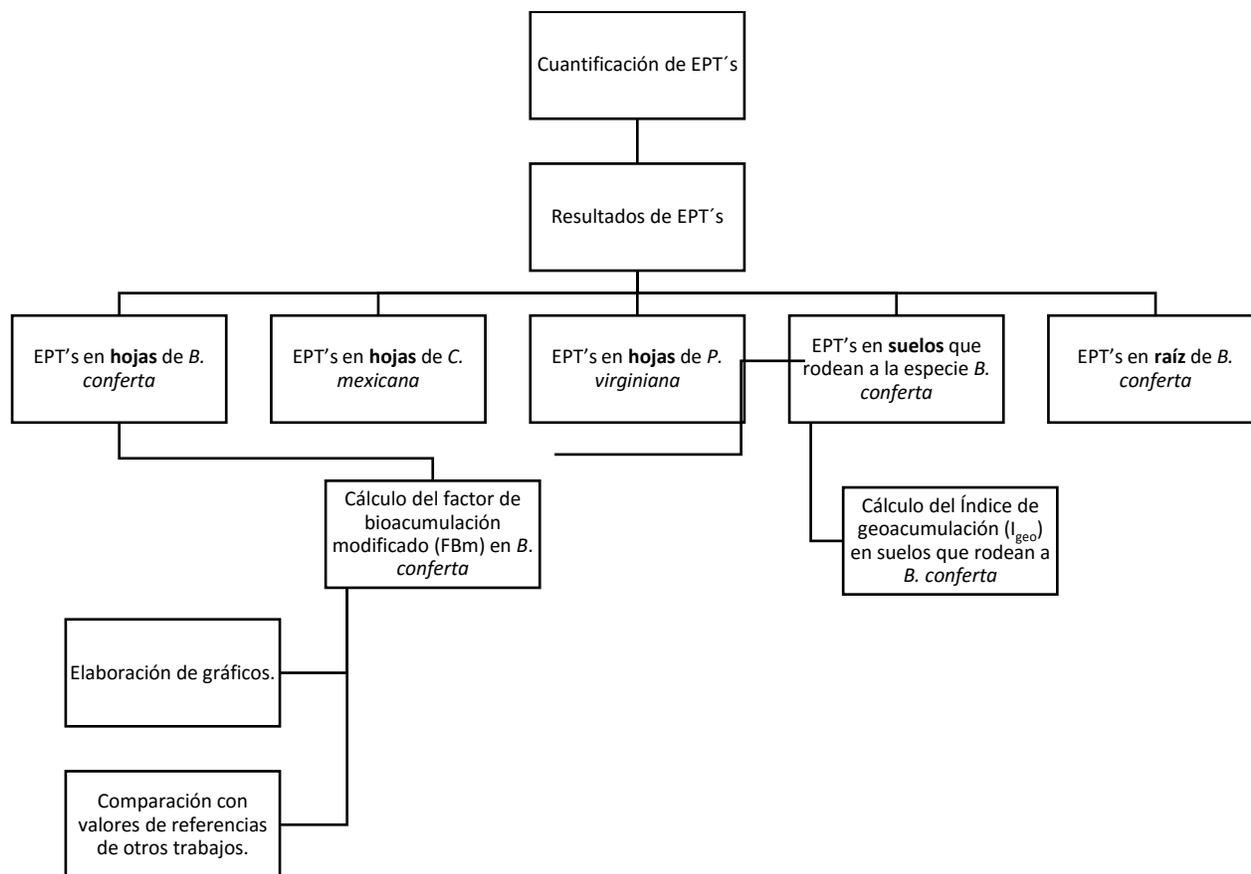


Figura 23. Diagrama general de los resultados obtenidos en este estudio.

10.1 Establecimiento de los valores teóricos de EPT's como referencia

Para poder realizar la correcta interpretación de los resultados obtenidos en este estudio, tanto para hojas, raíces y suelo, fue necesario recopilar límites tóxicos y/o normales de cada uno de los EPT's de interés (Mn, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, V, Cd, Co y Sb) en diferentes tipos de plantas y suelo. Esto con la finalidad de tener una referencia y definir una posible contaminación por parte de algún EPT, que se encuentre por encima de algún límite teórico establecido.

Suelo

Las concentraciones de EPT's de origen natural que se consideraron como referencia para este trabajo, son los reportados por Rudnick y Gao, (2003) (ver tabla 10). Estos autores determinaron los el contenido promedio de elementos químicos presentes en la corteza continental. Es importante mencionar que dichos valores son los que se consideran para calcular el índice de geoacumulación que indica el autor Müller, (1971).

Tabla 10: Elementos cuantificados en la corteza continental, utilizados como los límites máximos normales en suelo (Rudnick & Gao, 2003).

Metal	Mn	Zn	V	Cr	Ni	Co	Pb	Cu	Sb	Cd
Concentración total en corteza continental (mg/kg)	775	67	97	92	47	17	17	28	0.4	0.09

Raíz

Las diferentes especies que se tomaron como referencia para establecer el límite normal de EPT's en raíz de *Baccharis conferta*, se consideraron debido a su género *Baccharis*, el cual es el mismo al de la especie analizada en este estudio. Sin embargo, dado que ningún estudio cubre todos los elementos de interés, fue necesario coleccionar valores de EPT's en raíz de otras especies, como se explica a continuación.

Kabata-Pendias (2011), realizó un estudio sobre una gran variedad de especies vegetales y los elementos que estas poseen en algunos de sus tejidos, así como las funciones biológicas de cada elemento en plantas. Esta autora reporta que la concentración de los metales en raíz varía según su diámetro. Se han determinado mayores concentraciones de metales en las raíces con menor diámetro; en cambio, las raíces con diámetros mayores, presentan concentraciones menores de metales. Dicha autora establece los valores encontrados en una

especie de pino para los elementos de Mn, V y Co, dado que no hay información de EPT's en raíz de *B. conferta*, se utilizaron los valores que reporta este autora, para establecer el límite normal de los elementos de Mn, V y Co.

Otra especie que se consideró para establecer valores límites en este estudio fue *Baccharis glutinosa* (Figura 24), reportada en el trabajo de Puga et al., (2006). Este autor analizó la especie *B. glutinosa* proveniente de jales altamente contaminados con Zn. Por lo que los valores que reporta Puga para *B. glutinosa*, se utilizan en este trabajo para establecer el límite máximo de Zn en *B. conferta*, puesto que los jales aportan mayores concentraciones de EPT.

En la bibliografía se reporta concentración para los elementos Cd, Cr, Cu, Ni y Pb (Illera et al., 2001). Este estudio llegó a la conclusión de que estos elementos químicos se pueden almacenar en la raíz de la especie *Thymus zygis* subespecie *sylvestris* (Figura 24). Las concentraciones reportadas para cada elemento según Illera, Walter, y Cala, (2001) se consideraron como valores máximos permitidos, ya que son tomados de áreas consideradas como zonas testigo, donde se tuvo un control en la concentración de metales en suelo.

Por último el Sb, al ser un elemento que presenta pocos estudios en raíz, se tomaron los valores referentes a *Spinacia oleracea* conocida comúnmente como espinaca, que reporta el autor Olivares Díaz, (2008). Este autor determinó la concentración promedio de Sb en dicha especie. Esta especie fue considerada en este estudio al tratarse de una especie comestible, pues la planta en estudio *B. conferta* también puede ser ingerida por animales y humanos para remedios caseros.

A continuación, en la tabla 11, se reportan las concentraciones mínimas y máximas reportadas, en las raíces de las diferentes especies, según los autores ya mencionados. Dado que en la literatura consultada no hay valores tóxicos reportados, los datos que se concentran en la tabla 11 sólo representan valores máximos y mínimos de elementos encontrados en raíz.

Tabla 11: Concentraciones máximas y mínimas de elementos en raíces de diferentes especies Kabata-Pendias, (2011); Puga et al., (2006); Illera et al., (2001); Olivares Díaz, (2008).

Metal	Concentración total de elementos en raíces (mg/kg)		Especie analizada	Autor(es) que determinaron dichas concentraciones
	Mínima	Máxima		
Mn	Mínima	134	Pino forestal	Kabata-Pendias (2011)
	Máxima	150	Pino forestal	Kabata-Pendias (2011)
Zn	Mínima	52.00	<i>B. glutinosa</i>	Puga et al., (2006)
	Máxima	166.40	<i>B. glutinosa</i>	Puga et al., (2006)
V	Mínima	0.5	Pino forestal	Kabata-Pendias
	Máxima	0.6	Pino forestal	Kabata-Pendias
Cr	Mínima	0.83	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
	Máxima	1.20	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
Ni	Mínima	0.62	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
	Máxima	1.24	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
Co	Mínima	0.1	Pino forestal	Kabata-Pendias (2011)
	Máxima	0.7	Pino forestal	Kabata-Pendias (2011)
Pb	Mínima	1.64	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
	Máxima	2.31	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
Cu	Mínima	7.72	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
	Máxima	17.30	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
Sb	Mínima	0.009	<i>Spinacia oleracea</i>	Olivares Díaz, D. (2008)
	Máxima	0.187	<i>Spinacia oleracea</i>	Olivares Díaz, D. (2008)
Cd	Mínima	0.1	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)
	Máxima	0.61	<i>Thymus zygis</i>	Illera, Walter, y Cala, (2001)

Hojas

Para establecer los límites de las concentraciones tóxicas o normales de elementos en hojas, se consideraron los valores establecidos por Kabata-Pendias (2011), esto para los elementos Mn, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, V, Cd y Co. Esta autora, basa su estudio en diferentes especies vegetales de diferentes zonas y se enfoca sólo en el análisis de las hojas de dichas especies. Reportando finamente la concentración promedio entre especies y estableciendo un valor tóxico y/o normal para cada elemento. (Tabla 12).

En el caso del Sb, se consideró el valor teórico para plantas terrestres establecido por López Domínguez (2009). Dicho valor es considerado como el valor normal promedio de especies terrestres en general, según el autor.

Tabla 12: Concentraciones reportados en la literatura de elementos en hojas de diferentes especies vegetales(Kabata-Pendias, 2011) (López Domínguez, 2009).

Elemento cuantificado	Concentración normal (mgkg ⁻¹)	Concentración tóxica (mgkg ⁻¹)
Mn	300	400
Zn	29	100
Pb	5	30
Cu	5	20
Cr	0.1	5
Ni	0.1	10
V	0.2	5
Cd	0.05	5
Co	0.02	15
Sb	0.06	ND

*ND: no descrita:

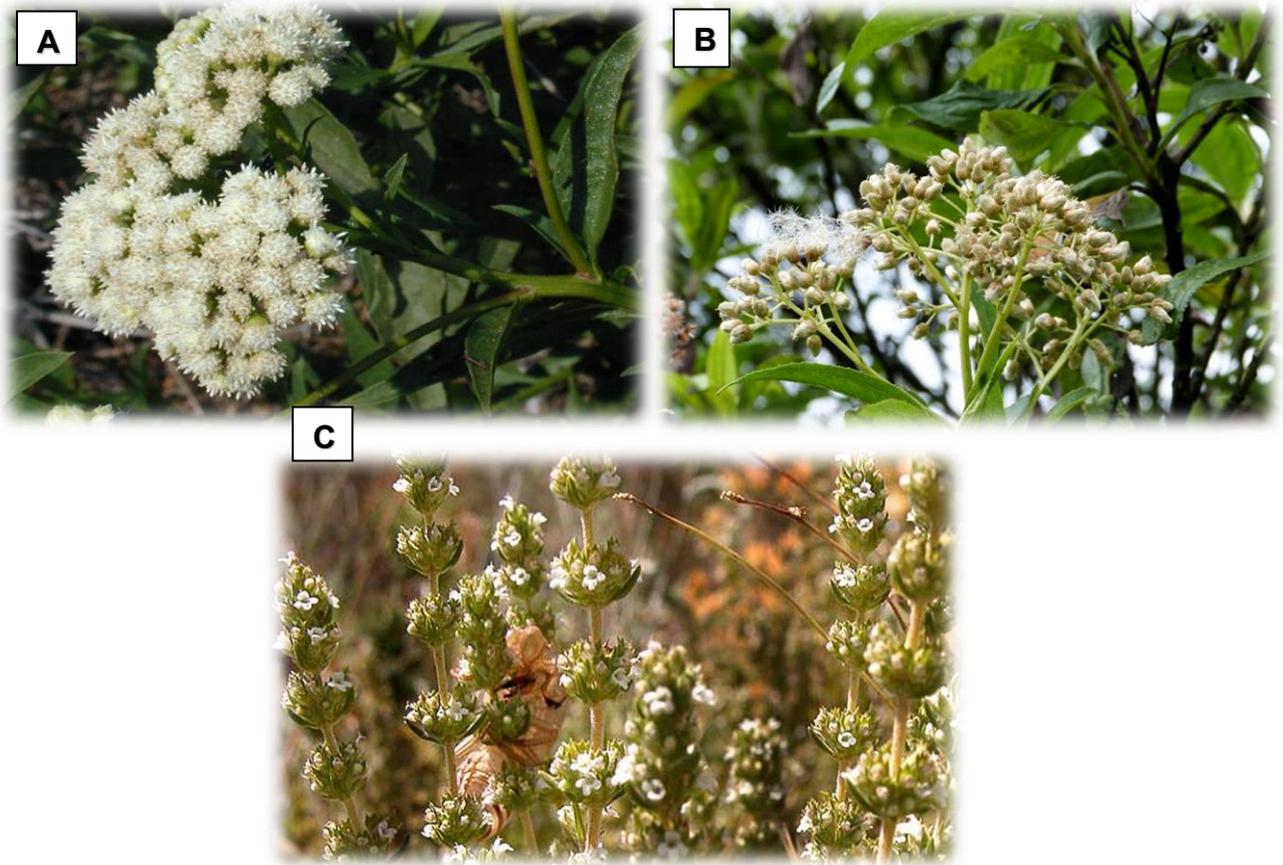


Figura 24. Imágenes correspondientes a *B. glutinosa* (A), *B. latifolia* (B), *Thymus zygis* (C).

De las tres especies en estudio, sólo de la especie *B. conferta* se lograron recolectar muestras tanto de suelos, raíz y hojas en la mayoría de los puntos de interés (ver Tabla 13). De las especies *C. mexicana* y *P. virginiana* sólo se lograron colectar las hojas de dichas especies, pero no muestras de raíz y suelo debido al tipo de sitio en el que se localizaban, los cuales no tenían acceso para poder tomar muestras de las raíces y suelo. Dicho control de las muestras obtenidas, se muestra a continuación en la Tabla 13.

Tabla 13. Muestras adquiridas de acuerdo a la especie de interés para el análisis.

Nombre del sitio (clave)	<i>B. conferta</i>			<i>C. mexicana</i>	<i>P. virginiana</i>
	Hojas	Raíz	Suelo	Hojas	Hojas
Presa la cañada (PC)	A	A	A	NA	NA
Parque Boxihguí (BOX)	A	A	A	NA	NA
María Alvarado (MA)	A	A	A	NA	A
Av. 5 de Mayo (5M)	A	NA	NA	A	A
Av. Cuauhtémoc (Cua)	A	A	A	A	A
Paraje El Patio (PEP)	NA	NA	NA	A	A
Ojo de Agua (OA)	A	A	A	NA	NA

NA = muestra No Adquirida

A =muestra Adquirida

10.2 Parámetros fisicoquímicos

En este estudio se realizó la medición del pH y la conductividad (Tabla 14) de los cuerpos de agua que distinguen a cada uno de los sitios en estudio (Figura 25). Dichas mediciones se realizaron con el objeto de tener un primer plano que nos pueda indicar si existe o no algún tipo de alteración en los cuerpos de interés.

Para el caso del suelo también se realizó una medición de pH y conductividad (Tabla 15). Dichas mediciones se realizaron con el objetivo de tener las características generales del suelo en estudio, las cuales influyen directamente en la captación de metales por las plantas (ver apartado 5.3.1).

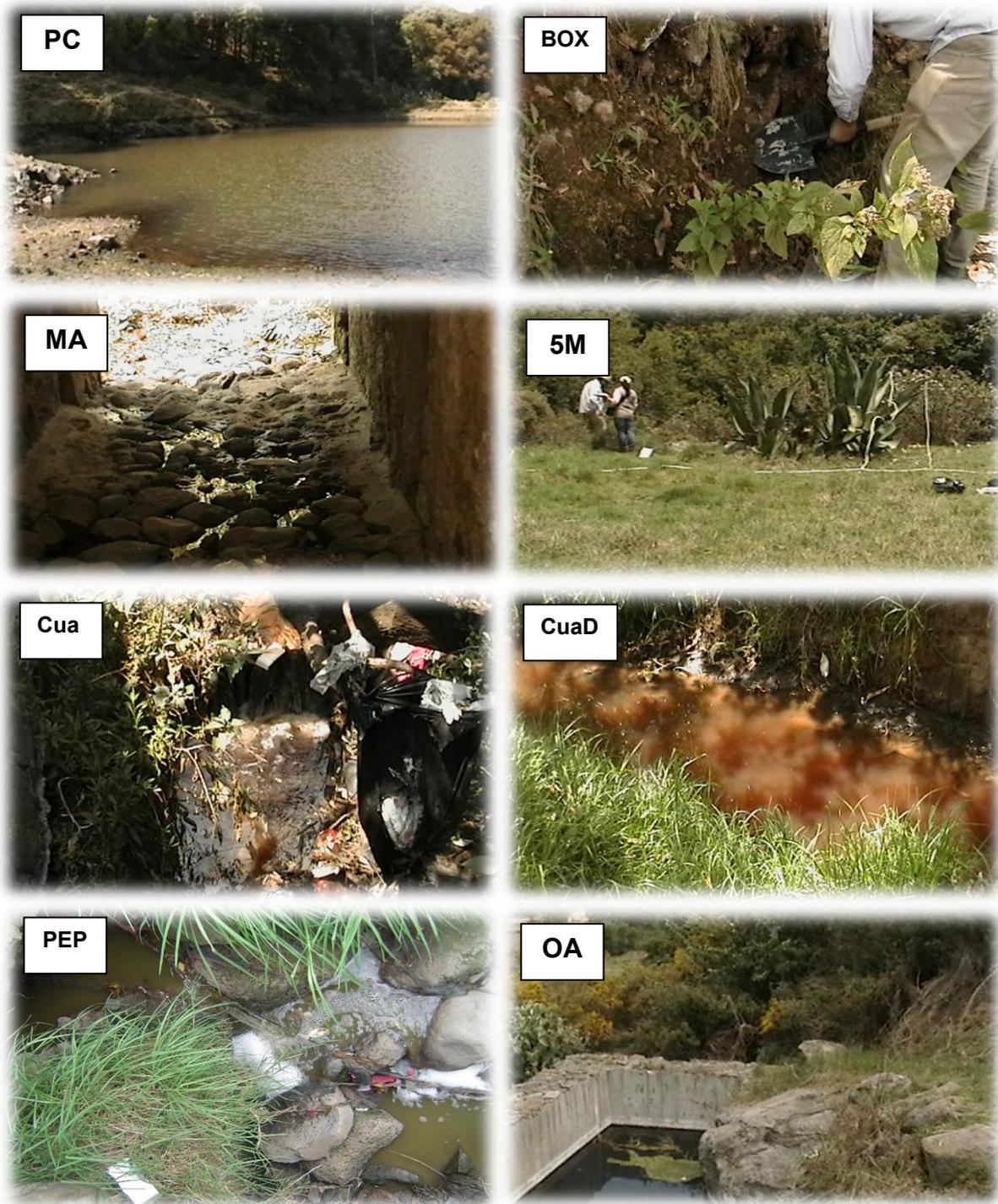


Figura 25. Fotografías de cada uno de los sitios de muestreo (ver Tabla 13, para los nombres de los sitios).

10.2.1 Parámetros fisicoquímicos en agua

Los parámetros fisicoquímicos medidos en las muestras de agua colectadas fueron pH y conductividad. Los valores encontrados en los sitios de estudio se encuentran entre pH de 5.9 y 8.2. Mientras que los valores de la conductividad obtenidos se encuentran entre 66 $\mu\text{S/cm}$ y 3587 $\mu\text{S/cm}$, como se puede ver a continuación en la Tabla 14.

Tabla 14. Parámetro fisicoquímico de las muestras de agua colectadas en la segunda y cuarta salida de campo. La 2ª salida corresponde a épocas de lluvias y la 4ª salida a época seca.

Clave	Salidas de campo	pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)
BOX	2ª salida	6.0	71
	4ª salida	5.9	66
MA	2ª salida	N. D.	N. D.
	4ª salida	N. D.	N. D.
5M	2ª salida	7.4	87
	4ª salida	5.9	174
Cua	2ª salida	8.2	3315
	4ª salida	8.1	3587
PEP	2ª salida	N. D.	N. D.
	4ª salida	6.8	570
OA	2ª salida	7.6	246
	4ª salida	7.4	956
PC	2ª salida	N. D.	N. D.
	4ª salida	6.6	504

N. D. (No Determinado); debido a que no había agua o acceso al sitio

10.2.2 Parámetros fisicoquímicos en suelo

Los valores determinados en los suelos de estudio se encuentran entre pH de 5.14 y 7.26 y presentan una conductividad mínima de 73.50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y máxima de 357.50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, como se puede ver a continuación.

Tabla 15. Valores adquiridos de pH y conductividad en suelos. Se muestran en negritas los valores mínimos y máximos obtenidos.

Punto de muestreo	pH	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
MA	5.88 \pm 0.03	111.00 \pm 0.00
OA	6.44 \pm 0.03	110.50 \pm 2.83
CuaD	6.63 \pm 0.01	328.70 \pm 1.41
BOX	7.26 \pm 0.02	357.50 \pm 2.83
PC	5.14 \pm 0.01	73.50 \pm 2.83

10.3 Concentraciones determinadas de EPT's

Los EPT's cuantificados para cada una de las muestras analizadas (Tabla 16) fueron: Mn, Zn, V, Cr, Pb, Ni, Co, Cu, Cd y Sb. Los cuales se eligieron debido a que se presentan en medios que sufren algún tipo de perturbación por contaminación antropogénica. A continuación se analiza cada EPT por especie de planta analizada, así como por la matriz en la que se cuantificó el EPT, es decir, suelo, raíz y hojas. Esto para obtener una visualización de la movilización del EPT a través del sistema suelo-plantas.

10.3.1 *B. conferta* (escobillón)

Para la especie *B. conferta*, se analizaron muestras de hojas (parte aérea de la planta), raíces y suelo que rodeaban a cada una de las especies muestreadas. Esto se realizó en los puntos BOX, 5M, Cua, OA, PC y MA (Tabla 13). En el caso del punto 5M no se pudo extraer el suelo ni la raíz de dicha especie, ya que no había acceso, pues se trataba de un puente con un perímetro confinado, rodeado por una abundante vegetación que impedía el acceso (ver Figura 25). Por lo cual sólo sobresalían las hojas de la especie *B. conferta* para este sitio. Los resultados arrojados según el análisis se muestran a continuación en la Tabla 16.

Tabla 16. Concentraciones de EPT's en hojas, raíces y suelo pertenecientes a la especie *B. conferta*.

Especie muestreada	Sitio de muestreo	Concentraciones de EPT's determinadas en <i>B. conferta</i> (mg/kg)									
		Mn	Zn	V	Cr	Pb	Ni	Co	Cu	Cd	Sb
Suelo	BOX-S	707.05	120.01	107.00	85.21	22.93	29.61	18.02	17.83	0.15	0.61
	CuaD-S	790.79	169.24	89.25	65.99	33.76	21.95	15.20	22.04	0.27	0.79
	OA-S	969.68	130.11	124.05	75.07	23.25	22.83	18.35	15.52	0.15	0.43
	PC-S	1627.48	121.28	93.77	66.29	12.84	18.92	46.44	15.27	0.15	0.24
	MA-S	885.92	121.86	101.90	70.91	24.52	19.87	15.11	17.08	0.17	0.49
	Concentración normal reportada según la literatura	775.00	67.00	97.00	92.00	17.00	47.00	17.00	28.00	0.09	0.40
Raíz	Mn	Zn	Cu	V	Pb	Cr	Ni	Co	Cd	Sb	
	BOX-Ra	69.03	31.54	15.70	15.82	2.19	4.56	2.90	1.37	0.12	0.07
	CuaD- Ra	48.64	28.58	10.17	5.03	35.81	3.24	5.24	1.20	0.15	0.07
	OA-Ra	81.93	97.99	20.40	6.01	1.80	2.22	2.42	0.89	0.24	0.01
	PC-Ra	372.45	41.74	11.09	10.25	5.18	6.54	7.26	7.67	0.57	0.01
	Ma-Ra	71.26	147.62	134.66	7.90	10.44	4.41	2.91	1.01	0.52	0.02
Concentración mínima normal reportada según la literatura	134.00	52.00	7.72	0.50	1.64	0.83	0.62	0.10	0.10	0.01	
Concentración máxima normal reportada según la literatura	150.00	166.40	17.30	0.60	2.31	1.20	1.24	0.70	0.61	0.19	
Hojas	Mn	Zn	Pb	Cu	Cr	Ni	V	Cd	Co	Sb	
	BOX-H	226.88	68.08	0.36	16.07	0.50	2.05	1.02	0.41	0.27	0.02
	5M-H	95.68	35.85	14.41	7.30	3.22	0.80	1.09	0.31	0.17	0.06
	CuaD-H	61.56	82.69	38.80	21.75	8.53	2.61	0.85	0.29	0.26	0.11
	OA-H	125.10	93.73	20.87	15.99	1.59	1.92	0.96	0.76	0.31	0.07
	PC-H	973.80	95.87	1.95	17.50	0.99	9.82	1.17	2.00	0.24	0.05
	MA-H	113.19	45.93	22.14	8.96	4.55	1.49	0.91	0.39	0.16	0.12
	PEP-H	74.31	56.26	28.78	13.02	2.53	2.54	0.59	0.74	0.87	0.09
	Concentración normal reportada según la literatura	300.00	29.00	5.00	5.00	0.10	0.10	0.20	0.05	0.02	0.06
Concentración tóxica reportada según la literatura	400.00	100.00	30.00	20.00	5.00	10.00	5.00	5.00	15.00	ND	

ND: no descrito; -S: suelo; -Ra: raíz; -H; hojas.

En la Tabla 16 se muestran diferentes límites reportados en la literatura en diferentes especies vegetales; dichos límites teóricos son: la concentración normal reportada en hojas y raíz Kabata-Pendias, 2011; Illera et al., 2001, concentración tóxica para hoja y la concentración máxima normal para raíz (Kabata-Pendias, 2011) (Domínguez López 2002) (ver apartado 10.1). En el caso de las muestras de suelo, se comparan las concentraciones obtenidas en este estudio, con respecto a la concentración reportada para la corteza continental (Rudnick & Gao, 2003). Los valores en rojo indican concentraciones por arriba de la concentración tóxica o máxima normal según el caso.

10.3.2 *C. mexicana* (tejocote)

Las muestras analizadas para la especie *C. mexicana* fueron escasas; sólo se presentó dicha especie en dos puntos, 5M y Cua. En dichos puntos no se pudo tomar muestra del suelo y raíz de la especie *C. mexicana* y sólo fue posible muestrear la parte aérea de dicha especie. En el puente Cuauhtémoc (Cua) se pudieron encontrar dos ejemplares de dicha planta, a una distancia de 20 m una de la otra. El sitio donde se encontró la primera muestra se le dio la clave de Cua, mientras que el sitio donde se encontró la segunda muestra se le dio el nombre de CuaD (Figura 25). Los resultados arrojados según el análisis se muestran a continuación en la Tabla 17. Adicionalmente se muestran diferentes límites reportados en base a la literatura en diferentes especies vegetales (Kabata-Pendias, 2011), dichos límites teóricos son: la concentración normal reportada en hojas Kabata-Pendias, 2011; Illera et al., 2001 y concentración tóxica para hoja Kabata-Pendias, 2011; Domínguez López, 2002 (ver apartado 10.1).

Tabla 17. Concentraciones de EPT's determinadas en hojas, pertenecientes a la especie *C. mexicana*.

Especie muestreada	Sitio de muestreo	Concentración de EPT's determinada en <i>C. mexicana</i> (mg/Kg)									
		Mn	Zn	Pb	Cu	Cr	Ni	V	Co	Cd	Sb
Hojas	5M-H	46.33	26.07	24.98	6.41	2.68	0.83	0.96	0.34	0.05	0.07
	Cua-H	26.52	34.92	6.04	11.62	1.11	0.75	0.74	0.41	0.13	0.13
	CuaD-H	34.90	36.45	23.86	10.20	4.22	1.55	0.76	0.51	0.08	0.07
	Concentración Normal reportada según la literatura	300.00	29.00	5.00	5.00	0.10	0.10	0.20	0.02	0.05	0.06
	Concentración toxica reportada según la literatura	400.00	100.00	30.00	20.00	5.00	10.00	5.00	15.00	5.00	ND

ND: No descrita

10.3.3 *P. virginiana* (capulín)

En el caso de la especie *P. virginiana* se analizaron las muestras correspondientes a 4 sitios de muestreo, de los cuales sólo se lograron tomar las hojas de dicha especie, debido a que no se presentó acceso de la parte baja de cada una de ellas (Figura 25 y Tabla 13). Los resultados arrojados según el análisis se muestran en la Tabla 18. Se presentan las concentraciones de los EPT's de interés en un orden del elemento más abundante al menos abundante, para cada uno de los sitios de muestreo. Adicionalmente se muestran diferentes límites reportados con base en la literatura en diferentes especies vegetales; dichos límites teóricos son: la concentración normal reportada en hojas Kabata-Pendias, 2011; Illera et al., 2001 y concentración tóxica para hoja Kabata-Pendias, 2011; Domínguez López, 2002 (ver apartado 10.1).

Tabla 18. Concentraciones de EPT's determinadas en hojas, pertenecientes a la especie *P. virginiana*.

Especie muestreada	Sitio de muestreo	Concentración de EPT's determinada en <i>P. virginiana</i> (mg/Kg)									
		Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	V	Co	Cr	Sb	Cd
Hojas	MA-H	369.138	22.493	6.575	2.118	0.251	0.271	0.044	0.271	0.027	0.001
	CUA-H	107.514	42.629	15.335	0.205	0.297	0.448	0.758	0.252	0.042	0.054
	5M-H	762.763	26.727	6.977	2.130	0.287	0.116	0.148	0.145	0.032	0.008
	PEP-H	352.244	25.365	6.387	2.926	0.416	0.231	0.053	0.124	0.112	0.010
	Concentración Normal reportada según la literatura	300.00	29.00	5.00	5.00	0.10	0.20	0.02	0.10	0.06	0.05
	Concentración tóxica reportada según la literatura	400.00	100.00	20.00	30.00	10.00	5.00	15.00	5.00	ND	5.00

ND: No descrita

10.4 Cálculo del índice de geoacumulación

Como se mencionó en el apartado 5.3, el índice de geoacumulación (I_{geo}) es una estimación del grado de contaminación que se presenta en un suelo (Ecuación 1). Donde los suelos con un I_{geo} menor a cero son considerados como suelos no contaminados, mientras que los sitios

con I_{geo} de 0 a 0.9 se consideran como suelos muy pocos contaminados y un $I_{geo}=1$ representa un suelo poco contaminado (Tabla 6). Como podemos ver en nuestros resultados (Figura 26), todos los sitios poseen suelos muy pocos contaminados con respecto a los elementos Zn y Cd. También se observa que el sitio Presa La Cañada (PC) presenta un suelo muy poco contaminado con base en los elementos de Mn y Co, mientras que en el sitio Cuauhtémoc (CuaD), los elementos de Pb y Sb son los que confieren la característica de suelo muy poco contaminado con base en el I_{geo} obtenido.

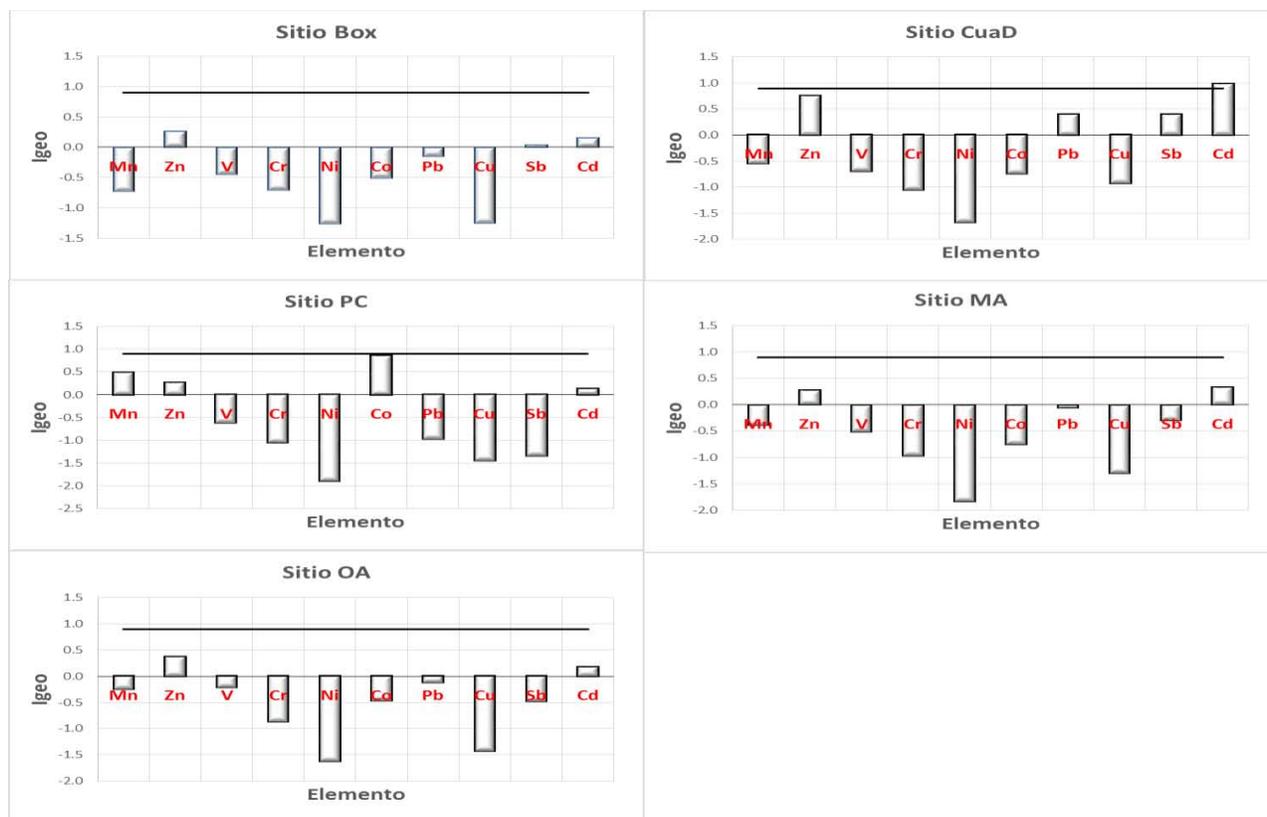


Figura 26. Índice de geoacumulación obtenido para cada elemento, en cada uno de los sitios de estudio. Las barras en blanco indican el I_{geo} calculado para cada elemento y la línea negra determina el límite asignado para los suelos muy poco contaminados, los cuales van de (0 a 0.9]. Aquellas barras que se encuentren por debajo de cero son indicativas de que no existe contaminación en suelo. Mientras que las barras que sobrepasen la línea negra corresponderán a suelos poco contaminados.

10.5 Factor de bioacumulación modificado

De acuerdo a la literatura, para obtener el factor de bioacumulación (FB) se utiliza la concentración de los metales en hojas y la concentración de metales potencialmente biodisponibles (PB) en suelo, como lo indica el autor Díez Lázaro (2008). Sin embargo, al no contar con las concentraciones de los metales PB en suelo, se realizó el cálculo con la concentración total de metales en suelo para determinar el Factor de bioacumulación modificado (FBm) (Figura 27), aplicando la siguiente ecuación:

Ecuación 3. Factor de bioacumulación modificado (FBm)

$$FBm = \frac{\text{Concentración del metal en hoja (mg * kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentración total del metal en suelo (mg * kg}^{-1}\text{)}}$$

El objetivo de aplicar dicho cálculo es para evaluar si la planta en estudio puede presentar o no una posible bioacumulación que esté relacionada con el exceso de algún EPT en suelo. Aunque en la literatura no se usa concentración total del metal, sino la fracción PB, la aplicación de la ecuación 3 se justifica, ya que la concentración de los metales PB siempre será menor con respecto a la concentración total de metales en suelo. De esta forma el FB no modificado, siempre será mayor con respecto al FB modificado (FB>FBm), por lo que al obtener un FBm mayor a uno, se puede asegurar que se trata de una bioacumulación.

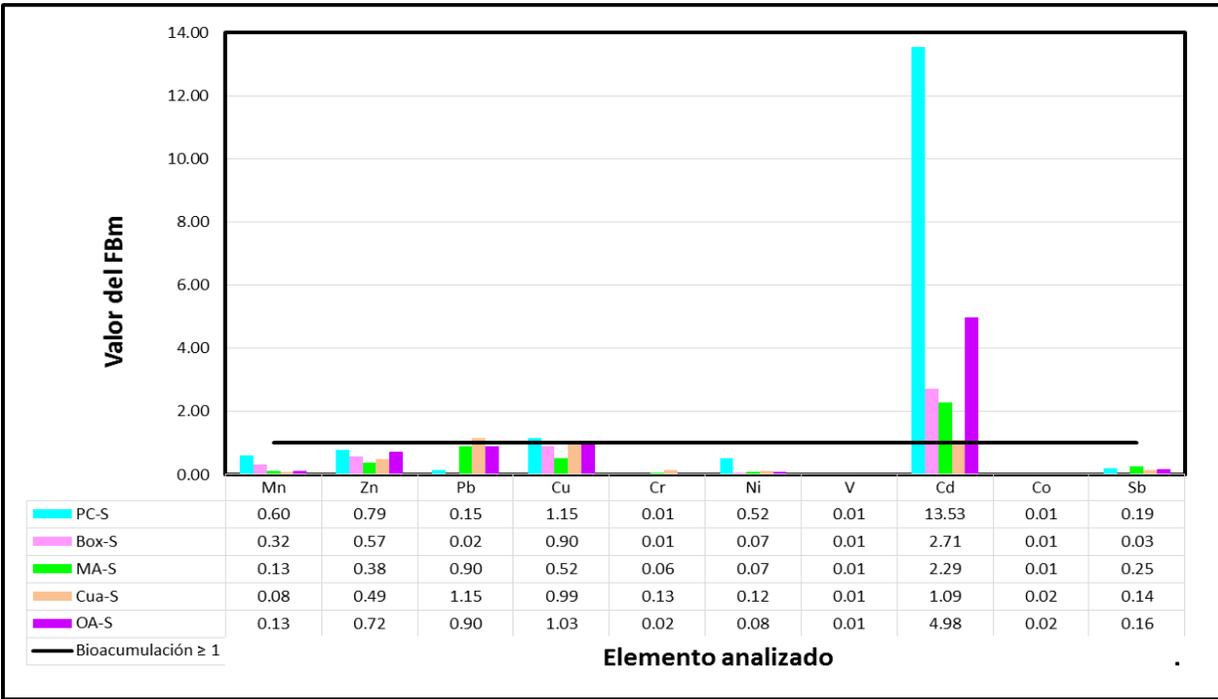


Figura 27. Factor de Bioacumulación modificado (FBm) en *B. conferta*.

11. DISCUSIONES

A continuación se presentan las discusiones en función de los sitios de muestreo, de los cuales podemos dividirlos en 4 zonas de estudio, como se puede observar en el mapa de la Figura 28. Algunos de estos puntos presentan descargas urbanas y/o industriales, mientras que otros puntos se consideran sitios sin aportes antropogénicos.

Zona 1 (Z1): Está designada por los sitios BOX, 5M y CUA, cada uno de ellos pertenecen a un mismo arroyo y se encuentran ordenados de acuerdo a su cauce. El sitio BOX (1), se encuentra dentro de un área natural protegida por el Estado de México, dicha área recibe el nombre de parque estatal “Lic. Isidro Fabela”. Esta área cuenta con una extensión de 3,701 hectáreas (CEPANAF, 2014). El sitio BOX (1) no presenta descargas antropogénicas en general. Por otro lado, el sitio 5M (3), presenta una gran cantidad de basura de origen urbano (Figura 25).

Corriente abajo podemos localizar al sitio Cua (4), el cual es un sitio que presenta no sólo descargas de origen urbano, si no también se sabe que presenta descargas de una industria textil (Figura 25).

Zona 2 (Z2): Esta zona sólo está conformada por la Presa La Cañada, el sitio PC (7). Dicho punto se tomó con el propósito de contar con una referencia de cuerpos de agua alrededor de la Z1. Otra característica de este sitio, es que dicha presa posee una salida de agua que converge con el sitio OA (6).

Zona 3 (Z3): La zona tres está representada por el sitio OA (6), el cual es la unión de la Z1 y Z2, además de converger otro cuerpo de agua ajeno a nuestro estudio. Este sitio presentó basura y descargas de tipo urbano, específicamente aguas residuales grises.

Zona 4 (Z4): Está representada por los puntos MA (2) y PEP (5), los cuales no se encuentran relacionados con la Z1, Z2 y Z3. Esta zona 4 a diferencia de las otras 3 zonas, pertenece a la cuenca del río Moctezuma y confluye más al norte. Los puntos de muestreo MA (2) y PEP (5), se tomaron como puntos ajenos a nuestro sitio de interés, para obtener una comparativa del estado de EPT's en otros cuerpos de agua, donde MA (2) y PEP (5) son sitios con influencia de descargas urbanas, pero no industriales.

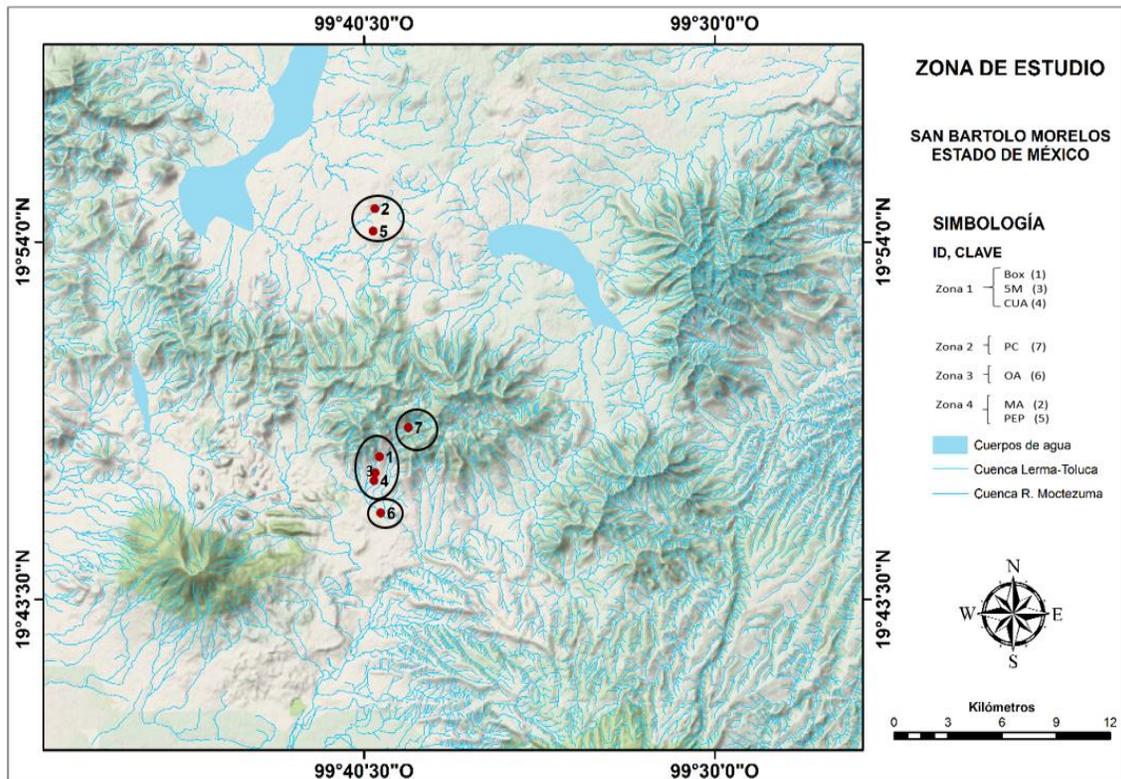


Figura 28. Zonas de estudio designadas de acuerdo a los sitios de muestreo.

11.1 EPT's en el sistema suelo-planta

A continuación se presentan cada uno de los elementos cuantificados en suelo y tejidos vegetales (hojas y raíz) de la especie *B. conferta*, para cada uno de los sitios en estudio (Figura 25). Esto con la finalidad de poder determinar si dicho elemento es candidato para estudios futuros. Por ello, se debe recalcar que el análisis de cada elemento que se presenta a continuación, solo es referente a la especie muestreada con su respectivo suelo (Tabla 13). Por lo que este estudio no es una conclusión definitiva de las condiciones actuales del sitio, ya que para ello se necesitaría un mayor número de muestras, para obtener un estudio representativo.

En el caso de las especies de *C. mexicana* (tejocote) y *P. virginiana* (capulín) no se obtuvo concentraciones anormales de ningún EPT en las hojas colectadas (Tabla 17 y 18) y al no contar con muestras de raíz ni suelo de los sitios donde se encontraron dichas especies, no se puede realizar un análisis, por lo que no se incluyen a continuación dichas plantas.

11.1.1 Manganeso

En este estudio se observó que el Mn es el más abundante con respecto a los demás elementos analizados en las muestras analizadas. Con base al I_{geo} que se obtuvo en cada uno de los sitios de muestreo (Figura 26), se puede observar que sólo el sitio PC presenta un suelo muy poco contaminado con Mn ($I_{geo}=0.5$), mientras que los demás sitios no presentan contaminación por parte de este elemento.

También se sabe que en las raíces de plantas en general, el Mn suele estar en concentraciones hasta de 150 mgkg^{-1} (peso seco), lo cual es considerado como normal, mientras que en las hojas, una concentración a partir de los 400 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica para la mayoría de especies vegetales Kabata-Pendias, 2011; Rudnick & Gao, 2003; Alcalá et al., 2009. Sobre la base de esto, se observa a continuación (Figura 29) que el sitio PC presenta concentraciones de Mn por encima de los límites normales y tóxicos, tanto para raíz y hoja. Indicando así, que el suelo muy poco contaminado en Mn del sitio PC si está repercutiendo en *B. conferta*, dado que sí está siendo captado por la planta.

Una de las explicaciones por las que el Mn este siendo de fácil captación por la planta muestreada en el sitio PC, se puede deber al pH en suelo. Para lo cual es importante mencionar que el pH en suelo del punto PC fue de 5.14 (Tabla 15), correspondiente a un suelo fuertemente ácido (Tabla 7) y según la literatura suele ir acompañado por un exceso de Mn lo cual se comprueba en este estudio AEFA, 2009; SEMARNAT, 2002. La literatura también reporta que un suelo fuertemente ácido influye en la biodisponibilidad del Mn, haciéndolo de fácil captación para la planta. Lo cual explica que se presente una alta concentración de Mn en tejidos (raíz y hojas) de *B. conferta* en el sitio PC AEFA, 2009; Bonanno & Lo Giudice, 2010.

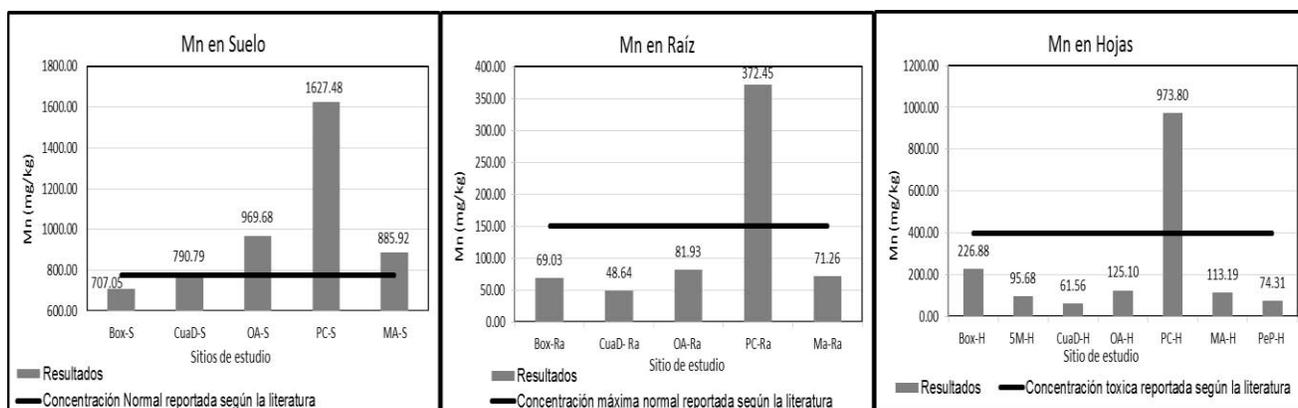


Figura 29. Concentraciones de Mn (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Existen reportes donde indican que la contaminación de suelos por Mn suele deberse principalmente por lixiviaciones de roca, ya que se considera un elemento de origen geogénico. Aunque también puede provenir de aportes antropogénicos, como lo son la industria minera, y por desechos urbanos que contengan pilas o baterías (Miliarium, 2004). En este estudio se propone que el exceso de Mn presente en el sitio PC (único sitio afectado), se deba principalmente por lixiviaciones de roca que promueven el aumento de este elemento de forma natural (Miliarium, 2004). Esta propuesta se apoya, ya que en el sitio PC no hay evidencia de algún tipo de aporte antropogénico que influya en el enriquecimiento de Mn en suelos.

11.1.2 Zinc

El Zn en raíces de plantas en general, suele estar en concentraciones hasta de 166.4 mgkg^{-1} (peso seco) lo cual es considerado como normal, mientras que en las hojas, una concentración a partir de los 100 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica para la mayoría de las especies vegetales Kabata-Pendias, 2011; Rudnick & Gao, 2003. Dada esta información, en

los resultados obtenidos de este estudio no se observa que el Zn se encuentre por encima de dichos límites normales o tóxicos en raíces y hojas (Figura 30).

El Zn es el segundo elemento más abundante de los analizados en este estudio. Sobre la base del I_{geo} que se obtuvo en cada uno de los sitios de muestreo (Figura 26), todos los sitios poseen un suelo muy poco contaminado con respecto a Zn, presentando un I_{geo} entre 0.3 y 0.8, siendo el sitio CuaD el más afectado con un I_{geo} de 0.8.

De acuerdo al I_{geo} obtenido, se sabe que los suelos de cada uno de los sitios de estudio corresponden a suelos muy pocos contaminados en Zn. Sin embargo, dicho elemento no se encuentra en concentraciones anormales en hojas y raíces de la especie *B. conferta*, por lo que se puede decir que el Zn que está presente en suelo, no está siendo del todo biodisponible para la planta Prieto, et al. 2009; Miras, 2009. Sin embargo, se puede notar que los niveles de biodisponibilidad de Zn son muy variados entre sitios, siendo PC y OA los que mayor biodisponibilidad de Zn presentan.

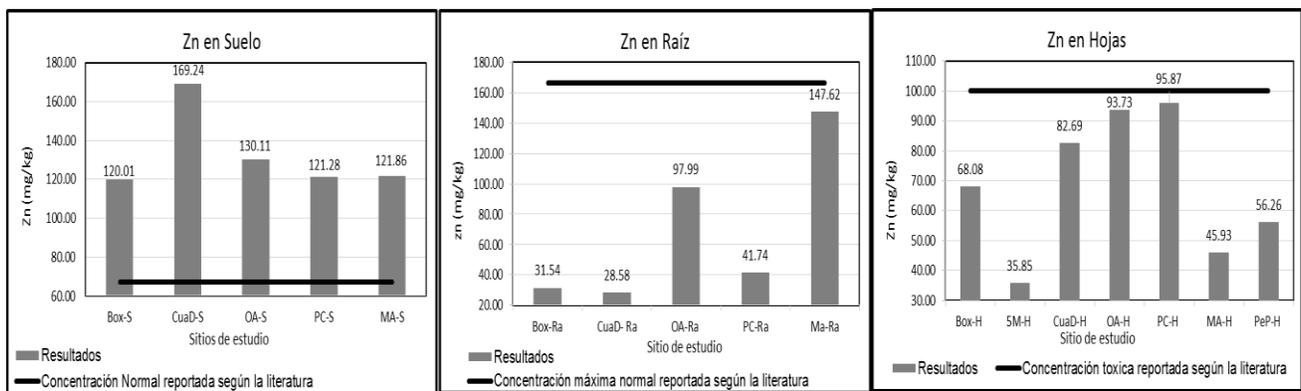


Figura 30. Concentraciones de Zn (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

La alta biodisponibilidad de Zn en PC y OA se ve reflejada en la concentración elevada que se presenta en hojas de *B. conferta* (95.87 y 93.73 mgkg⁻¹), pero bajas concentración de Zn en suelo (121.28 y 130.11 mgkg⁻¹) en comparación a los demás sitios (Figura 30). A modo de justificar dicho comportamiento, es necesario recordar que el pH presente en los suelos de dichos puntos fueron de 5.14 para PC y 6.44 para OA (Tabla 17) (AEFA, 2009) y con base en la teoría se sabe que dichos valores brindan al suelo la característica de propiciar una alta biodisponibilidad de nutrientes (Tabla 7) AEFA, 2009; SEMARNAT, 2002, lo cual hace que el Zn sea fácilmente captado por la planta.

Sobre la base de la literatura, se sabe que cuando Zn se encuentra por encima de los límites normales en suelo, suele deberse principalmente por descargas antropogénicas que contengan pinturas y/o pigmentos (Tabla 2) (Alcalá et al., 2009). De acuerdo a dichos datos teóricos en definitiva se puede observar que la concentración de Zn en suelo es mayor en el sitio donde hay una descarga industrial textil (sitio CuaD). Sin embargo considerando el FBM en el sitio CuaD el cual es de 0.49, se puede decir que la planta está teniendo la capacidad de excluir a dicho elemento, puesto que no se está dando una bioacumulación.

11.1.3 Vanadio

Con base en los resultados obtenidos, podemos observar (Figura 31), que la concentración de V en suelo de los sitios BOX, OA y MA se encuentran por arriba del límite normal teórico. Sin embargo, de acuerdo al I_{geo} obtenido (Figura 26) ningún sitio presenta contaminación en suelo por V (Rudnick & Gao, 2003).

Por otro lado, en las raíces de plantas en general el V suele estar en concentraciones hasta de 0.60 mgkg⁻¹ (peso seco) lo cual es considerado como normal, mientras que en las hojas de diferentes especies vegetales, una concentración promedio a partir de los 5 mgkg⁻¹ (peso seco) ya se establece como tóxica Kabata-Pendias, 2011; López Domínguez, 2009. Tomando en cuenta estos datos, podemos ver que en los resultados todos los sitios tienen valores de V por

arriba del límite reportado en raíz, mientras que la concentración de V en hojas no llega a superar los niveles tóxicos teóricos establecidos.

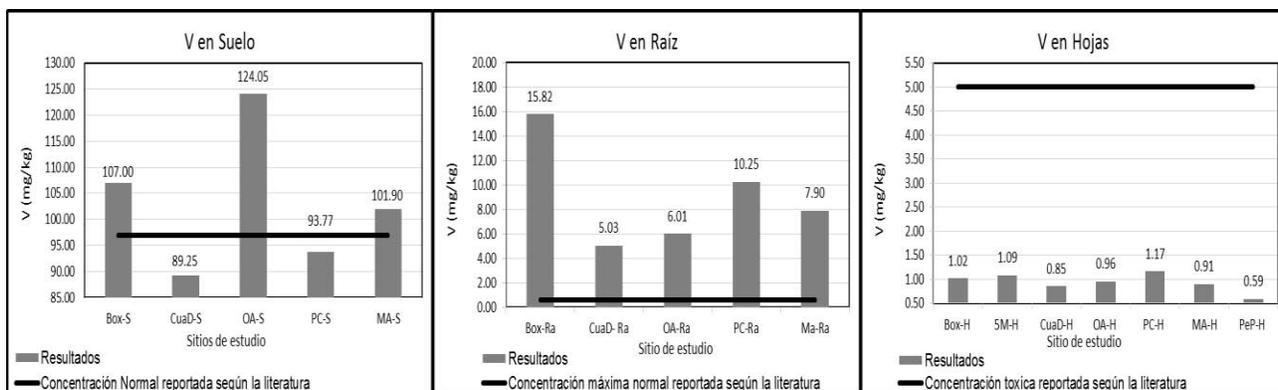


Figura 31: Concentraciones de V (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Centrándonos en los resultados de V en raíz, se puede observar que la especie *B. conferta*, puede ser una especie que tienda a almacenar mayores concentraciones de V en raíz en comparación a otras especies vegetales, ya que todas las muestras en este estudio presentan concentraciones de V por arriba de los límites máximos normales reportados según la literatura. En el caso de V en hojas, todos los sitios presentan concentraciones muy por debajo de los límites tóxicos teóricos, lo cual confirma que la concentración de dicho elemento no está siendo alterada por algún tipo de aporte antropogénico.

11.1.4 Cromo

Sobre la base de los resultados obtenidos, podemos observar (Figura 32) que la concentración de Cr en cada uno de los sitios se encuentra por debajo del límite normal teórico. De esta forma

y de acuerdo al I_{geo} obtenido (Figura 26), podemos observar que dicho elemento no se encuentra como contaminante en suelo para ningún sitio, dado que se obtuvieron valores por debajo de cero (Figura 32).

Por otro lado, Cr en las raíces de plantas en general, suele estar en concentraciones hasta de 1.20 mgkg^{-1} (peso seco) lo cual es considerado como normal, mientras que en las hojas de diferentes especies vegetales, una concentración a partir de los 5 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica Kabata-Pendias, 2011; Rudnick & Gao, 2003. Tomando en cuenta estos datos, podemos ver que en nuestros resultados, todos los sitios tienen valores de Cr por arriba del límite teórico normal en raíz. Mientras que la concentración determinada de Cr en hojas, sólo el sitio CuaD supera los niveles teóricos tóxicos establecidos.

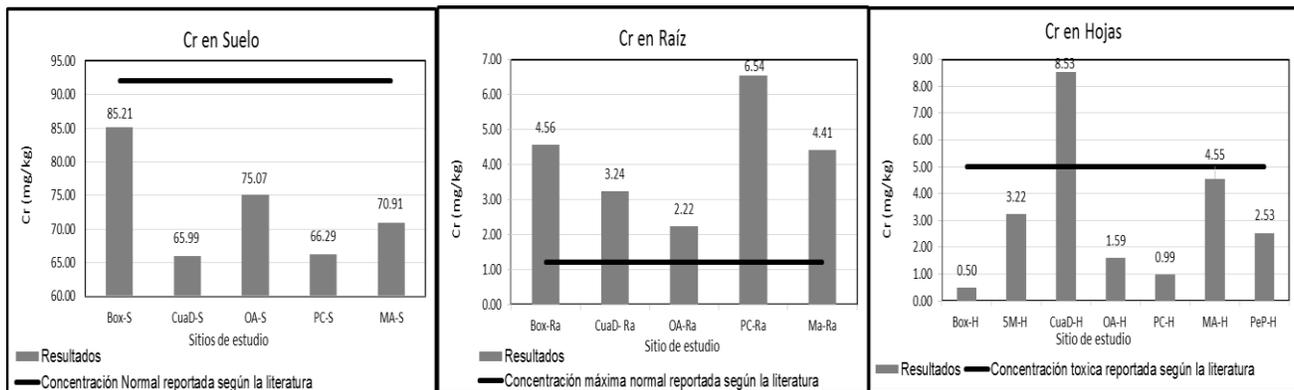


Figura 32. Concentraciones de Cr (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Se sabe mediante la literatura, que el Cr proviene principalmente de la industria textil y de la combustión de basura en general Ortiz Castro et al., 2003; AEFA, 2009 y que su biodisponibilidad aumenta a pH alcalino en suelo Kabata-Pendias, 2011; Prieto, et al., 2009. Sabiendo eso, se esperaría que el punto CuaD presentara las concentraciones más altas de Cr en suelo, ya que es donde se cuenta con una descarga proveniente de la industria textil. Además se esperaría, que el sitio Box presentara la mayor biodisponibilidad por tener el pH de

suelo más alcalino (pH= 7.26) (Tabla 15) y tener la concentración de Cr en suelo más alta en comparación a los demás sitios; sin embargo, eso no es lo que se observa en los resultados.

Como se puede notar, las concentraciones de Cr en suelo correspondiente al sitio CuaD y PC son las más bajas con respecto a los demás sitios. Sin embargo, el sitio CuaD es el único que presenta una concentración de Cr por encima del límite toxico teórico en hojas. De acuerdo con este comportamiento, podemos decir que el Cr correspondiente al sitio CuaD, esta mayormente biodisponible con respecto a los demás sitios, dando incluso un FBm 5.2 veces mayor al de los demás sitios. Dicho FBm fue de 0.13 (Figura 27), lo cual podría estar indicando que no se está llevando a cabo una bioacumulación de Cr en la planta, a pesar de que las concentraciones en hoja ya estén por arriba del límite tóxico teórico, por lo que se puede decir que la planta está teniendo la capacidad de excluir al Cr.

Una situación contraria a lo anterior lo podemos ver en el sitio BOX, el cual presenta la mayor concentración de Cr en suelo y la menor concentración en hojas. Dado este comportamiento, se puede deducir que a pesar de que el Cr está en altas concentraciones en el suelo del sitio BOX, no está siendo biodisponible para la planta, lo cual se comprueba dando como resultado un FBm 13 veces por debajo del correspondiente al sitio CuaD, el cual fue de 0.01 (Figura 27).

11.1.5 Plomo

Se sabe con base en la teoría que en las raíces de plantas en general, el Pb suele estar en concentraciones hasta de 2.31 mgkg^{-1} (peso seco) lo cual es considerado como normal, mientras que en las hojas de diferentes especies, una concentración a partir de los 30.0 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica Kabata-Pendias, 2011; Rudnick & Gao, 2003. Sobre la base de esto, podemos observar que el Pb se encuentra por arriba de dichos límites teóricos (tanto para raíces y hojas), en el sitio CuaD (Figura 33).

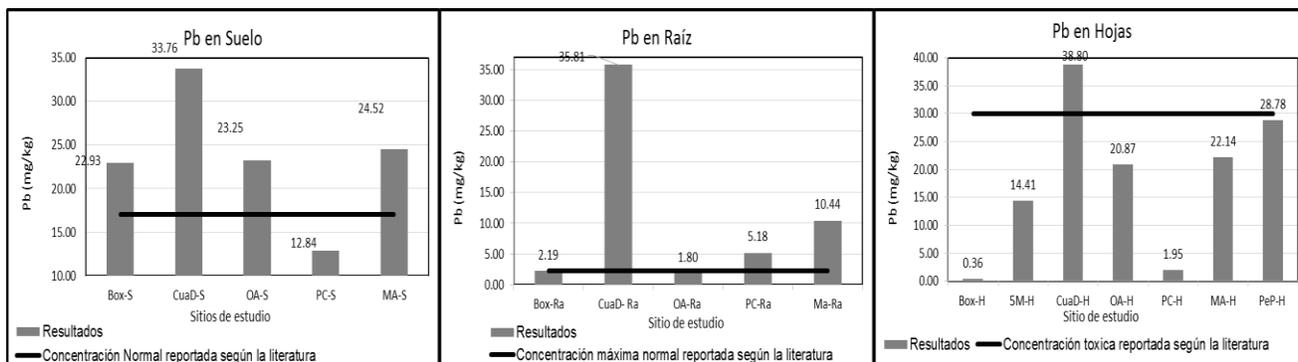


Figura 33. Concentraciones de Pb (mg/kg) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Las concentraciones de Pb halladas en suelo en este estudio, dan como resultado un I_{geo} por debajo de cero para los sitios BOX, OA, PC y MA (Figura 26), por lo que dichos sitios no presentan contaminación de suelo por Pb. En el caso del sitio CuaD, se presenta un $I_{geo} = 0.4$, lo cual corresponde a un suelo muy poco contaminado por Pb.

Además se puede observar en los resultados obtenidos, que la concentración de Pb en suelo, raíz y hojas del sitio CuaD es la más alta en comparación a los demás sitios. Esta elevada concentración de Pb en el sitio CuaD, se ve reflejada en el FBM obtenido, el cual es de 1.15. Por dicha razón, se puede decir que la alta concentración de Pb en el sitio CuaD, hace que la especie *B. conferta* esté presentando una bioacumulación de Pb, lo cual puede estar repercutiendo en la integridad de dicha especie (López Domínguez, 2009).

Actualmente se sabe que el Pb puede provenir principalmente de fuentes típicas de la industria textil, así como de la industria química y minera, además de estar presente en tintes y pinturas de cualquier descarga urbana (Jin-Seok et al., 2006). Sobre la base de nuestros resultados podemos ver que CuaD es el único sitio que presenta afectación por Pb, además de ser el único que cuenta con la descarga industrial textil.

11.1.6 Níquel

En este estudio el Ni no se presenta como contaminante en suelo, debido a que el I_{geo} en cada uno de los sitios en estudio está por debajo de cero (Figura 26). Por otro lado, en las raíces de plantas en general suele estar en contracciones hasta de 1.24 mgkg^{-1} (peso seco) lo cual es considerado como normal, mientras que en las hojas de diferentes especies, una concentración a partir de los 10 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica. Dados estos datos podemos observar que todas las muestras de raíz están por arriba del límite máximo normal teórico, lo que puede ser indicativo de que el Ni tiende a acumularse en raíces de *B. conferta*. En el caso de hojas, se puede observar que ningún sitio sobrepasa el nivel tóxico reportado (Figura 34).

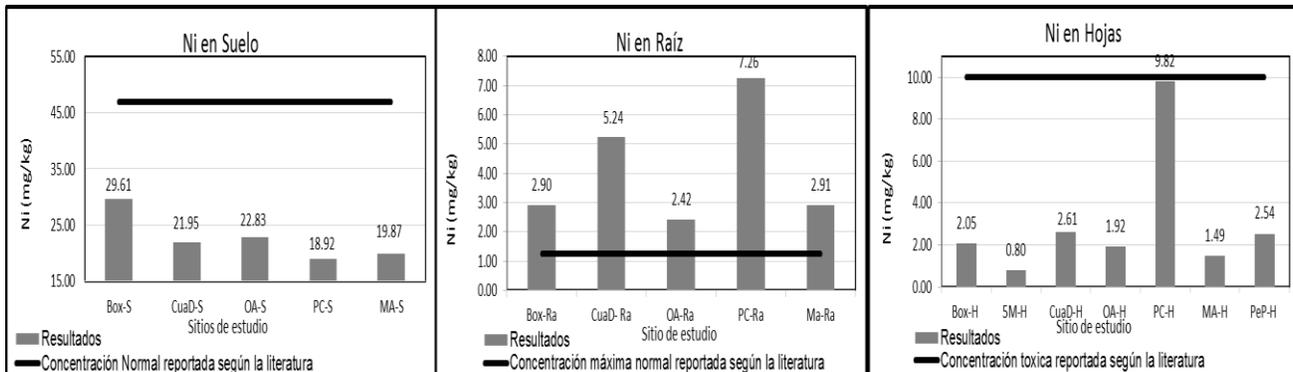


Figura 34. Concentraciones de Ni (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

De acuerdo con los resultados se observan que el punto PC posee la menor concentración de Ni en suelo, sin embargo también es el sitio que presenta la mayor concentración de Ni en hojas, e incluso se encuentra cerca del límite reportado como tóxico. Dado este fenómeno, se

puede decir, que aunque el punto PC contenga la menor concentración de Ni en suelo, se encuentra mayormente biodisponible, pues se encuentra en altas concentraciones en hojas de *B. conferta*, dando incluso un FBm de 0.52, el cual es casi 6 veces más grande con respecto al FBm promedio de los demás sitios (Moreira Silva, 2004). Esta biodisponibilidad de Ni en el sitio PC, se sabe que puede estar relacionada con el pH en suelo, el cual fue de 5.14 (Tabla 15) que corresponde a un suelo fuertemente ácido (Tabla 7), y se sabe que a dicho pH se tiene la mayor biodisponibilidad de los metales Kabata-Pendias, 2011; Prieto et al., 2009.

Se sabe por la literatura que la aportación de Ni está dada por baterías y pigmentos principalmente (Tabla 2) (Alcalá et al., 2009). Tomando en cuenta nuestros resultados, podemos observar que dicho elemento está en mayor concentración en el suelo del sitio BOX, lo cual podría indicar que el Ni no proviene de aportes antropogénicos principalmente, sino de aportes geogénicos, ya que el sitio BOX no presenta aportes antropogénicos y se considera un área de reserva.

11.1.7 Cobalto

En las raíces de plantas en general, el Co suele estar en concentraciones hasta de 0.70 mg/kg (peso seco) y es considerado como un valor normal. Mientras que en las hojas, una concentración a partir de los 15 mgkg⁻¹ (peso seco) ya se establece como tóxica. En este caso, el sitio PC presenta concentraciones de Co en raíz 6 veces por arriba de los demás sitios, sobre pasando así el límite máximo normal. Mientras que las concentraciones de Co en hojas para cada uno de los sitios, se encuentran dentro de los límites normales (Figura 35).

En este estudio el Co presenta un I_{geo} por debajo de cero para los suelos de los sitios BOX, CuaD, OA y MA, por lo que para dichos sitios no se está presentando como contaminante. Por otro lado, el I_{geo} calculado para el sitio PC fue de 0.9, lo cual describe a un suelo muy poco contaminado en Co (Figura 26).

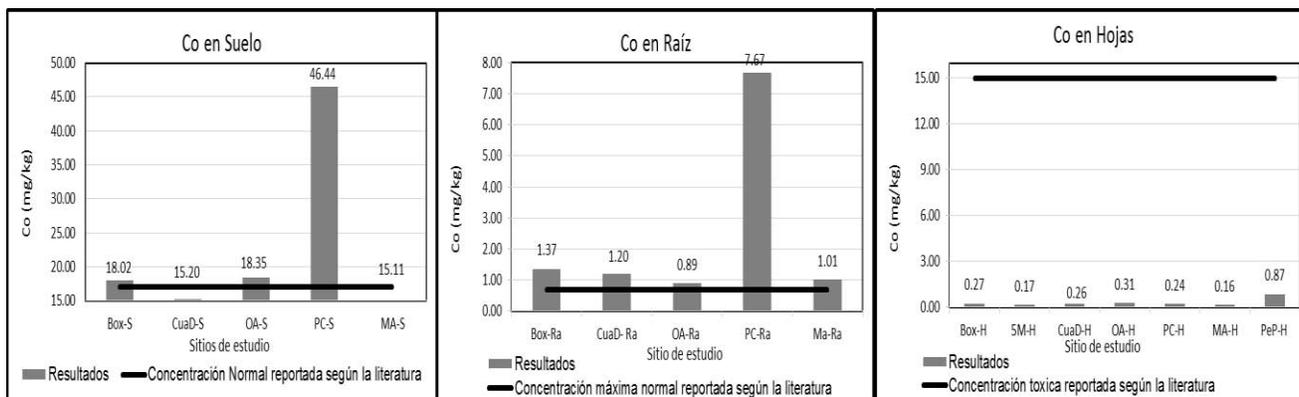


Figura 35. Concentraciones de Co (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en los sitios de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Se sabe mediante la literatura, que los suelos fuertemente ácidos (pH de 5.1 a 5.5) están acompañados de un exceso de Co (Tabla 7), lo cual se comprueba con nuestros resultados y tal es el caso del punto PC, el cual posee concentraciones elevadas de dicho elemento en comparación con los demás sitios (Figura 35). A pesar de las altas concentraciones de Co en suelo, se puede observar que dicho elemento no está siendo trasladado a la parte aérea de las plantas, ya que la concentración en hojas es menor al límite tóxico reportado. Por dicha razón, podemos decir que el elemento Co está siendo retenido en la raíz de la planta, tal vez como un mecanismo de defensa, para evitar que el Co interfiera con sus metabolitos, como proponen algunos autores como Navarro-Aviñó et al., 2007.

Se sabe que el Co puede provenir de aportes antropogénicos como lo son: tintes y pinturas (Tabla 2). Sin embargo, nuestros resultados muestran que la concentración de Co en el punto PC, son muy elevadas en comparación con los demás sitios (Alcalá et al., 2009). Sabiendo que el sitio PC no presenta aportaciones antropogénicas, podemos decir que dicho aporte de Co está relacionado con un aporte geogénico, el cual puede estar relacionado con lixiviaciones de la roca (Miliarium, 2004).

11.1.8 Cobre

El Cu en este estudio presento un I_{geo} por debajo de cero en cada uno de los sitios de estudio, por lo que podemos decir que los suelos no presentan contaminación por este elemento (Figura 26). Por otro lado, en base a la literatura se sabe que el Cu en las raíces de plantas en general, suele estar en concentraciones hasta de 17.30 mgkg^{-1} (peso seco) y es considerado como un valor normal, mientras que en las hojas de diferentes especies vegetales, una concentración a partir de los 20 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica. De acuerdo a estos límites, podemos observar que el punto CuaD se destaca por tener las concentraciones más elevadas de Cu en suelo, además de alcanzar niveles tóxicos en hojas de *B. conferta*. Mientras que el sitio MA, presenta la concentración más elevada de Cu en raíz, siendo incluso 9.4 veces mayor en comparación al promedio de los demás sitios Kabata-Pendias, 2011; Rudnick & Gao, 2003, lo cual podría ser indicativo de un mecanismo de defensa, propiciando que el Cu sea retenido en raíz y no interfiera con los metabolitos de la planta (Navarro-Aviñó et al., 2007) (Figura 36).

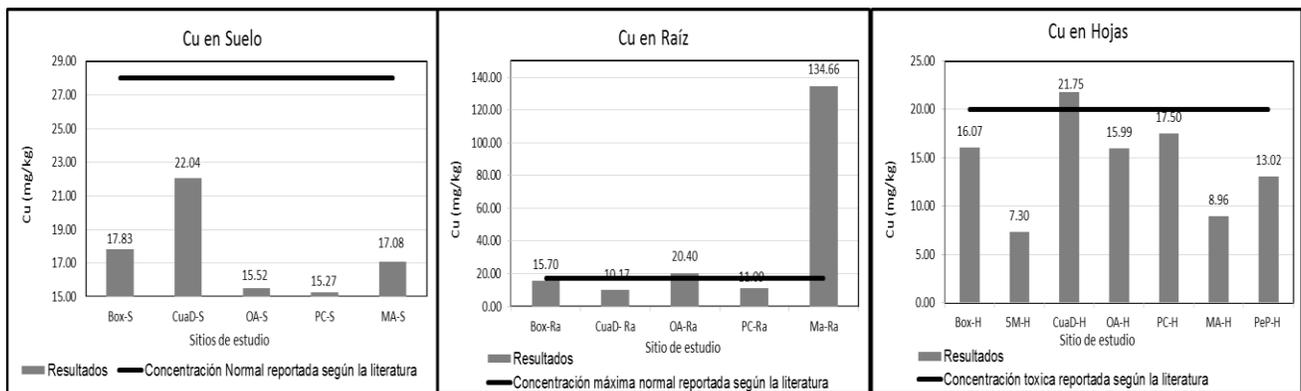


Figura 36. Concentraciones de Cu (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

También se observa que los sitios OA y PC presentan las menores concentraciones de Cu en suelo, pero una concentración en hojas que se encuentra muy cercano al valor tóxico teórico (Figura 35). Para explicar dicho comportamiento, se sabe según la literatura que los suelos fuertemente ácidos y ácidos (Kabata-Pendias, 2011) (Prieto et al., 2009) (Tabla 7), tal es el caso de PC con un pH de 5.14 y OA con pH de 6.44 (Tabla 15), favorecen la biodisponibilidad de algunos elementos, entre ellos el Cu, lo cual justifica que se esté dando una bioacumulación en ambos sitios (FBm de 1.15 para PC y de 1.03 para OA) (Figura 27) Kabata-Pendias, 2011; Reichman, 2000.

También se sabe que el Cu puede ser aportado por descargas de la Industria química, textil y de pinturas (Tabla 2). Si tomamos en cuenta dicha información, podemos observar que el sitio CuaD que presenta una descarga proveniente de la industria textil, es el que presenta la mayor concentración de Cu en suelo (sin considerarse como contaminante), además de un FBm de 0.99, lo cual indica que el FB será de uno o más, mostrando así, que existe una bioacumulación de Cu en *B. conferta* y que podría estar repercutiendo en dicha especie (Alcalá et al., 2009).

11.1.9 Cadmio

En este estudio, el elemento Cd presentó un I_{geo} entre 0.1 y 0.9 para cada uno de los sitios, lo cual es característico de suelos muy poco contaminados (I_{geo} menores a 1) y suelos poco contaminados (I_{geo} de 1 a 2). Tomando esto en cuenta, se puede observar que el sitio CuaD presenta el I_{geo} más elevado ($I_{geo}=1.0$) (Figura 26).

En las raíces de plantas en general, el Cd suele estar en concentraciones hasta de 0.61 mgkg^{-1} (peso seco) y es considerado como un valor normal, mientras que en las hojas de diferentes especies vegetales, una concentración a partir de los 5.0 mgkg^{-1} (peso seco) ya se establece como tóxica Kabata-Pendias, 2011; Rudnick & Gao, 2003. A continuación, podemos observar que las concentraciones de Cd para raíz y hojas, se pueden considerar como normales para cada uno de los sitios, a pesar de que los suelos se consideren muy poco y poco contaminados en Cd (Figura 37).

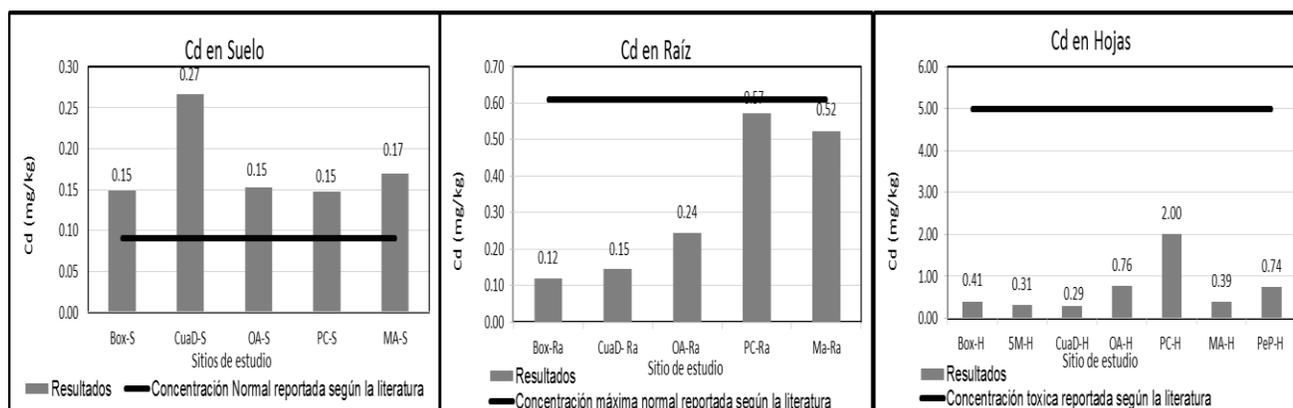


Figura 37. Concentraciones de Cd (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Como podemos observar, las concentraciones de Cd en suelo en los puntos BOX, OA, PC y MA son casi similares, mientras que el punto CuaD, presenta la mayor concentración de Cd en suelo. Sin embargo, en los sitios PC, OA y MA se presenta la mayor concentración de Cd en hojas y raíces, aun cuando presentan las concentraciones más bajas de Cd en suelo. Por lo que se puede decir que Cd en estos sitios está siendo de fácil captación por la planta.

De acuerdo a la literatura, se sabe que los suelos ácidos Kabata-Pendias, 2011; Prieto et al., 2009 (Tabla 7), tal es el caso de PC con un pH en suelo de 5.14, MA con pH de 5.88 y OA con pH de 6.44 (Tabla 15), favorecen la biodisponibilidad de algunos elementos. Lo cual justifica que se esté dando una bioacumulación de Cd en los sitios (FBm de 13.53 para PC, de 4.98 para OA y 2.28 para MA) (Figura 27), sin importar que Cd no esté en altas concentraciones en suelo.

Otro aspecto importante, es que de acuerdo al FBm, el Cd está siendo bioacumulado en todos los sitios de muestreo con la siguiente tendencia: $\text{PC} > \text{OA} > \text{BOX} > \text{MA} > \text{CuaD}$ (Figura 27). Sabiendo que el Cd puede provenir de descomposición de rocas, incendios forestales, industria de pinturas, baterías y pigmentos. Podemos decir que en los puntos PC y BOX, el

suelo muy poco contaminado en Cd que presentan, se deba principalmente a aporte geogénico, dado que no hay evidencia de aportes antropogénicos a estos sitios (Alcalá et al., 2009).

Por otro lado, el aumento de la concentración de Cd que confiere un suelo muy poco contaminado en el sitio MA (sitio de comparación), se puede deber principalmente a descargas urbanas que desechen baterías y pigmentos. Mientras que en el sitio CuaD, las concentraciones de Cd en suelo, que confieren un suelo poco contaminado, puede deberse principalmente a descargas que contengan pinturas y pigmentos (Tabla 2), los cuales a su vez pueden provenir principalmente de la industria textil ubicada en dicho sitio.

11.1.10 Antimonio

En los sitios de estudio BOX, OA, PC y MA se obtuvo un I_{geo} menor a cero, lo cual es indicativo de que los suelos no presentan contaminación de Sb. Sin embargo, en el sitio CuaD se obtuvo un I_{geo} de 0.4, que corresponde a un suelo muy poco contaminado en Sb, siendo así este punto (CuaD) el único sitio que presenta una alteración en la concentración de Sb en suelo (Figura 26).

Por otro lado, sobre la base de la teoría se sabe que en las raíces de plantas en general, el Sb suele estar en concentraciones hasta de 0.19 mgkg^{-1} (peso seco) y es considerado como un valor normal, mientras que en las hojas de diferentes especies vegetales, una concentración considerada como normal es de 0.06 mgkg^{-1} aproximadamente (peso seco) López Domínguez, 2009; Rudnick & Gao, 2003. Tomando en cuenta estos datos, podemos observar que el Sb se presenta por debajo del límite máximo normal en raíz en cada uno de los sitios de estudio (Figura 38), además de estar por debajo del límite de detección (0.025 mgL^{-1}) para el caso de los sitios de OA, PC y MA en raíz y BOX en hojas.

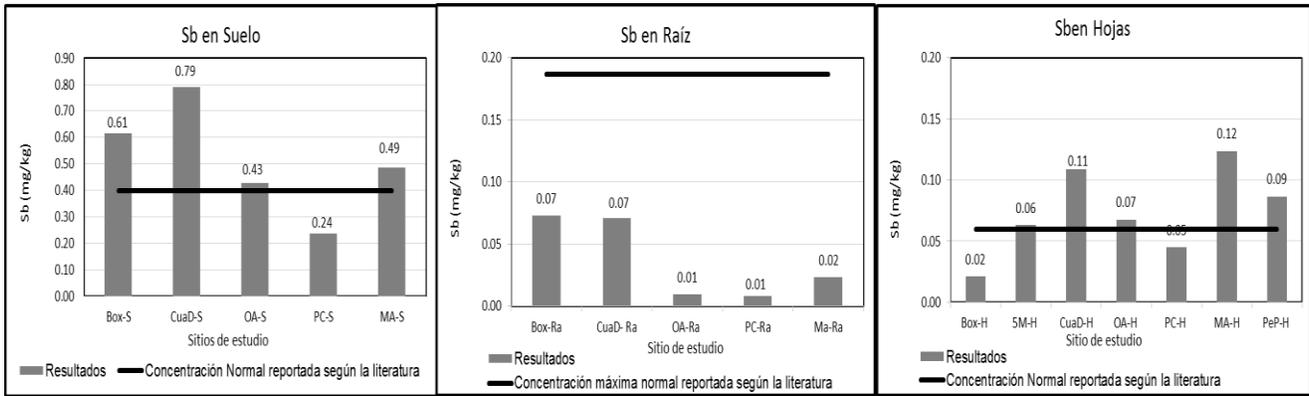


Figura 38. Concentraciones de Sb (mgkg^{-1}) presentes en los sitios de muestreo, en suelo, raíz y hojas de la especie *B. conferta* (ver tabla 16). Cabe mencionar que en el sitio de muestreo 5M y PEP, no se colectaron muestras de suelo y de raíz. Se comparan las concentraciones obtenidas en este trabajo (barras) con valores reportados en la literatura (línea negra horizontal) (ver apartado 10.1).

Es importante destacar que las concentraciones de Sb en hojas de los sitios CuaD, MA y PEP, sobresalen entre los demás sitios. Actualmente se sabe que el Sb puede provenir principalmente de aportes antropogénicos como lo son las lixiviaciones del plástico (PET) (Alcalá et al., 2009); de esta forma, si consideramos que en dichos sitios (CuaD, MA y PEP) se presentan descargas urbanas y una gran cantidad de basura en comparación con los demás, podemos decir que las concentraciones sobresalientes de Sb en hojas, se pueden deber principalmente a estos aportes. Estos no son considerados como perjudiciales para las plantas, ya que no se expresa algún tipo de bioacumulación (Figura 27).

11.2 Análisis de correlación de EPT's analizados en *B. conferta*

Se realizó un análisis estadístico utilizando el programa Rstudio versión 3.3.0. Primeramente se elaboró un diagrama de cajas para evaluar el comportamiento general de los EPT's. El orden de abundancia de los EPT's analizados en *B. conferta* fue el que se presenta en la Figura 39. El Mn es el elemento que se encontró en mayores concentraciones en las matrices de suelo, raíz y hojas. Mientras que el Sb se presentó en menores concentraciones (Figura 39).

Es importante mencionar que de los elementos analizados, dentro de los más abundantes, se encuentran los que son considerados micronutrientes, tal es el caso de Mn, Zn, Cu, Cr, Ni y V. Mientras que los elementos Pb, Cd, Co y Sb son considerados elementos sin algún tipo de función biológica conocida (Tabla 1) y a su vez se encuentran dentro de los elementos menos abundantes en las matrices analizadas para este estudio.

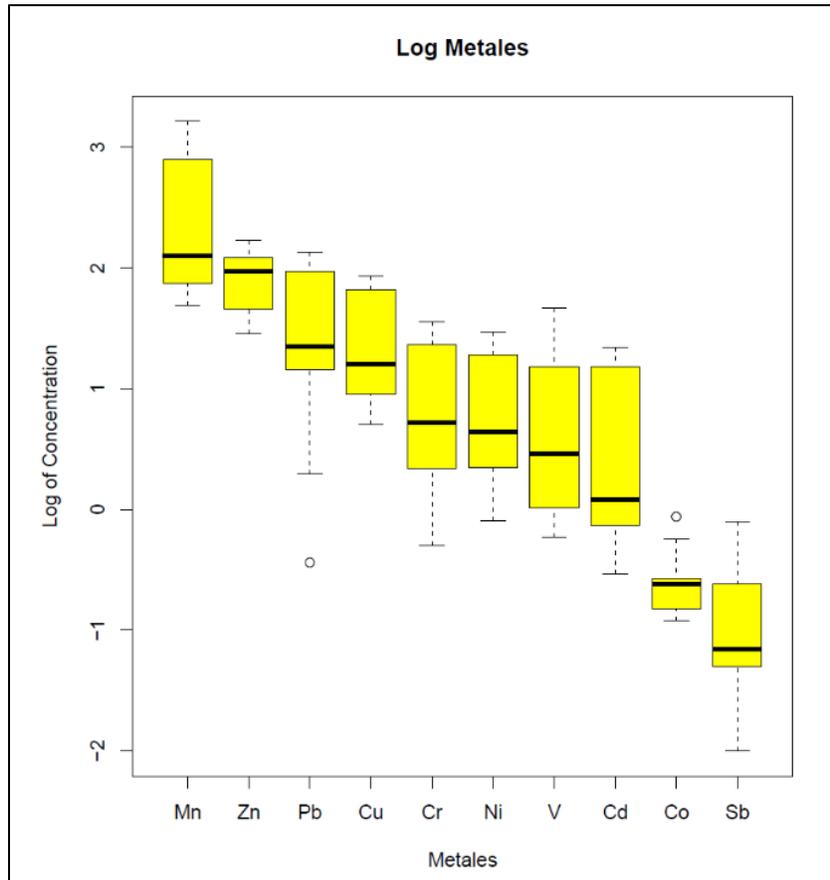


Figura 39. Concentraciones (mgkg^{-1}) de EPT's determinados en *B. conferta*. El gráfico representa las concentraciones logarítmicas (Log_{10}) de los EPT's determinados.

De los elementos analizados en cada una de las matrices, se calculó la correlación de Pearson. El coeficiente de correlación de Pearson es un índice que se utiliza para el grado de relación entre dos variables. El valor que puede obtener varía en el intervalo [-1 a 1]. Si existe una correlación entre cero y uno, el índice indica una dependencia total entre las dos variables; cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante. Si la correlación es negativa, el índice indica una dependencia inversa entre las dos variables, es decir; cuando

una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante (Universidad de Oviedo, 2014).

Como se muestra a continuación en la Figura 40, el Co no presenta correlación lineal con los demás elementos. De forma contraria, se observa que los demás elementos, poseen una correlación lineal significativa: De la cual se distingue una correlación alta (triple asterisco) entre los elementos V con Mn, Cu, Ni y Cd, siendo los elementos de Ni y Cu los que poseen la mayor correlación lineal (0.965). Esto indica que a menores concentraciones de Ni la concentración de Cu también disminuiría proporcionalmente (Figura 40). Por último las correlaciones bajas se ven entre los elementos de Cr con Zn, Pb, Mn y V.

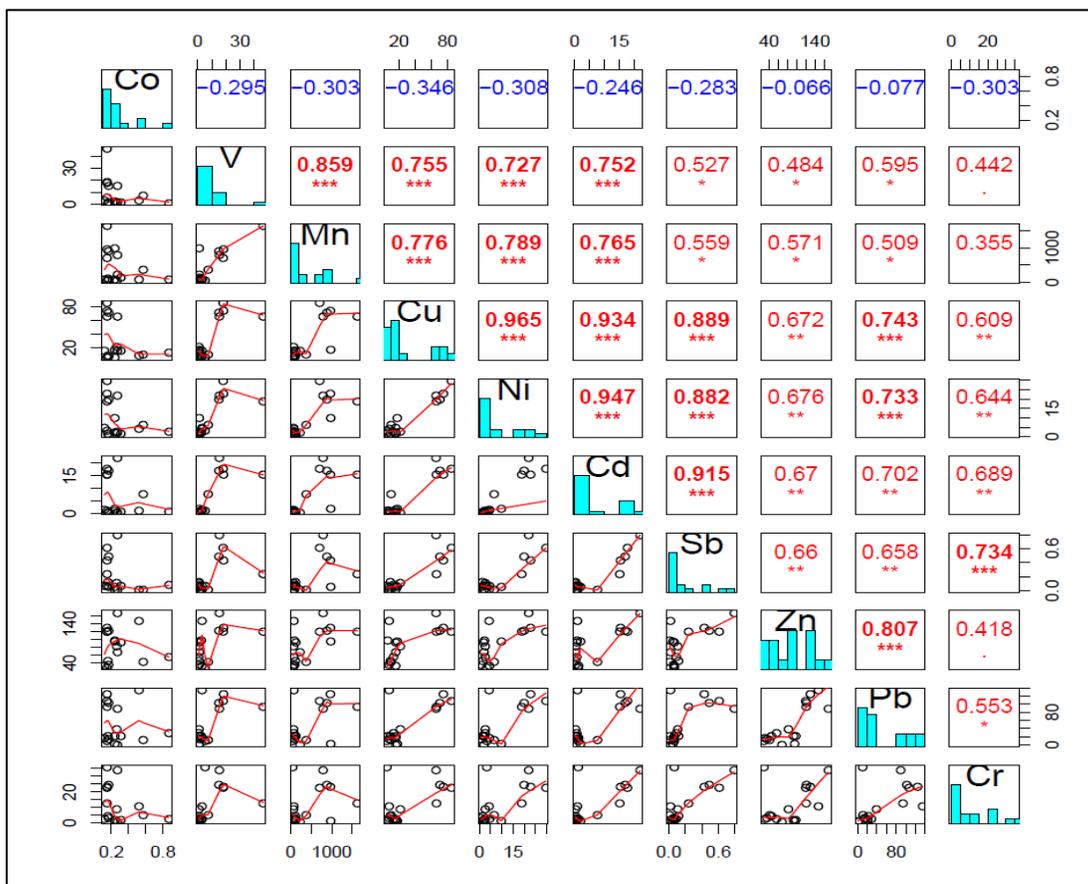
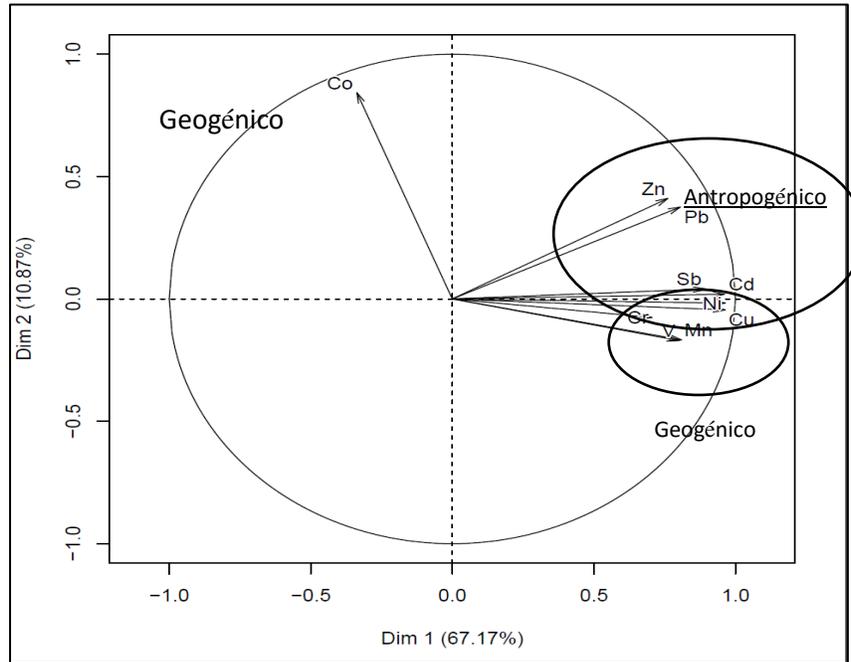


Figura 40. Matriz de correlación lineal de Pearson. Se muestra la correlación lineal entre los EPT's analizados, de acuerdo a las concentraciones que se obtuvieron en las matrices de hojas, raíz y suelo, pertenecientes a la especie *B. conferta*. Triple asterisco: correlación muy alta; doble asterisco: correlación media y un asterisco: correlación baja.

Posteriormente se realizó un análisis factorial de variables no representativo del sitio de estudio, sin embargo la finalidad de esto es ver si los resultados obtenidos con anterioridad coinciden con dicho análisis estadístico, con la finalidad de evaluar su utilidad para estudios futuros y tener una idea del como representar dicho análisis factorial de variables.

A



B

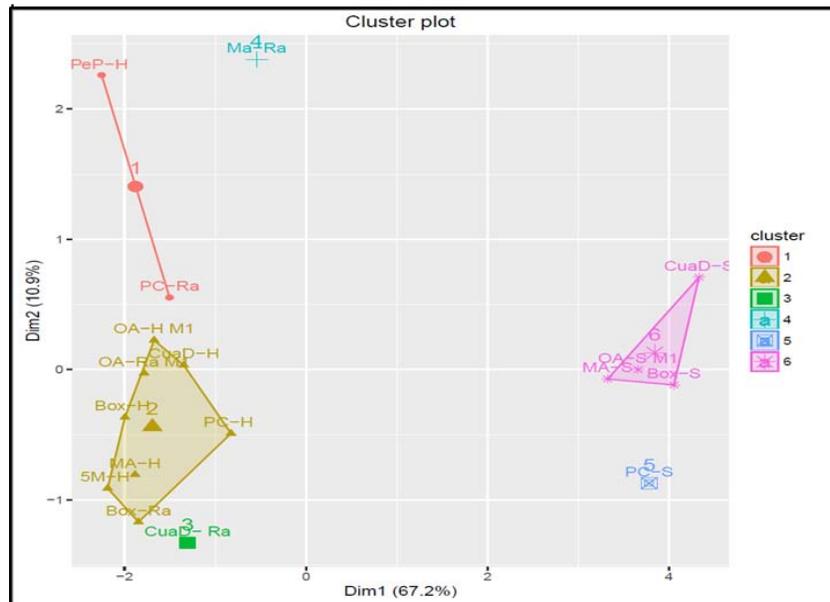


Figura 41. Mapa de correlación estadística entre los EPT's analizados en las matrices de suelo, raíz y hojas de *B. conferta*. A) Análisis factorial B) Gráfico de cluster.

Como se ve en la Figura 41 A, este mapa nos indica tres factores que agrupan los elementos químicos en:

Factor 1 (cuadrante superior derecho): comprende el Zn, Pb, Sb y Cd. Estos elementos se encuentran formando el primer factor, dado a la relación que guardan con el valor del I_{geo} que presentan para el sitio con aporte de descargas textiles (CuaD). Su I_{geo} está por arriba de 0.4 para cada uno de los elementos (Figura 26). La matriz suelo, se encuentra muy poco contaminada por el Zn, Pb, Sb y Cd, los cuales se consideran que son aportados principalmente por procesos antropogénicos.

Factor 2 (cuadrante superior izquierdo): comprende sólo al elemento Co, el cual se presentó como contaminante en el sitio PC y es considerado de aporte geogénico. Este elemento sólo explica el 10.87% de la variabilidad (Figura 41 A). De esta forma el que este elemento no tenga ninguna correlación lineal significativa con ningún otro elemento (Figura 41 B), se atribuye a que es el único elemento sin función biológica conocida, que sin importar que esté en altas concentraciones en suelo, puede ser fácilmente excluida por *B. conferta* y ser retenido en raíz (ver figura 35).

Factor 3 (cuadrante inferior derecho): está conformado por los elementos Mn, V, Cr, Ni y Cu. De los cuales se puede decir que son elementos que no se encuentran como contaminantes en suelo y pueden ser considerados de origen geogénico principalmente. Esta agrupación se sustenta en el I_{geo} y el FBm que se obtuvo, los cuales indican que no se produce algún tipo de alteración en suelo, hoja o raíz, por parte de estos elementos. Es importante destacar que del factor 1 (cuadrante superior derecho), se puede ver que el Cd está más cercano al cuadrante inferior derecho, por lo que también pueden ser considerados elementos característicos de aportes geogénicos y no sólo de aportes antropogénicos, lo cual explica que todos los sitios tengan un suelo muy poco contaminado en Cd incluyendo los sitios que no poseen algún tipo de aporte antropogénico. Sin embargo es importante mencionar que el sitio CuaD (sitio de la descarga textil) posee la mayor concentración de Sb, dando un suelo poco contaminado por este elemento ($I_{geo}=1.0$).

Otro aspecto que se considera importante para analizar mediante la estadística, es observar la relación que se guarda entre matrices (hojas, raíces y suelo) de cada uno de los sitios en estudio (Figura 41 B). Esto se logra mediante la relación entre las concentraciones de cada elemento, las cuales pueden caer en cuatro regiones, donde los cuadrantes superiores derecho e izquierdo de la figura 41A, contendrán a los elementos considerados como contaminantes. Mientras que los cuadrantes inferiores derecho e izquierdo contendrán a los elementos considerados como no contaminantes. A su vez, estas cuatro regiones contendrán diferentes agrupaciones (clusters). Cada cluster será el promedio de las concentraciones cercanas estadísticamente de EPT's. Este análisis se realiza con la finalidad de ver que sitio tiene mayor número de matrices consideradas como afectadas (Figura 41 B).

Dentro del análisis estadístico multivariado de cluster (Fig. 41 B), se pueden observar las siguientes agrupaciones de los sitios de estudio (6 grupos):

Cluster 1: Los sitios pertenecientes a este grupo están representados por las hojas del sitio PEP y la raíz del sitio PC, y se consideran muestras con concentraciones de EPT's elevadas.

Cluster 2: se encuentran las muestras de hojas de los sitios BOX, 5M, CuaD, OA, PC y MA y la muestra de raíz del sitio BOX. Dichas muestras se pueden clasificar como muestras con concentraciones no elevadas de EPT's estadísticamente.

Cluster 3: está conformado solo por la muestra de raíz recolectada en el sitio CuaD. Al igual que el cluster anterior puede ser considerada como una muestra con concentraciones no elevadas de EPT's en general.

Cluster 4: sólo se incluyen las muestras de raíz del sitio María Alvarado (MA), las cuales se consideran como muestras con concentraciones elevadas de EPT's en general.

Cluster 5: tenemos las muestras de suelo del sitio Presa La Cañada (PC); dichas muestras se pueden considerar con EPT's elevados en general.

Cluster 6: está dado por las muestras de suelo de los sitios BOX, CuaD, OA y MA, y se consideran muestras con concentraciones elevadas de EPT's.

12. CONCLUSIONES

- La concentración de EPT's en hojas para las especies *P. virginiana* y *C. mexicana* se encuentran dentro de valores por debajo del límite tóxico, con respecto a valores teóricos.
- En general, los suelos analizados están muy poco contaminado en Zn y poco contaminados en Cd. Esto de acuerdo al valor calculado del I_{geo} .
- De acuerdo al FBm, se observa que Cd puede estarse bioacumulando en *B. conferta* en todos los sitios.
- Los elementos Mn, V, Ni, Co y Sb pueden ser elementos que no estén actuando como potencialmente tóxicos en las especies vegetales, de acuerdo al FBm. Además se puede decir que su aporte pudiera ser geogénico para el área de estudio, dado que estuvieron en concentraciones altas en los sitios sin aportes antropogénicos.
- Se observó que los elementos Cd, Cu, Zn y Ni, puede que respondan a la acidez del suelo, presentándose mayormente biodisponibles en suelos ácidos. En este estudio, el sitio PC al presentar el suelo más ácido (5.14) presentó un FBm mayor para cada uno de estos elementos con respecto a los demás sitios.
- En el sitio de la descarga textil (CuaD) se encontraron las mayores concentraciones de Zn, Pb, Cu y Cd en suelo. De acuerdo al I_{geo} , se presenta muy poca contaminación por Zn, Pb y Sb en suelo y poca contaminación por Cd. En este mismo sitio, por el valor de FBm obtenido, se observa que el Pb y el Cd pudieran estarse bioacumulando en *B. conferta* (1.15 y 1.09, respectivamente).
- Por último, se concluye que los aportes antropogénicos en general (descargas urbanas e industriales) si pueden estar influyendo en el aumento de algunos elementos en tejidos vegetales (tales como Zn, Cr, Pb, Co y Cu), por lo que dicho sitio si se considera candidato para realizar estudios futuros.

13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, M., 2007. *Determinación de metales pesados en suelos agrícolas del valle del mezquital, Hidalgo*. México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- AEFA, 2009. Clasificación del pH. *Asociación Española de Fabricantes de Agronutrientes*. Available at: <http://aefa-agronutrientes.org/glosario-de-terminos-utiles-en-agronutricion/clasificacion-del-ph> [Accessed December 9, 2015].
- Alarcón-Corredor, O.M., 2009. Los elementos traza. *Revista Médica de la Extensión Portuguesa - ULA*, 4(3), pp.107–124. Available at: <http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/31376/1/articulo3.pdf>.
- Alcalá, J.A. et al., 2009. Determinación de las concentraciones de Fe, Mn y Mg en suelo urbano: Ciudad de Chihuahua, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 5(1), pp.42–49.
- Alloway, B.J., 1995. *Heavy Metals in Soils*, Springer Science & Business Media. Available at: <https://books.google.com/books?id=CX1GwLBhkC4C&pgis=1> [Accessed August 14, 2015].
- Almeida Huaraca, M.A. & Lima Remache, G.A., 2014. *Análisis de la capacidad y tolerancia que presentan las especies forestales introducidas en suelos contaminados con Plomo y Níquel en el Parque Zonal Puertas del Sol, Distrito Metropolitano de Quito, 2014*. Universidad Politécnica Salesiana Sede Quito.
- Anon, 2012. Ciencia de la Tierra: Los suelos. Available at: <http://charliejesus.blogspot.mx/2012/06/los-suelos.html> [Accessed September 3, 2015].
- Anon, 2002. Clasificación de aguas residuales industriales. Available at: http://www.ambientum.com/revista/2002_22/CLSFFCCNG1_imprimir.htm [Accessed September 1, 2015].
- Anon, El Proceso Textil - Guía de Prevención de Riesgos Laborales. Available at: <http://www.atexga.com/prevencion/es/guia/el-proceso-textil.php> [Accessed September 2, 2015a].
- Anon, Instituto Nacional de Ecología. Available at: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/459/cap2.html> [Accessed September 1, 2015b].
- Anon, Metales pesados en suelo.
- Arellano-Aguilar, O., Ortega Elorza, L. & Gesundheit Montero, P., 2012. Estudio de la contaminación en la cuenca del río Santiago y la salud pública en la región. *Greenpeace*, p.19. Available at: http://www.greenpeace.org/mexico/global/mexico/report/2012/9/informe_toxicos_rio_santiago.pdf.
- ATSDR, 1992. Resumen de Salud Pública; Antimonio. Available at: http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs23.pdf [Accessed October 1, 2015].
- Azevedo Silveira, M.L., Ferracciú Alleoni, L.R. & Guimarães Guilherme, L.R., 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, 60(4), pp.793–806.
- Azpilicueta, C., Pena, L. & Gallego, S., 2010. Los metales y las plantas: entre la nutrición y la toxicidad. , pp.12–15. Available at: <http://www.cienciahoy.org.ar/ch/ln/hoy116/Metalesplantas.pdf> [Accessed August 14, 2015].
- Baldantoni, D. et al., 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 130(2), pp.149–56. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749104000065> [Accessed February 20, 2016].
- Basta, N.T., 2004. *Summary: Heavy Metal and Trace Element Chemistry in Residual-Treated Soil: Implications on Metal Bioavailability and Sustainable Land Application*, Florida.
- Bautista Zúñiga, F., 1999. *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados, Volume 1*, México: UADY. Available at: <https://books.google.com/books?id=yE2Jq3z7ex4C&pgis=1> [Accessed August 9, 2015].
- Bonanno, G. & Lo Giudice, R., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, 10(3), pp.639–

645. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X09001885> [Accessed January 9, 2016].
- Bragato, C. et al., 2009. Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. *Desalination*, 246(1-3), pp.35–44. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916409004184> [Accessed January 9, 2016].
- Brown, R.J.C. et al., 2014. UK concentrations of chromium and chromium (VI), measured as water soluble chromium, in PM10. *Atmospheric Environment*, 99, pp.385–391.
- Broyles, P.J. & Row, J.M., *Chokecherry: Prunus virginiana L.*, Available at: http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_prvi.pdf [Accessed October 1, 2015].
- Calero Díaz, S. et al., 2013. Revista de Química de la Universidad Pablo de Olavide. , p.212. Available at: https://www.upo.es/moleqla/export/sites/moleqla/documentos/numero_9.pdf#page=70 [Accessed March 8, 2016].
- Campos, M.L. et al., 2003. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de arsênio em latossolos Brasileiros. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 38(6), pp.737–745.
- Castañé, P. et al., 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Toxicol*, 20, pp.13–18. Available at: <file:///C:/Users/karlapaola/Downloads/239-523-1-SM.pdf>.
- Cejudo-Ruíz, R. et al., 2015. Correlación entre elementos potencialmente tóxicos y propiedades magnéticas en suelos de la Ciudad de México para la identificación de sitios contaminados : definición de umbrales magnéticos. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), pp.50–61.
- CEPANAF, 2014. *ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DEL ESTADO DE MÉXICO*, México: Gobierno del Estado de México.
- CONAGUA, 2014. *Atlas del agua en México 2014*, México.
- Curiel Acosta, E., Rodriguez Curiel, C. & Rodriguez Curiel, E., Tejocote: (hawthorn, *Crataegus mexicana*). Available at: <http://herbolaria.altervista.org/plantas/tejocote.html> [Accessed October 1, 2015].
- Diez Lázaro, J., 2008. *Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas.*, Universidad de Santiago de Compostela. Available at: <https://books.google.com/books?id=Epe1R7qLn9oC&pgis=1> [Accessed September 14, 2015].
- Dominguez Lopez, M., 2002. *Comparación de la actividad herbicida de dos especies de la familia Asteraceae; Baccharis salicifolia y Baccharis conferta.* México D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México. Available at: <http://132.248.9.195/ppt2002/0308957/Index.html>.
- Echeverria, J.C. et al., 1998. Competitive sorption of heavy metal by soils. Isotherms and fractional factorial experiments. *Environmental Pollution*, 101, pp.275–284.
- Edward, F., 2014. Metales Tóxicos: Los Peligros para la Salud del Cobalto. Available at: <http://www.globalhealingcenter.net/salud-natural/peligros-del-cobalto.html> [Accessed October 1, 2015].
- Ernst, W.H. O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*, 11, pp.163–167.
- Evans, L.J., 1989. Chemistry of metal retention by soils Several processes are explained. *Environ. Sci. Technol*, 23(9), pp.1046–1056.
- Figueruelo, J.E. & Dávila, M.M., 2004. *Química física del ambiente y de los procesos medioambientales*, México: Reverte. Available at: <https://books.google.com/books?id=aVq87XOwWH4C&pgis=1> [Accessed August 14, 2015].
- García M., R., Estado de México - Morelos. *Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México*. Available at: <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM15mexico/municipios/15056a.html> [Accessed August 12, 2015].

- García-Aragón, J.A. et al., 2013. Modelo del transporte y deposición de Fe y Mn en el curso alto del río Lerma. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 14(3), pp.355–367.
- Ginez Hernández, M., 2015. *Cuantificación de elementos potencialmente tóxicos en Buddleia cordata, Arroyo la Loma, Estado de México*. Instituto Tecnológico de Tehuacán Puebla.
- González Guadarrama, M. de J., 2014. *Evaluación de metales pesados en sedimento del lago de Chapala*. México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- González, M.D., Grimaldo, J.O. & Cervantes, D.L., 2008. Los elementos potencialmente tóxicos en las plantas de manglar: una revisión de los mecanismos de tolerancia involucrados. *Interciencia*, (0378-1844).
- González-Mendoza, D., Juárez Onécimo, G. & Díaz Cervantes, L., 2008. Los elementos potencialmente tóxicos en las plantas de manglar: Una revisión de los mecanismos de tolerancia involucrados. *Interciencia*, 33(11), pp.817–820.
- Gorsuch, R., 1983. Factor Analysis. In *Factor Analysis*. LEA.
- Guzmán, J., 2010. *Evaluación de la contaminación atmosférica por metales pesados en la zona urbana de la Ciudad de México, usando Ficus benjamina como biomonitor*. México D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hernandez, E., Gonzales, G. & Morton, O., 2004. *Manual de preparación de muestras para análisis por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS)*, México.
- Hernández, E.M., 2013. *Procesos De Estabilización De Residuos Generados En La Industria Textil En Colombia Mediante Lodos Activados*, Colombia.
- Illera, V., Walter, I. & Cala, V., 2001. Niveles de metales pesados en Thymus zygis desarrollado en suelos enmendados con residuos orgánicos urbanos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 17(4), pp.179–186.
- INEGI, 2004. *Guía para la Interpretación de Cartografía Edafología* INEGI, ed., México. Available at: <http://www.inegi.org.mx/inegi/SPC/doc/INTERNET/EdafIII.pdf>.
- Jiménez Esponda, U., 2014. Tejocote, un fruto poco valorado. Available at: <http://www.ucsj.edu.mx/claustromia/index.php/fichas-gastronomicas/159-tejocote-un-fruto-poco-valorado> [Accessed October 1, 2015].
- Jimenez Verdesoto, D.B., 2012. *Cuantificación de metales pesados (Cadmio, Cromo, Níquel y Plomo), en agua superficial, sedimentos y organismos, (Crassostrea columbiensis) Ostión de Mangle en el puente Portete del estero salado (Guayaquil)*. Guayaquil-Ecuador: Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales.
- Jiménez, M. & Kuhn, G., 2009. *Toxicología fundamental*, Ediciones Díaz de Santos. Available at: <https://books.google.com/books?id=WheuVgivN6wC&pgis=1> [Accessed September 28, 2015].
- Jin-Seok, B., Harold S., F. & Sung Dong, K., 2006. Influences of new azo dyes to the aquatic ecosystem. *Fibers and Polymers*, 7(1), pp.30–35.
- Kabata-Pendias, A., 2011. *Trace elements in soils and plants* 4th ed., USA: Taylor and Francis Group. Available at: <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=Nowwb0xI9fYC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Trace+Elements+in+Soils+and+Plants&ots=JHbMeb6awr&sig=mgHuQeRhLILYYzMwQS7C1NvVhQg>.
- Krishnamurti, G.S.R. et al., 1997. Kinetics of Cadmium Release from Soils as Influenced by Organic Acids: Implication in Cadmium Availability. *Journal of Environment Quality*, 26, pp.271–277. Available at: <file:///C:/Users/posgrauer/Downloads/jeq-26-1-JEQ0260010271.pdf>.
- Linsinger, T.P.J. & Josephs, R.D., 2006. Limitations of the application of the Horwitz equation. *Trends in Analytical Chemistry*, 25(11), pp.1125–1130.
- Litter, M.I., Armienta, M.A. & Farías, S.S., 2009. Metodologías Analíticas para la deteminación y especiación de arsenico en aguas y suelos. CYTED, ed. *IBEROARSEN*, p.240. Available at: http://paginas.fe.up.pt/~cigar/html/documents/Monografia2_000.pdf.

- Lockuán Lavado, F.E., 2012. *La industria textil y su control de calidad. Tejeduría* 2nd ed., Fidel Lockuán. Available at: <https://books.google.com/books?id=ImHP7oAunq8C&pgis=1> [Accessed September 2, 2015].
- López Domínguez, M.G., 2009. *Distribución y fitodisponibilidad de metales pesados (Sb, Hg, As) en los jales de la mina de antimonio de Wadley, estado de San Luis Potosí*. México: Universidad Nacional Autónoma de México. Available at: http://www.geociencias.unam.mx/geociencias/posgrado/tesis/maestria/lopez_dgz_gpe.pdf.
- Lozano-Rivas, W.A., 2012. Lección 1. Origen y características de las aguas residuales. Available at: http://datateca.unad.edu.co/contenidos/358039/ContenidoLinea/leccion_1_origen_y_caracteristicas_de_las_aguas_residuales.html [Accessed August 16, 2015].
- M. Hansen, A., León Zavala, A. & Bravo-Inclán, L.A., 1995. Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *ResearchGate*, 10, pp.55–69.
- Maldonado, 2012. El Proceso del teñido de telas. Available at: <http://www.tintoreriamaldonado.com/blog/el-proceso-del-tenido-de-telas> [Accessed September 3, 2015].
- MASIL, Residuos Industriales. Available at: <http://www.ingenieroambiental.com/?pagina=902> [Accessed August 14, 2015].
- McBride, M.B., 1995. Toxic Metal Accumulation from Agricultural Use of Sludge: Are USEPA Regulations Protective? *Journal of Environment Quality*, 24, pp.5–18.
- Mcbridea, M., Sauvea, S. & Hendershotb, W., 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48, pp.337–346.
- McKone, T.E. & Maddalena, R.L., 2007. *Plant uptake of organic pollutants from soil: bioconcentration estimates based on models and experiments.*, USA, California.
- Mendoza-González, D. & Zapata-Pérez, O., 2008. Mecanismos de tolerancia a Elementos Potencialmente Tóxicos en Plantas. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*, 82, pp.53–61.
- Miliarium Aureum, S.L., 2004. Contaminantes típicos del agua. *Miliarium Aureum, S.L.* Available at: <http://www.miliarium.com/Paginas/Prontu/Tablas/Aguas/ContaminantesAgua.htm#Metales> [Accessed November 18, 2015].
- Miller, E.K. & Friedland, A.J., 1994. Lead Migration in Forest Soils: Response to Changing Atmospheric Inputs. *Environ. Sci. Technol*, 28, pp.662–669.
- Miller, W.P., Martens, D.C. & Zelazny, L.W., 1987. Short-term Transformations of Copper in Copper-amended Soils. *Journal of Environment Quality*, 16, pp.176 – 180.
- Miras, J.J.R., 2009. *Estudio de la contaminación por metales pesados y otros procesos de degradación química en los suelos en los invernaderos del poniente almeriense.*, España: Universidad Almería. Available at: <https://books.google.com/books?id=EaxMAQAAQBAJ&pgis=1> [Accessed August 14, 2015].
- Moreira Silva, C., 2004. *Adsorcao competitiva de Cádmiio, Cobre, Níquel e Zinco em solos*. Brasil: Universidade de Sao Paulo. Available at: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-11112004-144415/pt-br.php>.
- Moreno Herrera, G., 2004. *Análisis de elementos potencialmente tóxicos para plantas en suelos de Guasave y su correlación con las micorrizas arbusculares (Tesis Maestría)*. Guasave Sinaloa, México: Instituto Politécnico Nacional.
- Mori C., M. et al., 2013. Estudio cinético e isotérmico de la Biosorción de Zinc (II) Y Cadmio (II) para un sistema Monometálico-Bimetálico por *Undaria pinnatifida* sp. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 16(2), pp.39–46. Available at: <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/quim/article/view/6592> [Accessed March 8, 2016].
- Müller, G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau*. Available at: https://scholar.google.com.mx/scholar?q=schwermetalle+in+den+sedimentes+des+rheins+1979&btnG=&hl=es&as_sdt=0%2C5#0 [Accessed March 14, 2016].

- Nanos, N. & Rodríguez Martín, J.A., 2012. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: Spatial variability in the Duero river basin (Spain). *Geoderma*, 189-190, pp.554–562. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706112002418> [Accessed December 27, 2015].
- Navarro-Aviñó, J.P., Aguilar Alonso, I. & López-Moya, J.R., 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16(2), pp.10–25.
- De Nicola, F. et al., 2015. Distribution of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in holm oak plant–soil system evaluated along urbanization gradients. *Chemosphere*, 134, pp.91–97.
- Ohgami, N. et al., 2012. Exposure to low-dose barium by drinking water causes hearing loss in mice. *NeuroToxicology*, 33, pp.1276–1283.
- Olivares Díaz, D., 2008. *Especiación Química de Antimonio en suelos y vestales por HPLC-HG-AFS, con reducción en línea empenado L-Cisteina, traslocación de especies desde suelos a vegetales de consumo humano*. Chile: Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Available at: <http://www.conicyt.cl/bases/catalogo/tesis/html/3/0943.html> [Accessed December 9, 2015].
- Ortiz Castro, R. et al., 2003. *Efecto del Cromo (VI) en el desarrollo de la raíz en plantas de Arabidopsis thaliana*, México. Available at: <http://www.smb.org.mx/smb-anterior/XXVICONGRESO/text/Carteles/Miercoles/Mi012.pdf>.
- Orvay, F.C., 1993. *Acuicultura marina: fundamentos biológicos y tecnología de la producción*, México: Edicions Universitat Barcelona. Available at: <https://books.google.com/books?id=hjwMNMgh1cQC&pgis=1> [Accessed August 14, 2015].
- Pevery, J.H., Surface, J.M. & Wang, T., 1995. Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 5(1), pp.21–35. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/092585749500018E> [Accessed February 20, 2016].
- Prasad, M.N.V., 2004. *Heavy Metal Stress in Plants: From Biomolecules to Ecosystems*, Springer Science & Business Media. Available at: <https://books.google.com/books?id=LmjqrKXXP1cC&pgis=1> [Accessed August 14, 2015].
- Prieto Méndez, J., Gonzáles Ramirez, C., et al., 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelo y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, pp.29–44.
- Prieto Méndez, J., González Ramírez, C.A., et al., 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelo y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, pp.29–44.
- PROMIX, 2015. La función del cobre en el cultivo de plantas. Available at: <http://www.pthorticulture.com/es/centro-de-formacion/la-funcion-del-cobre-en-el-cultivo-de-plantas/> [Accessed November 18, 2015].
- Puga, S. et al., 2006. Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de Jales. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 22(2), pp.75–82.
- Raven, P.H., Evert, R.F. & Eichhorn, S.E., 1992. *Biología de las plantas, Volume 2*, Reverte. Available at: <https://books.google.com/books?id=xvNd3udrh1YC&pgis=1> [Accessed September 12, 2015].
- Reichman, S.M., 2000. *The Responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc*, Australia: Australian Minerals and Energy Environment Foundation.
- Rieuwerts, J.S. et al., 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 10(2), pp.61–75. Available at: <http://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=tcsb20>.
- Rudnick, R.L. & Gao, S., 2003. Composition of the Continental Crust. *Treatise on Geochemistry*, 3, pp.1–64.
- Sabath, E. & Robles-Osorio, M.L., 2012. Medio ambiente y riñón: Nefrotoxicidad por metales pesados. *Nefrología*, 32(3), pp.279–286.
- Sael Sánchez, E., 2008. *Especies vegetales y microorganismos rizosféricos tolerantes a metales pesados de un ecosistema contaminado*. La Habana: UNAH. Available at: <http://es.scribd.com/doc/127283948/Tesis-Normal#scribd>.

- Sajwan, K.S. & Lindsay, W.L., 1986. Effects of Redox on Zinc Deficiency in Paddy Rice. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, pp.1264–1269.
- Sánchez Ortiz, K.A. & Sánchez Melo, L.M., 2009. *Determinación de la concentración de inhibición media (CE50-120), del Bario, Hierro y Manganeso mediante bioensayos de toxicidad acuática sobre semillas de lechuga (Lactuca sativa L.)*. Bogotá D.C.: Universidad de La Salle.
- SCFI, 2011. *NORMA MEXICANA NMX-AA-008-SCFI-2011 ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DEL PH - MÉTODO DE PRUEBA- (CANCELA A LA NMX-AA-008- SCFI-2000)*., México.
- SECOFI, 1992. *NMX-AA-15-1985. Protección al ambiente - Contaminación del suelo - Residuos solidos municipales - Muestreo - Método de cuarteo*, México: UNINET.
- Semarnat, 2003. Nom-002-Semanart-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Available at: <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/Ecolok.pdf>.
- SEMARNAT, 2002. *NOM-021-SEMARNAT-2000*, México: Diario Oficiela de la Federación. Available at: <http://www.itsguasave.edu.mx/SGA/LEGISLACION/NOM-021-SEMARNAT-2000.pdf>.
- Skartepiuzero, Desengomado Textil. Available at: <http://www.buenastareas.com/ensayos/Desengomado-Textil/7473039.html> [Accessed September 2, 2015].
- Taiz, L. & Zeiger, E., 2006. *Fisiología vegetal*, Universitat Jaume I. Available at: <https://books.google.com/books?id=7QIbYg-OC5AC&pgis=1> [Accessed September 12, 2015].
- Universidad de Oviedo, 2014. Correlación de Pearson (formulación). Available at: http://web.archive.org/web/20140302100003/http://www.psico.uniovi.es/dpto_psicologia/metodos/tutor.6/fc ope.html [Accessed May 26, 2016].
- Volke Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J.A. & De la Rosa Pérez, D.A., 2005. *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación* Instituto Nacional de Ecología- SEMARNAT, ed., México. Available at: <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=A50ITx37ScsC&pgis=1> [Accessed February 20, 2016].
- Wenzel, W.W. & Jockwer, F., 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution*, 104, pp.145–155.
- Wishhart, M., Características del Capulín. Available at: http://www.ehowenespanol.com/caracteristicas-del-capulin-info_543394/ [Accessed October 1, 2015].

14 ANEXOS

14.1 Anexo 1: Tratamiento físico de la muestra

Lista de material para la colecta y tratamiento físico de las muestras.

- Palas de acero inoxidable
- Pinzas para podar de acero inoxidable
- Palas de plástico
- Tijeras
- Charolas de plástico
- Morteros de ágata
- Molino de bolas de porcelana
- Tamices de acero inoxidable y plástico

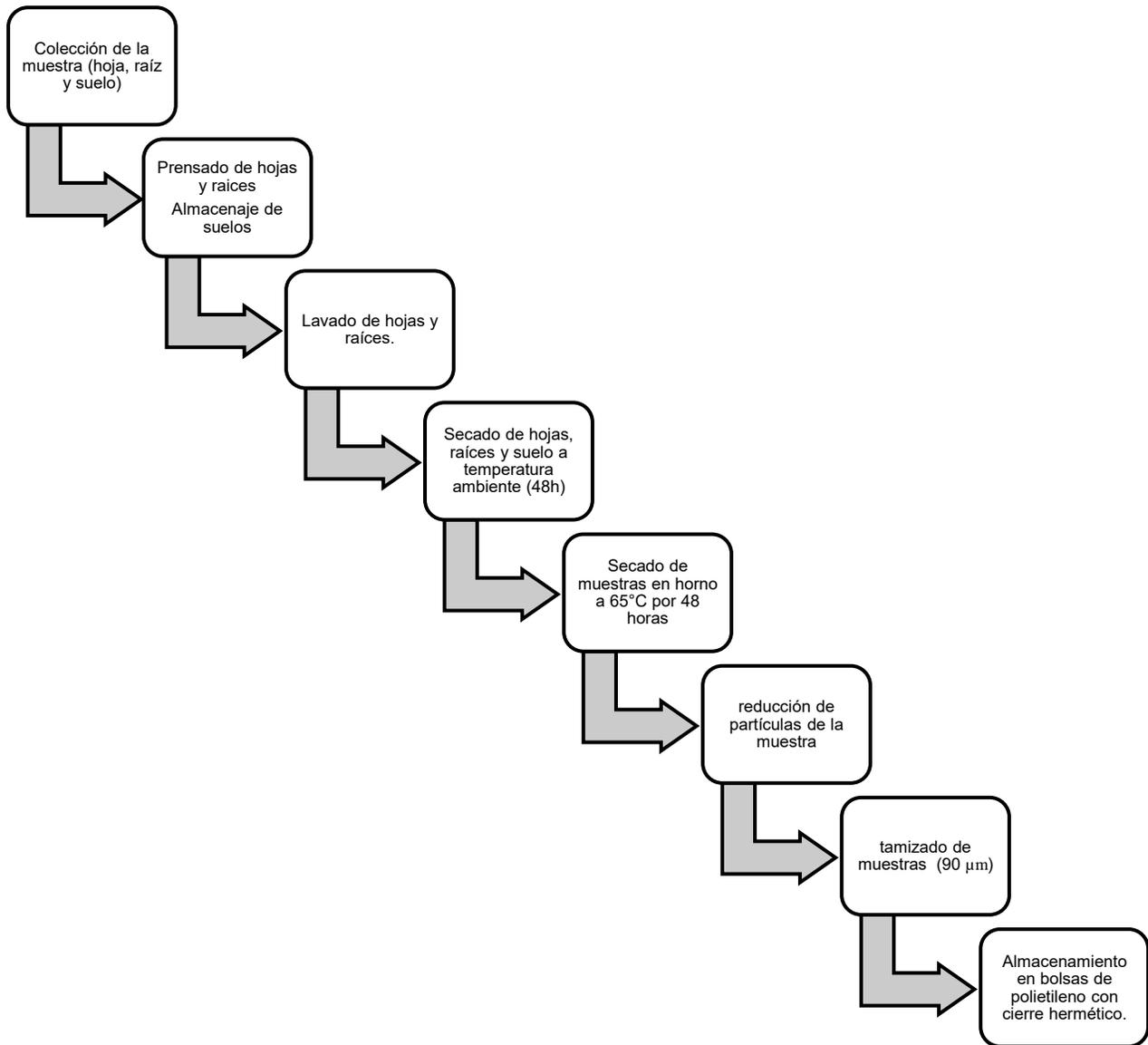


Figura 42. Procedimiento para el tratamiento físico de las muestras recolectadas de hojas, raíces y suelo.

14.2 Anexo 2: Técnica de cuarteo

El método de cuarteo según la Norma Mexicana NMX-AA-61, se realiza con el objetivo de obtener una muestra representativa del área en estudio. Para esto se toman cada una de las bolsas de polietileno conteniendo las muestras de suelo y se vacían sobre una superficie plana horizontal. El montículo formado se homogeniza con ayuda de palas de plástico perfectamente limpias.

A continuación se divide en 4 partes aproximadamente iguales 1, 2, 3 y 4 (Figura 46), y se eliminan las partes opuestas 1 y 2 ó 3 y 4, repitiendo esta operación hasta dejar un mínimo de 5 g de muestra aproximadamente, de los cuales se realizará el tratamiento físico y químico posteriormente. (SECOFI 1992)

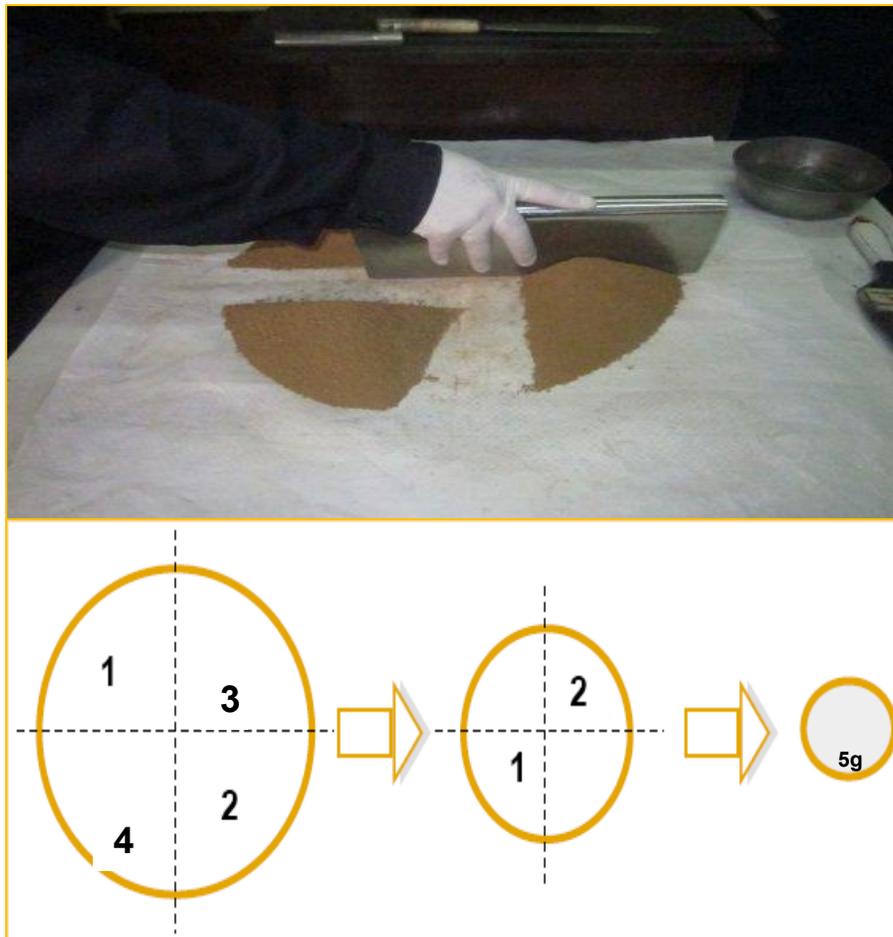


Figura 43. Técnica de cuarteo para la muestra de suelo.

14.3 Anexo 3: Técnica de ICP-MS

La técnica de Espectrometría de Masas con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS) es uno de los métodos analíticos más utilizado para estudios ambientales (muestras geológicas, aguas, plantas y relaciones isotópicas) por su nivel de sensibilidad y principalmente por su capacidad de discriminar isótopos, así como a sus bajos límites de detección.

Entre sus principales características se encuentran:

- Es multielemental, es decir que tiene la capacidad de obtener en un análisis la totalidad de los elementos químicos de la tabla periódica.
- Alta sensibilidad, analiza elementos que se encuentran en bajas concentraciones hasta $1\mu\text{g/mL}$ (Guzmán, 2010).
- Es un método analítico extremadamente rápido ya que los elementos químicos son medidos simultáneamente en un período de tiempo corto (1 a 1.5 minutos aproximado por muestra).

Fundamento teórico

El plasma es la fuente de radiación más común para la producción de iones con diferentes valores de la relación masa/carga (m/z) a partir de un flujo de iones gaseosos (Guzmán, 2010). El plasma inductivamente acoplado tiene como finalidad deshidratar la muestra, atomizarla (romper su estructura molecular), excitar los átomos presentes y por último ionizarlos; esto se logra gracias a las temperaturas de 6000 a 8000 K que alcanzan este tipo de plasmas (Litter et al., 2009).

Usualmente el gas plasma es una corriente de argón (gas químicamente inerte con alto potencial de ionización de 15.76 eV) el cual es energizado, mediante la aplicación de campos magnéticos de alta frecuencia (radiofrecuencia). La ionización térmica es inducida por la

colisión entre los iones, átomos y electrones libres en el plasma (Guzmán, 2010). Una vez atomizados los analitos de interés, la ionización puede ocurrir por varios procesos (Figura 44)

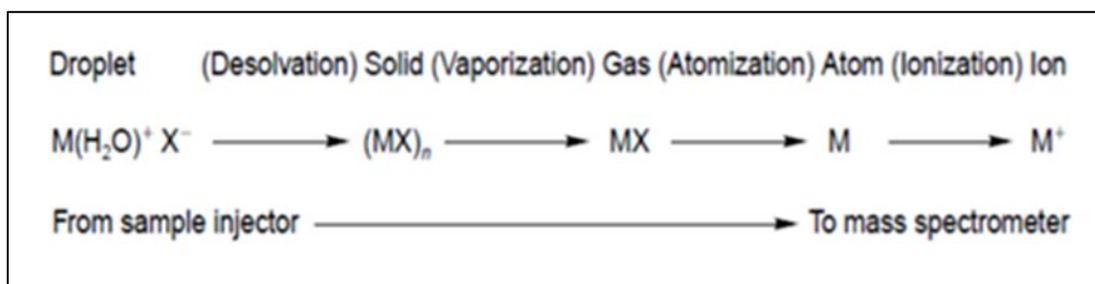


Figura 44. Proceso de la muestra en ICP-MS, desde su introducción hasta la ionización de ésta.

Descripción General del ICP-MS

A continuación se explicará el funcionamiento específicamente del equipo Thermo Scientific ICAP Q (Figura 45), el cual fue utilizado para cuantificar los analitos de interés en las muestras correspondientes a este estudio; el esquema general se muestra en la figura 47. El instrumento ICAP Q puede ser dividido en cuatro componentes principales.



Figura 45. Equipo Thermo Scientific ICAP Q del laboratorio de ICP-MS del Instituto de Geofísica de la UNAM.

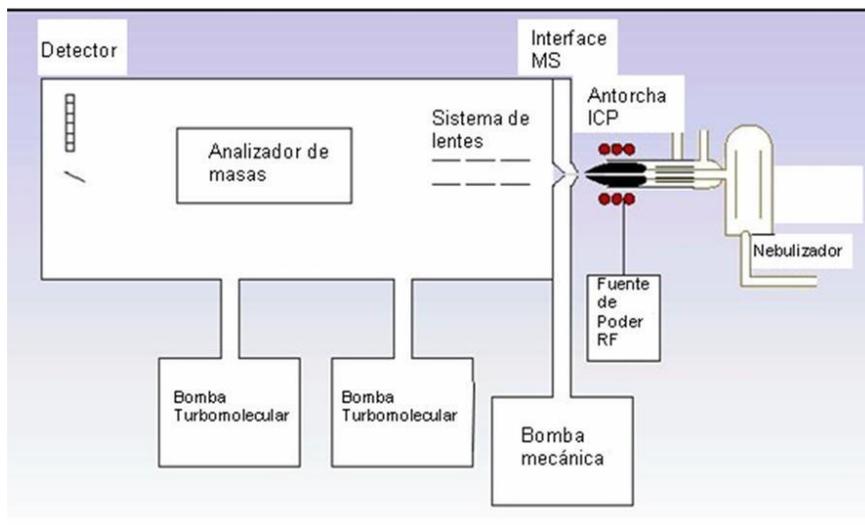


Figura 46. Esquema general de un espectrómetro de masas acoplado inductivamente (Guzmán, 2010).

a) Introducción de la muestra

Este componente consta de las siguientes partes: bomba peristáltica o mecánica, nebulizador, cámara de spray de enfriamiento y la antorcha con el inyector (Figura 47).

La bomba peristáltica tiene la función de pasar la muestra líquida del recipiente al nebulizador, donde se genera la muestra en aerosol. La nebulización de la disolución es el medio más común para la introducción de la muestra en el equipo del ICP-MS. En la cámara de spray se filtran gotas de aerosol producidas por el nebulizador para mejorar la estabilidad de la señal y evitar la formación de óxido e hidróxidos del analito. En la antorcha (Figura 47) pasa el gas a través del tubo exterior que es el que da la forma y cubre al plasma de temperaturas altas.



Figura 47. Antorcha generada dentro del Equipo Thermo Scientific ICAP Q (Hernández et al. 2004).

b) Interfase (generación de iones)

La interfase es la región donde los iones generados en el plasma son transferidos desde la presión atmosférica a la región del vacío e introducidos al espectrómetro de masas como un rayo de iones. En la interfase interviene el cono muestreador (Figura 48), el cual introduce los iones desde el plasma dentro de la primera etapa de vacío (interfase de vacío) y el cono separador, que admite los iones en el espectrómetro de masas.

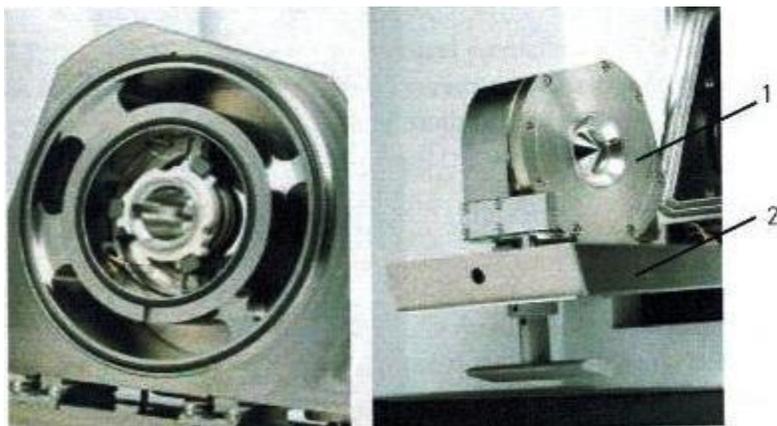


Figura 48. Interfase con lentes de extracción y conos. (1= bloque de interfase, 2=puerta del plasma) (Hernández et al., 2004).

c) Óptica iónica

En este componente, los iones extraídos desde la interfase son acelerados hacia los lentes, los cuales desvían a los iones analitos en un ángulo de 90° antes de que entren a la celda Qcell (Figura 49). Los lentes garantizan que las partículas neutras provenientes del plasma atraviesen directamente, sin interactuar con la superficie de éstos.

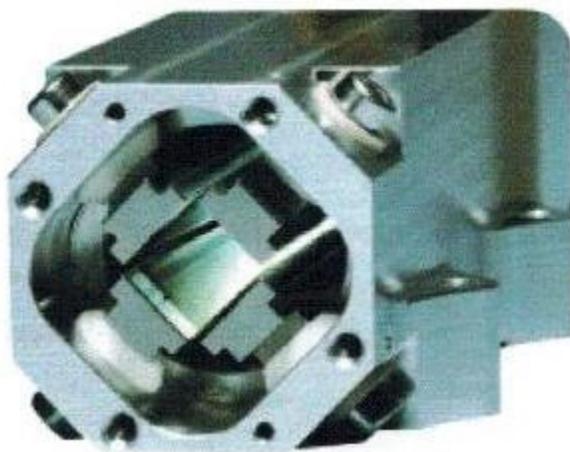


Figura 49: Celda de colisión Qcell (Hernández et al., 2004).

Los lentes de extracción, los cuales enfocan y aceleran los iones desde el cono separador hacia a la región intermedia del vacío del analizador, tiene la función de:

- Realignar los iones para obtener un rayo colineal
- Filtración eficiente de los iones y la transmisión al filtro del cuadrupolo.
- Atrapar los fotones emitidos por el plasma para la supresión de la contribución del ruido que éstos pueden causar si llegan al detector (Guzmán, 2010).

d) Analizador de masas

Consta de cuadrupolo y un detector (Figura 50). El cuadrupolo es una celda de colisión por donde pasan y filtran los iones de una masa específica, y mantiene los iones en el eje del rayo

mediante una guía de campo. En el detector, los iones transmitidos a través del cuadrupolo son finalmente transferidos hacia el multiplicador de electrones secundarios y detectados (Figura 51).

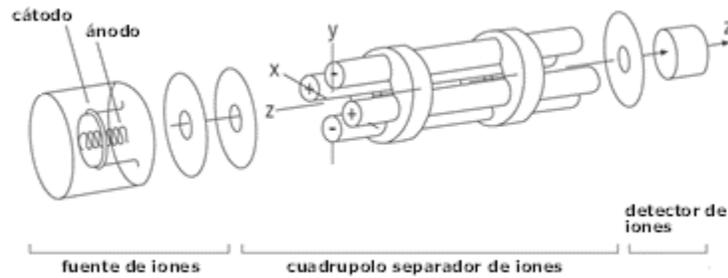


Figura 50. Esquema del cuadrupolo y detector de iones

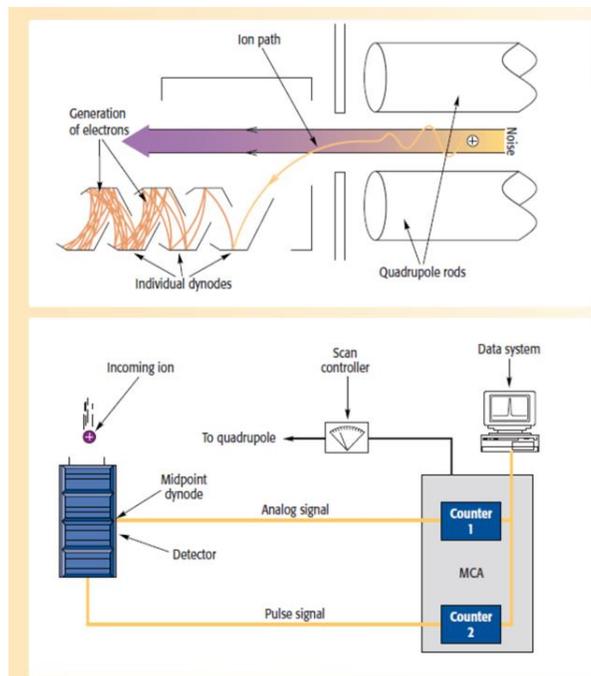


Figura 51. Multiplicador de electrones secundarios y detector de ICP-MS.

14.4. Anexo4: Evaluación de la exactitud y precisión del método.

Durante el análisis de las muestras en estudio, se realizó también el análisis de estándares de referencia certificados. Y se determinó el coeficiente de variación (CV) y el criterio de Horwitz (Tablas 19 y 20).

Parámetro	Definición	Estadígrafo
Límite de detección	Es la concentración más pequeña que puede ser reportada como presente en una muestra.	$L_D = Y_{10} + 3(S_{10})$ <p>Blanco= Y_n Desviación estándar del blanco=S_n Siendo n el número de veces que se repite la medida</p>
Promedio	También conocida como media aritmética, que es la suma de todas las medidas divididas por el número de medidas.	$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n}$
Precisión	También conocida como Desviación Estándar. La cual es una medida del grado de dispersión de los datos con respecto al valor promedio.	$s = \sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2 / (n - 1)}$
Exactitud	Expresa la cercanía de un resultado al valor verdadero. Los términos de exactitud se pueden expresar en términos de error relativo promedio o % error.	$\%E = \frac{(\text{Valor Obtenido} - \text{Valor certificado Teórico})}{\text{Valor certificado teórico}} * 100$
Repetibilidad de la desviación estándar dentro de laboratorios (RDEr).	Es un cálculo estadístico de la Repetibilidad propuesto por Horwitz, donde considera la concentración de las muestras analizadas.	$RDEr = 2^{(1-0.5 \log C)}$ <p>Donde C se refiere a la concentración porcentual calculada (%g/g)</p>
Reproducibilidad	Cercanía entre los resultados de las mediciones de la misma magnitud por medir, efectuada bajo condiciones de medición diferentes.	$CV = \frac{s}{\bar{X}} * 100$
Valor de Horwitz (VH)	Es la RDEr multiplicada por sus dos terceras partes, como el rango aceptable propuesto por Horwitz.	$VH = RDEr * 0.67$

Tabla 19: Parámetros para la evaluación del análisis estadístico (Linsinger & Josephs, 2006) (Ginez-Hernández, 2015).

Tabla 20: Resultados de la validación de Materiales de referencia certificados. Valor certificado y obtenido (mg/kg).

MRC	Elemento	Límite de Detección	Valor certificado (mgkg ⁻¹)	Valor Obtenido (mgkg ⁻¹)		Promedio (mgkg ⁻¹)	Desviación Estándar	%E	Coeficiente de Variación	%Recobro	Concentración en fracción %g/g	DERr= 2 ^{1-(1-0.5logC)}	Valor de Horwitz DERr*0.67	Criterio (CV<Valor de Horwitz)
				(n=2)										
				Muestra 1	Muestra 2									
Hojas MRC 1547	Mn	0.05	98	106.47	106.92	106.70	0.32	8.9	0.30	108.9	0.010670	3.96	2.65	acceptable
	Zn	3.317	17.9	12.52	11.64	12.08	0.63	32.5	5.18	67.5	0.001208	5.50	3.68	no
	V	0.016	0.37	0.35	0.34	0.34	0.00	7.1	1.21	92.9	0.000034	9.39	6.29	acceptable
	Cr	0.046	1	0.76	0.77	0.76	0.00	23.5	0.08	76.5	0.000076	8.33	5.58	acceptable
	Ni	0.279	0.69	0.41	0.45	0.43	0.03	38.2	6.70	61.8	0.000043	9.09	6.09	no
	Co	0.012	0.07	0.06	0.06	0.06	0.00	14.3	0.00	85.7	0.000006	12.22	8.19	acceptable
	Pb	0.026	0.87	0.69	0.57	0.63	0.09	27.8	13.71	72.2	0.000063	8.58	5.75	no
	Cu	0.066	3.7	3.44	3.52	3.48	0.06	5.8	1.65	94.2	0.000348	6.63	4.44	acceptable
	Sb	0.025	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	63.0	0.00	37.0	0.000001	16.74	11.22	no
	Cd	0.035	0.026	0.02	0.02	0.02	0.00	4.8	0.29	95.2	0.000002	13.96	9.35	no
Sedimento MRC 2709a MRC 8704	Mn	0.05	529	412.05	430.62	421.34	13.13	20.4	3.12	79.6	0.042134	3.22	2.16	no
	Zn	3.317	103	55.67	54.11	54.89	1.10	46.7	2.01	53.3	0.005489	4.38	2.93	acceptable
	V	0.016	110	90.02	87.69	88.86	1.65	19.2	1.85	80.8	0.008886	4.07	2.73	acceptable
	Cr	0.046	130	88.80	91.01	89.90	1.56	30.8	1.74	69.2	0.008990	4.06	2.72	acceptable
	Co	0.012	12.8	9.48	9.13	9.31	0.25	27.3	2.65	72.7	0.000931	5.72	3.83	acceptable
	Cu	0.066	33.9	21.20	20.71	20.96	0.35	38.2	1.66	61.8	0.002096	5.06	3.39	acceptable
	Mn	0.05	544	501.27	465.45	483.36	25.33	11.1	5.24	88.9	0.048336	3.16	2.11	no
	Ni	0.279	42.9	28.67	27.06	27.87	1.14	35.0	4.09	65.0	0.002787	4.85	3.25	no
	Co	0.012	10.1451	10.15	9.55	9.85	0.42	2.9	4.27	97.1	0.000985	5.67	3.80	no
	Pb	0.026	150	116.33	124.24	120.28	5.59	19.8	4.65	80.2	0.012028	3.89	2.61	no
Sb	0.025	3.07	2.32	2.27	2.29	0.03	25.3	1.50	74.7	0.000229	7.06	4.73	acceptable	
Cd	0.035	2.94	2.19	2.13	2.16	0.04	26.6	1.84	73.4	0.000216	7.13	4.77	acceptable	

Sobre la base de los cálculos estadísticos obtenidos (Tabla 20), podemos observar que los elementos de Zn, Ni, Pb, Sb y Cd del MRC 1547; Mn del MRC 2709a y Mn, Ni, Co y Pb del MRC 8704 se consideran como elementos no aceptables para la validación del método. De acuerdo a los resultados arrojados en este análisis, se propone mejorar la metodología en estudios futuros, con el objeto de obtener resultados confiables. Para lo cual se propone concentrar la cantidad de materia en el caso de las hojas y mejorar el proceso de digestión para cada una de las muestras.