



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
AMBIENTAL – SUELO

Biogeoquímica del mercurio en procesos biológicos de remediación con
cuatro especies vegetales a nivel de laboratorio

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN INGENIERÍA

PRESENTA:
Héctor Daniel García Mercado

TUTOR PRINCIPAL
María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa, Facultad de Química
COMITÉ TUTORAL
Georgina Fernández Villagómez, Facultad de Ingeniería
Marco Antonio Garzón Zúñiga, IPN-CIIDIR Unidad Durango

MÉXICO, D. F. ABRIL 2016

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Marco Antonio Garzón Zúñiga
Secretario: Dra. Georgina Fernández Villagómez
1^{er} Vocal: Dra. Refugio Rodríguez Vázquez
2^o Vocal: Dra. Irene Cano Rodríguez
3^{er} Vocal: Dra. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

Lugar o lugares donde se realizó la tesis: Facultad de Química Edif. E, laboratorios 301 – 303, Ciudad Universitaria, UNAM, México D.F., México

TUTOR DE TESIS:

NOMBRE

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecer a mi familia por el apoyo brindado durante este tiempo. A mi madre, por la vida; a mi papá Gil, a mi hermana (Brenda), Tonhatuh, Amalí y Brendita por todos sus consejos y cariño durante este período.

Se agradece, por la beca brindada, a la CEP-UNAM durante los primeros 5 semestres y al CONACyT por los últimos 3 semestres. Al PAPIIME-UNAM (claves EN103704, PE101709 y PE100514) y al PAIP-UNAM (clave 50009067) por el apoyo económico para los materiales, consumibles y reactivos utilizados en la presente investigación.

A mi Comité Tutorial (Dra. Durán-Domínguez, Dra. Fernández-Villagómez y Dr. Garzón-Zúñiga) que estuvo apoyándome constantemente para la mejora del proyecto y con sus sabios consejos para buscar las soluciones a las dificultades que se presentaron. También, para la Dra. Cano-Rodríguez por sus palabras de aliento y su apoyo en la redacción del trabajo final.

A mis amigos(as) que conocí durante toda mi estancia universitaria porque siempre han estado ahí para hacerme reflexionar, mejorar como ser humano y pasar momentos inolvidables.

A mis compañeros(as) y amigos(as) que conocí en el laboratorio 301-303 del Edif. E de la Facultad de Química, personal académico, laboratoristas, secretarías, etc. que me apoyaron con su amistad, conocimiento técnico, académico y/o administrativo.

A la SEMARNAT-Querétaro Dr. Gerardo Serrato-Ángeles y al Sr. Eduardo Sarmiento Aguilar, así como, a Sr. Jesús Mota y Jesús Hernández Aguas del Ayuntamiento del Municipio de Pinal de Amoles, Querétaro, México por el apoyo brindado para el transporte y muestreo de los suelos utilizados en esta investigación.

Al PEMBU-UNAM por los datos proporcionados para esta investigación.

A la Dra. Ann Cyphers, Mr. Alexander Grant y Prof. Dr. Larry Erickson por el apoyo brindado en la traducción y revisión del artículo.

A las personas que estuvieron apoyándome experimentalmente en el proyecto: Luz Galvez y Margarita Martínez por realizar su servicio social; Anna Borjóquez por ser la primera estancia de verano que dirigí; Daniela Montaña, Abigail Rodríguez, Pamela Sánchez, Eduardo Morales, Brenda Sánchez, Ixchel González y Liliana Montes por las Estancias Cortas de la

Facultad de Química realizadas y darme la oportunidad de presentarles y enseñarles la investigación.

Una mención muy especial para Rebeca Gutiérrez por todo el apoyo, tiempo y dedicación brindados en esta última fase de la obtención del grado. Sin ella, se me habría complicado más llegar a esta meta.

Por último, a una gran amiga, Belén Ramírez Gómez, que ya no está entre nosotros y que siempre estuvo alentándome, apoyándome y aconsejándome para tomar la mejor opción o decisión en mi vida. Siempre la llevaré conmigo en mi mente.

¡Gracias a todos por su gran apoyo!

*“Sólo existen dos días en el año
en los que nada puede ser hecho.
Uno se llama ayer y otro mañana.
Por lo tanto hoy es el día ideal para amar,
crecer, hacer y principalmente vivir”.*

Dalay Lama

ÍNDICE GENERAL

Capítulo		Página
	GLOSARIO	<i>i</i>
	Resumen / Abstract	1
1.	INTRODUCCIÓN	3
1.1	HIPÓTESIS	6
1.2	OBJETIVO GENERAL	6
1.3	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
1.4	ALCANCES Y LIMITACIONES	6
2.	ANTECEDENTES	8
2.1	El mercurio	8
2.1.1	Riesgo y toxicidad del mercurio	9
2.1.2	Ciclo del mercurio	11
2.1.3	Reacciones de mercurio en la atmósfera, agua y suelo	14
2.1.4	Potencial redox y pH	18
2.1.5	Países productores y usos	19
2.1.6	El mercurio y la minería	20
2.1.7	Contaminación por mercurio en México	23
2.1.7.1	Lluvia ácida y generación de lixiviados	25
2.2	Pinal de Amoles, Querétaro, México	27
2.3	Tecnologías de tratamiento de suelos	30
2.3.1	Biorremediación	33
2.3.2	Fitorremediación	34
2.3.3	Especies vegetales y microorganismos	37
2.3.3.1	<i>Typha latifolia</i>	39
2.3.3.2	<i>Phragmites australis</i>	40
2.3.3.3	<i>Cyperus odoratus</i>	40
2.3.3.4	<i>Polypogon monspeliensis</i>	41
2.3.3.5	Clasificación de plantas acumuladoras de metales	43
2.3.6	Estudios en el tratamiento biológico de mercurio	44
3.	MÉTODOS Y MATERIALES	46
3.1	Suelo: Muestreo y caracterización	46
3.1.1	Muestreo del suelo	47
3.1.2	Potencial de hidrógeno	49
3.1.3	Humedad y fracción sólida	49
3.1.4	Conductividad hidráulica	50

Capítulo		Página
3.1.5	Materia orgánica	51
3.1.6	Densidad real	53
3.1.7	Prueba de extracción de compuestos tóxicos	54
3.1.8	Prueba para realizar la extracción de metales y metaloides en jales	56
3.1.9	Potencial de neutralización	57
3.2	Reactores biológicos	58
3.3	Especies de mercurio	60
3.3.1	Mercurio total	61
3.3.2	Mercurio soluble	61
3.3.3	Mercurio elemental	61
3.3.4	Especies intercambiables	62
3.3.5	Fuertemente enlazadas	62
3.3.6	Orgánicas	62
3.3.7	Sulfuros	63
3.3.8	Residual	63
3.4	Agua: Determinación de parámetros	63
3.4.1	Potencial de hidrógeno	63
3.4.2	Conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales	64
3.4.3	Potencial de óxido-reducción (Eh)	64
3.4.4	Disolución nutritiva	65
3.4.5	Metales (mercurio)	65
3.5	Especie vegetal	66
3.5.1	Secado	66
3.5.2	Digestión	67
3.6	Diseño experimental	67
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	70
4.1	Caracterización de los dos suelos	70
4.1.1	Muestreo de los dos suelos	70
4.1.2	Potencial de hidrógeno	70
4.1.3	Contenido de humedad	71
4.1.4	Conductividad hidráulica	72
4.1.5	Contenido de materia orgánica	73
4.1.6	Densidad real	73
4.1.7	Especiación de mercurio en los suelos en estudio	74
4.1.8	Prueba de extracción de compuestos tóxicos según la normativa	76

Capítulo	Página
	señalada en el diario oficial (DOF, 2008)
4.1.9	Prueba de extracción de metales y metaloides en jales según la normativa señalada en el diario oficial (DOF, 2003) 76
4.1.10	Poder de neutralización 77
4.2	Datos obtenidos de los reactores 77
4.3	Reactores inundados 76
4.3.1	Seguimiento de parámetros de comportamiento en los reactores inundados 79
4.3.1.1	Potencial de hidrógeno 79
4.3.1.2	Conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y salinidad 80
4.3.1.3	Potencial oxidación-reducción, Eh 82
4.3.2	Reactores inundados: Mercurio y sus especies 83
4.4	Reactores terrestres. Determinación de parámetros 89
4.4.1	Seguimiento de parámetros de comportamiento en los reactores terrestres 89
4.4.1.1	Potencial de hidrógeno 89
4.4.1.2	Potencial de oxidación-reducción, Eh 89
4.4.2	Reactores terrestres: Mercurio y sus especies 90
4.5	Especies vegetales 97
4.6	Análisis estadístico 100
4.7	Destinos ambientales del mercurio 104
4.7.1	Reactores inundados 105
4.7.2	Reactores terrestres 107
5.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 111
5.1	Conclusiones 111
5.2	Recomendaciones 112
Anexos	I. Datos experimentales completos 114
	II. Análisis estadísticos 140
	III. Acervo fotográfico 145
	IV. Disposición controlada de los residuos producidos en esta investigación 149
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 151
	PRODUCTOS DE LA INVESTIGACIÓN 161
	Premios 161
	Publicaciones enviadas a revistas indizadas 161
	Presentaciones en eventos internacionales de pares 161

Capítulo	Página
Publicaciones en memorias de eventos internacionales de pares	162
Presentaciones en eventos de pares nacionales	163
Publicaciones en eventos de pares nacionales	163

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1 Proceso de metabolización del Hg (Doadrio, 2004)	10
Figura 2.2 Ciclo del mercurio (Ariya <i>et al.</i> , 2009)	12
Figura 2.3 Ciclo biogeoquímico del mercurio. b (procesos bacterianos); Tb (Thiobacilli); mg (metanogenos); CO/CI (complejos orgánicos e inorgánicos); CB (cinabrio) (Castillo y Roldán, 2005)	13
Figura 2.4 Reacciones de transformación de mercurio en suelos: a) oxidación; b) Reducción de Hg o S; c) metilación por los microorganismos; d) hidrólisis, y; e) precipitación (Universidad de Córdoba, 2008)	17
Figura 2.5 Diagramas de Pourbaix para mercurio: a) Hg (II) a 1.5×10^{-6} , Cl_{TOT} de 7×10^{-4} y S_{TOT} de 2.5×10^{-4} mol/dm ³ y 11°C; b) Sistema Hg-O-H-S-Cl a 25°C y 1 atm contenido de Hg a 10^{-8} , $Cl^{3.5}$ y S 10^{-3} (Lechler, 1999; Schöndorf, 1999)	19
Figura 2.6 Esquema de uno de los sistemas primitivos de metalurgia del cinabrio (Higueras <i>et al.</i> , 2007)	21
Figura 2.7 Ubicación geográfica de Pinal de Amoles, Querétaro (Servicio Geológico Mexicano, 2010b)	27
Figura 2.8 Relieve de Pinal de Amoles, Querétaro (INEGI, 2005)	28
Figura 2.9 Regiones mineras del estado de Querétaro (Servicio Geológico Mexicano, 2010b)	29
Figura 2.10 Distribución de los Distritos mineros metálicos y explotación de sustancias metálicas (Servicio Geológico Mexicano, 2010b)	30
Figura 2.11 Mecanismos de extracción de mercurio en suelos (Hempel y Thoeming, 1999)	33
Figura 2.12 Esquema general de remediación en suelo de iones metálicos con un proceso natural de fitorremediación (Sierra-Villagrana, 2006)	36
Figura 2.13 Ruta metabólica de metal/nutriente en plantas (Peer <i>et al.</i> , 2005)	38
Figura 2.14 Especies vegetales: a) <i>Typha latifolia</i> ; b) <i>Phragmites australis</i> ; c) <i>Polyogon monspeliensis</i> ; d) <i>Cyperus odoratus</i>	42
Figura 2.15 Respuesta de las plantas ante la presencia metales tóxicos en el suelo (Carranza-Bautista, 2007)	43
Figura 3.1 Etapas a seguir en el proyecto	46
Figura 3.2 Ubicación de los sitios contaminados con mercurio (Google-Earth, 2011)	48
Figura 3.3 Representación de la ley de Darcy en función del tipo de suelo y	

	Página
gradiente de carga hidráulica: a) Carga constante; b) Carga variable (FIURU, 2010)	51
Figura 3.4 Procedimiento para la determinación de materia orgánica en suelo (DOF, 2002)	53
Figura 3.5 Procedimiento para determinar la densidad real de un suelo (DOF, 2000)	53
Figura 3.6 Procedimiento para la obtención del extracto PECT (DOF, 2008)	55
Figura 3.7 Procedimiento para la extracción de metales y metaloides en jales (DOF, 2003)	56
Figura 3.8 Procedimiento para la obtención del PN de un jal minero (DOF, 2003)	58
Figura 3.9 Sistemas de biorremediación de mercurio: a) Sistemas inundados; b) Sistemas terrestres	59
Figura 3.10 Procedimiento para la especiación de mercurio en suelos y sedimentos (Belmont-Bernal, 2008; Lechler, 1999; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006)	60
Figura 3.11 Procedimiento de tratamiento del efluente para el análisis de metales por absorción atómica (DOF, 2001)	66
Figura 4.1 Diagrama de caja para los valores de pH determinados en suelos QP/L y QP/SJ (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	71
Figura 4.2 Diagrama de caja para los %Humedad determinados en los suelos QP/L y QP/SJ (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	72
Figura 4.3 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación del coeficiente de conductividad hidráulica de los suelos (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	72
Figura 4.4 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación materia orgánica de los suelos (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	73
Figura 4.5 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación densidad real de los suelos	74
Figura 4.6 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación de Hg _{TOT} y sus especies (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	75
Figura 4.7 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación de mercurio del lixiviado según la NMX-139 (DOF, 2008), Hg _{LIX-139} (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	76
Figura 4.8 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación	

	Página
de mercurio lixiviado según la NOM-141 (DOF, 2003), Hg _{LIX-141} (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	77
Figura 4.9 Reactores inundados	78
Figura 4.10 Reactores terrestres	78
Figura 4.11 Valores de pH en los reactores, efluente y alimentación con <i>T. latifolia</i>	79
Figura 4.12 Valores de pH en los reactores, efluente y alimentación con <i>P. australis</i>	80
Figura 4.13 Conductividad eléctrica en los efluentes de los reactores	81
Figura 4.14 Salinidad en los efluentes de los reactores	81
Figura 4.15 Sólidos disueltos totales (SDT)	81
Figura 4.16 Potencial de óxido-reducción en los reactores, efluente y alimentación con <i>T. latifolia</i>	82
Figura 4.17 Potencial de óxido-reducción en los reactores, efluente y alimentación con <i>P. australis</i>	82
Figura 4.18a Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo inundado para los suelo de la ex–mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda: a) Hg _{TOT} ; b) Hg _{SOL} ; c) Hg _{ELEM} ; d) Hg _{INTER}	85
Figura 4.18b Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo inundado para los suelo de la ex–mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda (Continuación): e) Hg _{FE} ; b) Hg _{ORG} ; c) Hg _{RES}	86
Figura 4.19 Valores de pH en los reactores terrestres y su alimentación	89
Figura 4.20 Potencial redox en los reactores terrestres y su alimentación	90
Figura 4.21a Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo terrestre para los suelo de la ex–mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda: a) Hg _{TOT} ; b) Hg _{SOL} ; c) Hg _{ELEM} ; d) Hg _{INTER}	91
Figura 4.21b Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo terrestre para los suelo de la ex–mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda: e) Hg _{FE} ; b) Hg _{ORG} ; c) Hg _{RES}	92
Figura 4.22 Análisis de medias “t” de student para comparar la acumulación de las plantas por el criterio de Baker y Walker (1990)	99
Figura 4.23 Análisis de varianza, ANDEVA, para el pH (arriba) y Eh (abajo) con respecto a los factores tiempo, suelo, tratamiento y muestra	100

	Página
Figura 4.23a Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio total y sus especies en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	101
Figura 4.23b Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio soluble en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	101
Figura 4.23c Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio elemental en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	102
Figura 4.23d Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio elemental en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	102
Figura 4.23e Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio fuertemente enlazado, FE, con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	102
Figura 4.23f Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio orgánico con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	103
Figura 4.23g Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio residual con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra	103
Figura 4.24 Análisis de varianza, ANDEVA, para las especies vegetales, la parte aérea arriba y la parte de la raíz abajo	104
Figura 4.25 Mercurio total en los sistemas inundados versus tiempo: a) Suelo “La Lorena”; b) Suelo “San José”	105
Figura 4.26a Balance de masa de mercurio total para los reactores con <i>Typha latifolia</i> y su control en el suelo “La Lorena” en el lado izquierdo y en el de “San José” en el lado derecho	106
Figura 4.26b Balance de masa de mercurio total para los reactores con <i>Phragmites australis</i> y su control en el suelo “La Lorena” en el lado izquierdo y en el de “San José” en el lado derecho	107
Figura 4.27a Mercurio total en los sistemas terrestres versus tiempo: Suelo “La Lorena”	107
Figura 4.27b Mercurio total en los sistemas terrestres versus tiempo: a) Suelo “San José”	108
Figura 4.28a Balance de masa para los sistemas terrestres con <i>Polypogon monspeliensis</i> y su control teniendo en el lado izquierdo el suelo “La Lorena” y en el lado derecho el de “San José”	108
Figura 4.28b Balance de masa para los sistemas terrestres con <i>Cyperus odoratus</i> y su control teniendo en el lado izquierdo el suelo “La Lorena” y en el lado derecho el de “San José”	109
Figura 4.29 Comparación de medias para las emisiones de Hg _{ELEM} a la atmósfera	110
Figura A1. Análisis de varianza para los valores de pH	141

	Página
Figura A2 Análisis de varianza de los potenciales de óxido-reducción	141
Figura A3 Análisis de varianza para el mercurio total	141
Figura A4 Análisis de varianza para el mercurio solubl	142
Figura A5 Análisis de varianza para el mercurio elemental	142
Figura A6 Análisis de varianza para el mercurio intercambiable	142
Figura A7 Análisis de varianza para el mercurio fuertemente enlazado	143
Figura A8 Análisis de varianza para el mercurio orgánico	143
Figura A9 Análisis de varianza para el mercurio residual	143
Figura A10 Análisis de varianza para la acumulación de Hg en parte aérea de las especies vegetales	144
Figura A11 Análisis de varianza para la acumulación de Hg en raíces de las especies vegetales	144
Figura A12 Colecta y propagación de las especies vegetales: a) Cola de zorra en la zona de CU; b) Brotes de carrizo; c) brotes de tule; d) propagación de <i>Tricholaena rosea</i> Ness; e) brotes de coyolillo	146
Figura A13 Muestreo de suelos en Pinal de Amoles, Querétaro	147
Figura A14 Seguimiento a los reactores: a) Carrizos después de 35 semanas; b) Cola de zorra (flor); c) Reactores con coyolillo; d) Flor de cola de zorra brotando después de 27 semanas; e) Brotes de coyolillo después de 27 semanas	148

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 2.1 Propiedades físicas de compuestos de mercurio	9
Tabla 2.2 Toxicidad y riesgo de compuestos del mercurio	10
Tabla 2.3 Propiedades toxicológicas de las especies del mercurio	11
Tabla 2.4 Emisiones de mercurio antropogénicas estimadas para Norte América, basadas para 1990	13
Tabla 2.5 Flujos de emisión de mercurio en suelos o sitios contaminados	14
Tabla 2.6 Cinética del mercurio en fase gaseosa	15
Tabla 2.7 Cinética del mercurio en fase acuosa	16
Tabla 2.8 Cinética del mercurio en superficies heterogéneas	17
Tabla 2.9 Constantes de distribución para suelos contaminados con Hg	18
Tabla 2.10 Potenciales óxido-reducción para el mercurio y sulfitos en fase acuosa	18
Tabla 2.11 Producción mundial de mercurio	20
Tabla 2.12 Usos o recursos de las especies del mercurio en la industria	20
Tabla 2.13 Producción minera de oro y plata en México en la época de la colonia española	22
Tabla 2.14 Producción de mercurio en México	22
Tabla 2.15 Importaciones y exportaciones de mercurio en México	23
Tabla 2.16 Estimación de mermas de mercurio en Querétaro para 1970 – 1974	23
Tabla 2.17 Concentración de las especies de mercurio en suelos de Querétaro, México	24
Tabla 2.18 Contaminantes presentes en el agua de lluvia en EEUU	26
Tabla 2.19 Cationes y aniones totales presentes en la lluvia del municipio de San Joaquín, Querétaro	27
Tabla 2.20 Región Hidrológica del Pánuco y sus capacidades	28
Tabla 2.21 Zonas mineras, substancias y tipos de yacimientos	29
Tabla 2.22a Tecnologías empleadas en el tratamiento de residuos de Hg	32
Tabla 2.22b Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación de acuerdo al tipo de tratamiento	33
Tabla 2.23 Ventajas e inconvenientes de la fitorremediación	36
Tabla 2.24 Tratamiento de sitios con mercurio	44
Tabla 2.24 Tratamiento de sitios con mercurio (continuación)	45
Tabla 3.1 Datos de la ubicación de los suelos contaminados con mercurio	48
Tabla 3.2 Clasificación del suelo por su valor de pH	48

	Página
Tabla 3.3 Material y reactivos para la determinación del pH	49
Tabla 3.4 Clasificación de suelos a través de la concentración de materia orgánica	52
Tabla 3.5 Material y reactivos para determinar el contenido de materia orgánica en suelos	52
Tabla 3.6 Material y reactivos para determinar la densidad real de un suelo	54
Tabla 3.7 Material y reactivos para la obtención del extracto PECT	55
Tabla 3.8 Material y reactivos para la extracción de metales en jales	57
Tabla 3.9 Cálculo del volumen de HCl para determinar el PN	58
Tabla 3.10 Relación de nutrientes (N:P:K) para las especies vegetales	65
Tabla 3.11 Material y reactivos para tratar la muestra antes de determinar metales suspendidos y totales por absorción atómica	65
Tabla 3.12 Número de reactores por planta y suelo	68
Tabla 3.13 Grados de libertad de las fuentes de variación	69
Tabla 4.1 Cuaderno de bitácora de ubicación e identificación de las muestras tomadas en el Municipio de Pinal de Amoles, Querétaro	68
Tabla 4.2 Concentración del mercurio y sus especies químicas en los suelos muestreados de Querétaro, México** (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)	73
Tabla 4.3 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex–mina “La Lorena”, en mg/kg	87
Tabla 4.4 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex–mina “San José”, en mg/kg	88
Tabla 4.5 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex–mina “La Lorena”, en mg/kg	94
Tabla 4.6 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex–mina “San José”, en mg/kg	95
Tabla 4.7 Mercurio en parte del follaje para 9, 18, 27 y 36 semanas y en raíz a las 36 semanas de las especies vegetales, en mg/kg y relación de acumulación de Baker y Walker (1990)	97
Tabla A1 Valores de pH determinados para los suelos muestreados en Pinal de Amoles, Querétaro	115
Tabla A2 Porcentaje de humedad y fracción sólida de los suelos QP/L y QP/SJ	115
Tabla A3 Determinación de la conductividad hidráulica de los suelos	115
Tabla A4 Determinación de materia orgánica en los suelos	116
Tabla A5 Determinación de la densidad real (ρ_r) de los suelos	116

	Página
Tabla A6 Determinación de mercurio total (Hg_{TOT}) en los suelos de Querétaro	116
Tabla A7 Determinación de especies solubles (Hg_{SOL}) en suelos	117
Tabla A8 Determinación de mercurio elemental (Hg_{ELEM}) en suelos	117
Tabla A9 Determinación de mercurio intercambiable (Hg_{INTER}) en suelos	117
Tabla A10 Determinación de mercurio fuertemente enlazado (Hg_{F-E}) en suelos	117
Tabla A11 Determinación de mercurio orgánico (Hg_{ORG}) en suelos	118
Tabla A12 Determinación de sulfuro de mercurio (HgS) en suelos	118
Tabla A13 Determinación de mercurio residual (Hg_{RES}) en suelos	118
Tabla A14 Valores de pH para el determinar el reactivo para obtener el lixiviado de las muestras de suelo	118
Tabla A15 Concentración de Hg en el lixiviado ($Hg_{LIX-139}$) en suelos	119
Tabla A16 Concentración de Hg en el lixiviado ($Hg_{LIX-141}$) en suelos	119
Tabla A17 Determinación del PN en suelos contaminados con Hg	119
Tabla A18 Determinación de Hg_{TOT} y sus especies inicial	120
Tabla A19 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 9 semanas para los reactores inundados	121
Tabla A20 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 18 semanas para los reactores inundado	122
Tabla A21 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 27 semanas para los reactores inundado	123
Tabla A22 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 36 semanas para los reactores inundado	124
Tabla A23 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 9 semanas para los reactores terrestres	125
Tabla A24 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 18 semanas para los reactores terrestres	126
Tabla A25 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 27 semanas para los reactores terrestres	127
Tabla A26 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 36 semanas para los reactores terrestres	128
Tabla A27 Acumulación de las especies vegetales respecto al tiempo en parte aérea y al final del proceso en raíz	129
Tabla A28 Valores de pH y Eh de la disolución nutritiva de los reactores terrestres	130
Tabla A29 Valores de pH para los reactores terrestres	130
Tabla A30 Valores de Eh, en mV, para los reactores terrestres	131

	Página
Tabla A31 Valores de pH y Eh para las disoluciones nutritivas de los reactores inundados	131
Tabla A32 Valores de pH determinado dentro de los reactores inundados	132
Tabla A33 Valores de Eh, en mV, determinado dentro de los reactores inundados	133
Tabla A34 Valores de pH determinados en los efluentes de los reactores inundados	134
Tabla A35 Valores de Eh, en mV, determinados en los efluentes de los reactores inundados	135
Tabla A36 Valores de conductividad eléctrica, en $\mu\text{S}/\text{cm}$, determinados en los efluentes de los reactores inundados	136
Tabla A37 Valores de salinidad, ppt, determinados en los efluentes de los reactores inundados	137
Tabla A38 Valores de los sólidos disueltos totales, en mg/L, determinados en los efluentes de los reactores inundados	138
Tabla A39 mercurio soluble (mg/L) determinado en los efluentes de los reactores inundados	139
Tabla A40 Disposición controlada de los residuos producidos en esta investigación	150

GLOSARIO

Agua-reactivo.- Agua destilada usada para la extracción de metales y metaloides en jales acidulada con HCl hasta alcanzar un valor de pH de 5.6 (inciso 3.1.8)

a.n.e.- Antes de nuestra era (antes de Cristo, a.C.).

ACCAN.- Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte.

C_{AA}.- Concentración determinada a través de la EAAF.

C_e.- Conductividad eléctrica.

DAM.- Drenaje ácido de mina.

EAAF.- Espectrofotometría de absorción atómica por flama.

E_h.- Potencial eléctrico.

EPT.- Elementos potencialmente tóxicos.

Jal.- Residuo minero.

Hg.- Mercurio.

Hg_{ELEM}.- Mercurio elemental.

Hg_{FE}.- Especie de mercurio fuertemente enlazada.

Hg_{INTER}.- Mercurio de especies intercambiables.

Hg_{ORG}.- Mercurio orgánico.

Hg_{RES}.- Mercurio residual.

Hg_{SOL}.- Mercurio soluble.

Hg_{TOT}.- Mercurio total.

HgS.- Sulfuro mercúrico.

LMP.- Límite máximo permisible

n.e.- Nuestra era (después de Cristo, d.C.).

N_{Re}.- Número de Reynolds.

PARAN.- Plan de Acción Regional de América del Norte.

PECT.- Prueba de extracción de compuestos tóxicos.

pH.- Potencial de hidrógeno.

Reactivo de extracción I.- Agua desionizada (500 mL) acidulada con 5.7 mL de ácido acético y 64.3 mL de NaOH aforando la solución a 1.0 L para tener un pH de 4.93 (Tabla 3.8 sobre materiales y reactivos para la obtención del extracto PECT, Reactivo de extracción II.- Agua desionizada (500 mL) acidulada con 5.7 mL de ácido acético aforando la solución a 1.0 L para tener un pH de 2.88 (Tabla 3.8 sobre materiales y reactivos para la obtención del extracto PECT, según la norma señalada en el DOF de 2008)

SDT.- Sólidos disueltos totales.

TRH.- Tiempo de residencia hidráulica.

ZNVM.- Zona Metropolitana del Valle de México.

En este documento se utiliza el punto decimal (DOF, 2009)

En este documento se utiliza la palabra masa en lugar de peso, ya que la masa tiene unidades de kg y el peso tiene unidades de fuerza

RESUMEN

México ha extraído mercurio elemental del cinabrio (HgS) desde épocas precolombinas y fue explotado desde la época colonial hasta la actualidad. El estado de Querétaro fue el mayor productor del metal en las décadas de 1960 y 1970; sin embargo, esos residuos mineros fueron dispuestos a cielo abierto y han provocado la contaminación del ambiente. En la presente investigación se evaluó el ciclo del mercurio total y sus especies químicas (soluble, elemental, intercambiable, fuertemente enlazado, orgánico y residual) o biogeoquímica en dos suelos o residuos mineros a través de procesos de biorremediación en sistemas inundados y terrestres a nivel de laboratorio durante 36 semanas. Los suelos fueron ubicados y muestreados en el municipio de Pinal de Amoles, Querétaro, México con concentraciones iniciales de mercurio total de 424.71 ± 29.16 y 433.38 ± 12.02 mg/kg respectivamente para las ex-minas La Lorena y San José, o en fracciones; soluble, de 7 ± 1.7 y 6.3 ± 3.23 mg/kg; elemental, 198.1 ± 4.21 y 168.14 ± 13.82 mg/kg; intercambiable, 26.16 ± 1.75 y 21.99 ± 2.49 mg/kg; fuertemente enlazada, 60.14 ± 4.38 y 62.31 ± 3.026 mg/kg; orgánica, de 45.15 ± 0.76 y 43.15 ± 5.47 , y; la fracción residual, de 75.8 ± 12.69 y 82.63 ± 15.54 mg/kg. Para evaluar la biogeoquímica del mercurio en procesos biológicos de remediación a nivel laboratorio, se utilizaron dos especies vegetales acuáticas: *Typha latifolia* y *Phragmites australis* y dos terrestres: *Polypogon monspeliensis* y *Cyperus odoratus*. Se construyeron y operaron 20 reactores (con y sin planta) a los cuales se les mantenía inundados alimentando semanalmente una solución nutritiva (pH = 5.0), que es el valor más bajo de la lluvia reportado para un municipio aledaño al de estudio, teniendo un tiempo de residencia hidráulica de 7 días. En otros 20 reactores (con y sin planta) se sembraron las especies terrestres, que fueron regadas simulando lluvia ácida pero sin que hubiera lixiviados, teniendo también 7 días para el lapso entre "lluvia y lluvia". Se obtuvieron remociones de mercurio total de 55-82% para las especies acuáticas y de 49-78% para las terrestres en los dos suelos. Los porcentajes de absorción de las plantas utilizadas fueron del 5-16% con respecto al mercurio total inicial. Además, se realizó un balance de masa en los sistemas para conocer las posibles emisiones de Hg a la atmósfera. Con los balances de masa se pudo observar que las pérdidas estimadas hacia la atmósfera fueron de 184-326 mg/kg. Finalmente y de acuerdo al criterio de que cuando la relación de acumulación en zona aérea versus zona radicular es mayor de uno, determina que las plantas son hiperacumuladoras, esto permitió definir si las cuatro especies eran hiperacumuladoras. La especie *Typha latifolia* murió a las 27 semanas pero no puede asegurarse que haya sido por el mercurio ya que esta planta es menos resistente que *Phragmites australis*. Es conveniente continuar esta investigación ya que se presentaron varias áreas de oportunidad que parecen interesantes para estudiar el destino de las diferentes especies del mercurio estudiadas.

Palabras clave: Biorremediación, suelos, mercurio, residuos mineros, Typha latifolia, Phragmites australis, Polypogon monspeliensis, Cyperus odoratus

ABSTRACT

In México has been extracted elemental mercury from cinnabar (HgS) since pre-columbian times and it was exploited from the colonial era until the present days. Queretaro was the largest producer in the 1960s and 1970s; however, their mining tailings have had open air disposal and caused the contamination on the environment. In the present study was evaluated the total mercury cycle and its chemical species (soluble, elemental, interchangeable, strongly bound, organic and residual) or biogeochemistry of two soils or mining waste in bioremediation process with wetland and land systems at the laboratory level during 36 weeks. Soils were located and were taken on the municipality of Pinal de Amoles, Queretaro, Mexico (West 99° 26' to 99° 43' and North 20° 58' to 21° 21'), with initial concentrations of total mercury from 424.71 ± 29.16 and 433.38 ± 12.02 mg/kg or fractions; soluble, 7 ± 1.7 and 6.3 ± 3.23 mg/kg; elementary, 198.1±4.21 and 168.14±13.82 mg/kg; interchangeably, 26.16±1.75 and 21.99±2.49 mg/kg; strongly bound, 60.14±4.38 and 62.31±3.026 mg/kg; organic, 45.15±0.76 and 43.15±5.47, and; the residual fraction, 75.8±12.69 and 82.63±15.54 mg/kg of the former mines "La Lorena" and "San Jose", respectively. To evaluate the biogeochemistry of mercury in biological remediation processes at the laboratory level, two aquatic plant species: *Typha latifolia* and *Phragmites australis* and two ground plants as *Cyperus odoratus* and *Polypogon monspeliensis* were used. Twenty reactors (with and without plant) were constructed and operated to which they were kept flooded and feeding weekly with nutrient solution and a pH 5.0, that is the lowest pH value of the rain reported for a municipality adjacent to the study area, having a hydraulic residence time 7 days. In another 20 reactors (with and without plant) were planted terrestrial species that were irrigated simulating acid rain but without a leachate, also taking 7 days to elapse between "rain and rain." Total mercury removals of 55-82% for 49-78% aquatic and terrestrial species in the two soils were obtained. The percentage of absorption of the plants were 5-16% of the total initial mercury. In addition, a mass balance was performed on the systems for possible emissions of Hg to the atmosphere. With mass balances could be observed that the losses estimated to the atmosphere were of 184-326 mg/kg. Finally, according to the criterion that the ratio accumulation as leaves zone versus root zone if it were greater than 1 determines are hyperaccumulators plants that allowed to define the four species as hyperaccumulators. The *Typha latifolia* species died at 27 weeks but we are not sure that the mercury has been the cause because this plant is less resistant than *Phragmites australis*. It is advisable to continue this research because several areas of opportunity that seem interesting to study the fate of mercury species studied in this study.

Key Words: Bioremediation, soils, mercury, mining tailings, Typha latifolia, Phragmites australis, Polypogon monspeliensis, Cyperus odoratus

1. INTRODUCCIÓN

Bernat (2002) y Volke *et al.* (2005) mencionan que la minería, en México, adquirió relevancia económica y social en el periodo de La Colonia, se convirtió en el motor del crecimiento económico y la modernización de la Corona Española. Ésta se centró en la extracción de metales preciosos como la plata y el oro. La plata se comenzó a extraer en varios estados de la República Mexicana principalmente en Zacatecas (1546), Guanajuato (1550) e Hidalgo (1552).

En el estado de Querétaro hay evidencias de actividad minera en la Sierra Gorda desde épocas lejanas. Según estudios arqueológicos, se realizaron explotaciones a cielo abierto desde el siglo XIII a. C. y subterráneas alrededor del siglo X a. C., para extraer el cinabrio (mercurio) para rituales. En la década de 1960, el estado, se colocó como primer productor nacional con una elaboración estimada de 140 toneladas en el periodo. Posteriormente, de 1970 a 1974 se registró una producción de 3,712 toneladas de mercurio (Servicio Geológico Mexicano, 2010).

El impacto de la minería sobre el ambiente y la salud se relaciona con la composición del mineral, el tipo de explotación, el proceso de beneficio, la escala de las operaciones y las características del entorno. La composición de los residuos puede variar de acuerdo con las condiciones particulares de cada mina. También, después de muchos años de inactividad en las minas, puede aún encontrarse cantidades elevadas de ciertos metales y presentarse en distintas especies con propiedades físicas y químicas diferentes, es decir, con efectos toxicológicos diversos (Belmont-Bernal 2008; Navarro-García, 2009; Volke *et al.*, 2005; Yarto *et al.*, 2004).

En México, se realizó la química de secuenciación de Hg en suelos mineros (jales) y cercanías, donde se realizó la extracción, en los municipios de San Joaquín y Pinal de Amoles del estado de Querétaro. Algunos sitios presentan una concentración de mercurio total de 32 a 1200 mg/kg, valores más altos respecto de la norma mexicana que son de 23 y 310 mg/kg, para suelos de uso residencial e industrial, respectivamente. Se han identificado las siguientes especies de Hg: Elemental, intercambiable, fuertemente enlazadas, orgánicas, fracción residual y sulfuros. La suma de estas especies es conocido como mercurio total (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; DOF, 2004; Olmos-Espejel, 2006):

Durante la década de 1990 la preocupación por la contaminación de suelos con metales pesados ha aumentado a nivel internacional. En el ámbito trilateral, Estados Unidos, Canadá y México firmaron el ACAAN, en 1994 y, en 1997, fue elaborado un PARAN para reducir la contaminación por Hg de las emisiones antropogénicas en el ambiente (Belmont-Bernal, 2008; Yarto *et al.*, 2004).

En la actualidad, el jal generado por actividades mineras representa un riesgo al ambiente, debido a la lixiviación de compuestos tóxicos que forman parte de una variedad de minerales presentes en los residuos mineros (metales) que conllevan a numerosos procesos geoquímicos que controlan la concentración de los elementos extraídos, tales como la composición mineralógica, solubilidad mineral, tiempo de oxidación de sulfuros, contenido de agua, oxígeno y pH. Además, el agua y el oxígeno son los dos principales factores que propician la oxidación de sulfuros, dando como resultado un medio ácido, así como soluciones enriquecidas en metales. Este proceso es conocido como drenaje ácido de mina (DAM). La contaminación, por la capacidad de lixiviación de los metales y metaloides pesados en los jales mineros, puede llegar a cuerpos de agua causando daños a la flora y fauna. Además, aumenta su biodisponibilidad y los riesgos a la salud (González-Sandoval, 2010; Lizárraga-Mendiola 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006; Ruiz-López, 2009).

La lluvia ácida se forma a través de la disolución de gases de efecto invernadero (SO_2 y NO_2) para la formación de H_2SO_4 y HNO_3 . Es un factor que puede contribuir a la disolución de la materia presente y en la fisicoquímica del suelo. En México no se determina el potencial de hidrógeno (pH) de la lluvia en todos los estados. Existen reportes realizados en la ZMVM, con valores de pH igual a 3.4, 3.65 y 3.89 para los años de 1989, 2007 y 2008, respectivamente. El valor de referencia de lluvia ácida es de 5.65. Otro ejemplo es en municipio de San Joaquín, Qro. donde fue caracterizada la lluvia en tres zonas: Zona arqueológica Ranas, Toluquilla y la Cabecera municipal; reportándose concentraciones de mercurio total soluble e insoluble de 36.49 y 60.47 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Además valores de pH de la lluvia de 4.96 a 6.00 y valores de nitratos y sulfatos de 1.76 y 7.72 mg/L , respectivamente (Manahan, 2007; Panizza-de-León, 2009; Patiño-Martínez, 2011; SEMARNAT, 2008).

El comportamiento de un contaminante en el suelo, así como la efectividad de una tecnología de remediación están determinados por una variedad de factores que interactúan de manera compleja y que dependen de las características propias del contaminante así como de las del suelo y es indispensable considerar tanto las propiedades del contaminante como las del sitio contaminado. Dentro de los factores a considerar se encuentran los siguientes (Volke y Velasco, 2002):

- Procesos químicos (reacciones de hidrólisis, oxidación, reducción, fotólisis);
- Procesos físicos o de transporte (sorción, advección, dispersión, difusión, volatilización y solubilidad); y,
- Procesos biológicos (biodegradación, biotransformación y toxicidad).

Entre los procesos biológicos utilizados para el tratamiento de sitios contaminados con Hg y otros metales (domésticos, industriales y mineros) están la fitorremediación, los humedales artificiales o

los biofiltros. Además, se han utilizado diversidad de especies vegetales y microorganismos que bioabsorben o bioacumulan metales (Cañizares-Villanueva, 2000; Cervantes *et al.*, 2006; Groudeva *et al.*, 2000; Rivera-Lamprea y Torres, 2000; Wenzel, 2009).

Se reporta en dichas investigaciones lo siguiente: Remoción de Hg de 3.78 hasta 0.2 mg/L con *Pseudomonas aeruginosa* (Rivera-Lamprea y Torres, 2000). Biorremediación en plantas de 0.5 a 5.8 mg/kg en raíz y 0.10 a 0.16 mg/kg en hojas con *Festuca rubra*, *Poa pratensis* y *Armoracia lapathifolia* (Sas-Nowosielska *et al.*, 2008). Acumulación de 2.51 a 4.17 mg/kg en *Scirpus robustus* y 6.27 a 13.35 mg/kg en *Polypogon monspeliensis* (de-Souza *et al.*, 1999). Acumulación de 35 a 953 y 33 a 888 mg/kg de mercurio en raíz y hojas, respectivamente, en *Eichhornia crassipes*, *Ludwigia helminthorriza* y *Polygonum punctatum* (Romero *et al.*, 2010). Absorción de *Typha latifolia* del 24% con una concentración en el influente de 1.39 µg/L de mercurio (Arroyo *et al.*, 2010). Bioacumulación de 0.45 y 0.29 mg/kg de *Eichhornia crassipes* en raíz y hojas, respectivamente; y, 0.38 y 0.35 mg/kg en raíz de *Lemna minor* y *Spirodela polyrrhiza* (Kumar *et al.*, 2008).

Carpena y Bernal (2007), De-Jesús-García (2007), Gómez-Bermejo (2010), Jabeen *et al.* (2009), López-Martínez *et al.* (2005), Sierra-Villagrana (2006) y Wenzel (2009) mencionan que la fitorremediación (del griego *phyton*, planta; y *remedium*, restablecer el equilibrio) que, a diferencia de la biorremediación, se refiere a la biotecnología ambiental que aprovecha la interacción en el uso de un conjunto de plantas-microorganismos y contaminantes para eliminar, retener o disminuir la toxicidad de ellos en el agua, sedimentos o suelo; en este último, a través de enmiendas y técnicas agronómicas.

De lo anterior, se puede observar a la biorremediación como una tecnología para estabilizar y extraer el mercurio biodisponible de jales mineros. El efecto de la lixiviación de estos jales mineros (en México) provocada por la lluvia ácida ha sido poco estudiado sobre las diferentes especies de mercurio involucradas en el suelo y sedimentos. Así mismo, a través de usar esta biotecnología, será posible conocer el ciclo biogeoquímico de las especies de mercurio provocadas por las condiciones meteorológicas y la lluvia ácida (reportada para San Joaquín, Querétaro), al utilizar 2 materiales mineros y 4 especies vegetales (*Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Polypogon monspeliensis* y *Tricholaena rosea* ness) en su ciclo vital. Dos de ellas pueden proliferar en ambientes acuáticos donde los valores de pH tienden a ser ácidos y, por ello, se planteó hacer experimentos, tanto en condiciones de saturación de humedad con esas dos especies y, para el caso de las dos que proliferan en condiciones terrestres normales recibiendo solamente agua que simula lluvia ácida.

Las preguntas de investigación serían las siguientes: ¿Cómo cambian las especies de mercurio en los suelos, ya sea saturados con agua o recibiendo solamente la simulación de una lluvia ácida,

con respecto al tiempo?, ¿con el cambio de especie vegetal variarán las especies de mercurio en el proceso de biorremediación?, ¿qué tiempo se requiere para que se saturen, con mercurio, las especies vegetales en estudio? y ¿qué especies de mercurio son las susceptibles a extraer por parte de las especies vegetales?

1.1 HIPÓTESIS

- La remoción del mercurio en los suelos será en su mayoría por acumulación en las especies vegetales o por volatilización. Para cada suelo, si se cambia la especie vegetal y sus condiciones de saturación de agua o solamente recibiendo agua de lluvia ácida entonces variará el ciclo biogeoquímico del mercurio (especies químicas) dependiendo del suelo o del residuo minero.

1.2 OBJETIVO GENERAL

- Evaluar la biogeoquímica del mercurio en procesos biológicos de remediación con cuatro especies vegetales a nivel de laboratorio.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la concentración máxima de mercurio susceptible de extracción por las plantas a través del tiempo.
- Determinar el balance másico de mercurio total en el sistema de suelos de tipo inundado (*Typha latifolia* y *Phragmites australis*) utilizando los datos obtenidos experimentalmente.
- Determinar el balance másico de mercurio total en el sistema terrestre (*Polypogon mospeliensis* y *Cyperus odoratus*) de suelos con simulación de lluvia estacional utilizando los datos obtenidos experimentalmente.

1.4 ALCANCES Y LIMITACIONES

- El experimento se realizará a nivel de laboratorio.
- Se utilizarán dos suelos distintos contaminados con mercurio.
- Se evaluarán, para cada jal minero, la lixiviación del mercurio provocada por la intemperización a diferentes valores de pH (5.5 y 2.8); así como, parámetros fisicoquímicos (pH, cantidad de materia orgánica, densidad, conductividad hidráulica y el potencial de neutralización).

- Se diseñarán y construirán 20 reactores (unidades experimentales) para la biorremediación a escala de laboratorio con un volumen de trabajo (ocupado) de 1.5 L para los sistemas inundados.
- Se utilizarán dos especies acuáticas (*Typha latifolia* y *Phragmites australis*).
- Se evaluará la remoción bajo condiciones de alimentación controlada por lotes para los reactores inundados con un TRH de 7 días
- Se diseñarán 20 reactores (unidades experimentales) para la biorremediación a escala de laboratorio para los sistemas terrestres.
- Se utilizarán dos especies terrestres (*Cyperus odoratus* y *Polypogon monspeliensis*).
- Se alimentarán los reactores terrestres bajo condiciones de alimentación controlada simulando lluvia estacional cada 7 días.
- Se adaptará y reportará el comportamiento de las especies vegetales una vez que se encuentran en las unidades experimentales.
- El valor de pH, para las soluciones nutritivas de alimentación, será de 5.0 y para cada planta se variará la relación NPK.
- Los sistemas de biorremediación se dejarán en operación por un periodo de 36 semanas que es el ciclo completo de las plantas seleccionadas.
- Se determinarán en las muestras de los jales mineros las especies de mercurio al inicio y final de los experimentos; además, con respecto al tiempo (9, 18, 27 y 36 semanas) en los sistemas de biorremediación y en parte aérea de la planta.
- Se determinará la remoción de mercurio realizado por las especies vegetales en raíz hasta que haya terminado el periodo de biorremediación.
- Se elaborará el balance másico de mercurio total al finalizar los procesos de biorremediación.

2. ANTECEDENTES

2.1 El mercurio

El mercurio se ha usado desde tiempos remotos, por ejemplo, los egipcios (1500 a.n.e.) lo utilizaban en su forma de sulfuro como pigmento rojo; y, así también, los griegos 331 (a.n.e.), árabes (642 n.e.), chinos (siglo VIII) y europeos (XI). Los alquimistas pensaban que el mercurio era la materia prima (o espíritu) de la cual estaban constituidos todos los metales debido a su capacidad para disolver metales (con excepción del hierro) en la formación de amalgamas a partir del calentamiento del cinabrio (Sánchez-González, 2010).

El mercurio es un elemento químico de número atómico 80. Su nombre y abreviatura (Hg) procede de hidrargirio que procede del latín *hydrargirium* e *hydrargyrus*; en griego, hydrargyros (hydros, agua; y, argyros, plata). Pertenece a la familia 12 ó IIB de la tabla periódica y es un elemento metálico de transición de masa atómica 200.59 (Belmont-Bernal, 2008).

En su forma metálica, se volatiliza inmediatamente a temperatura ambiente; no tiene función biológica alguna y puede tomar diferentes formas químicas (Tabla 2.1); tres de las cuales son importantes para el entendimiento de su comportamiento ambiental (Doadrio, 2004; Navarro-García, 2009):

- Mercurio elemental o metálico, el cual es líquido y se volatiliza a temperatura ambiente; es la forma de mayor presencia en el aire y es prácticamente insoluble en agua. Se simboliza como Hg^0 .
- Mercurio inorgánico, simbolizado como Hg^{2+} y Hg_2^{+2} (mercúrico y mercuroso), forma sales con diferentes aniones y se ioniza inmediatamente. Las sales mercúricas son ligeramente solubles en agua, y en la atmósfera se asocia con partículas y agua.
- Mercurio orgánico, como el metilmercurio, es la forma orgánica más importante del mercurio. El monometilmercurio, simbolizado como CH_3Hg^+ , es soluble en agua y es muy estable por la presencia de un enlace covalente carbono-mercurio. El dimetilmercurio, simbolizado como $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, es menos estable que la forma monometilada, y también es menos soluble en agua y es volátil.

La rapidez de vaporización, del mercurio de sus diferentes especies químicas, se comporta de la siguiente manera (Belmont-Bernal, 2008; Olmos-Espejel, 2006; Santos-Santos y Cruz-Gavilán, 2008; Schlüter, 1996):

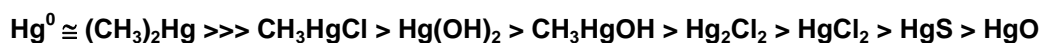


Tabla 2.1 Propiedades físicas de compuestos de mercurio

Nombre	Fórmula	Estructura	CAS	Estado	Solubilidad en agua
Mercurio elemental	Hg^0	Hg^c	7439-97-6	Líquido	6.1×10^{-5} g/L a 25°C
Cloruro de mercurio (II)	HgCl_2	$\begin{array}{c} \text{Hg}^{++} \\ \text{Cl}^- \quad \text{Cl}^- \end{array}$	7487-94-7	Sólido	69 – 74 g/L a 20°C
Cloruro de mercurio (I)	Hg_2Cl_2	$\text{Cl}-\text{Hg}-\text{Hg}-\text{Cl}$	10112-91-1	Sólido	2.0×10^{-3} g/L a 25°C
Sulfuro de mercurio (II)	HgS	$\text{Hg}=\text{S}$	1344-48-5	Sólido	1×10^{-5} g/L
Cloruro de metilmercurio	CH_3HgCl $(\text{CH}_3)\text{Hg}^{2+}\text{Cl}^-$	$\begin{array}{c} \text{Hg} \\ \diagdown \quad \diagup \\ \quad \quad \text{Cl} \end{array}$	115-09-3	Sólido	< 0.1 mg/mL a 21°C
Dimetil mercurio	$\text{C}_2\text{H}_6\text{Hg}$	$\begin{array}{c} \text{Hg} \\ \diagdown \quad \diagup \end{array}$	593-74-8	Líquido	Insoluble 1×10^3 mg/L

Fuentes: Agency of Toxic Substances and Disease Registry (1999); Sánchez-González (2010); Hempel y Thoeming (1999)

La Agencia de Protección Ambiental de EEUU (EPA, 1999) menciona que la determinación de las concentraciones de mercurio en diversas matrices (aire, suelo, sedimentos, agua y muestras biológicas) pueden ser determinadas por medios analíticos. La preparación de la muestra varía en la complejidad de la matriz y de la especie de mercurio (inorgánico u orgánico). Para el caso de agua y suelos se puede realizar con espectrometría de absorción atómica de vapor frío (EAAVF), horno de grafito (EAAHG) o de flama (EAAF).

2.1.1 Riesgo y toxicidad del mercurio

Dentro de la variedad de compuestos con los que el mercurio puede formar; la mayoría, son tóxicos con daños a la salud (Tabla 2.2). El mercurio se absorbe por tres vías: Gastrointestinal, respiratoria y dérmica (Figura 2.1). Las especies químicas que entran por vía gastrointestinal son el Hg^0 , absorbiéndose menos del 0.01%; el Hg^{+2} , se puede absorber hasta un 15%, y; las orgánicas, llegando a tener una concentración de hasta el 80% por lo que son potencialmente tóxicas; dicha toxicidad le viene dada, fundamentalmente, por la alta afinidad del Hg^{+2} por los grupos tiólicos e imínicos de las proteínas, que facilita su desnaturalización y es absorbido a mayor rapidez de lo que puede ser eliminado y es acumulado en tejidos vivos (bioacumulación). Vía respiratoria, el mercurio, Hg^0 , se puede absorber 80-90%. Por último, vía dérmica, se destaca la difícil absorción de las especies inorgánicas (Castillo y Roldán, 2005; Doadrio, 2004).

Tabla 2.2 Toxicidad y riesgo de compuestos del mercurio

Compuesto	Clasificación NFPA*			LD ₅₀ (mg/kg)	Observaciones
	Salud	Fuego	Reactividad		
Cloruro de metilmercurio ¹	3	1	0	Ratas: 29.92 Ratón: 57.6	Posible cancerígeno, extremadamente peligroso en caso de ingestión, contacto dérmico (irritante, corrosivo) o inhalación (sensibilizador)
Dimetilmercurio ²	4	3	0	ND	Daño en los riñones, en el sistema nervioso central y periférico por contacto dérmico. Tóxico por inhalación e ingestión.
Sulfuro de mercurio (II) ²	0	0	0	ND	Tóxico por inhalación, contacto dérmico o ingestión. Causa irritación en ojos, piel y tracto respiratorio. Afecta riñones y sistema nervioso central
Mercurio elemental ²	4	0	0	ND	Tóxico por inhalación, contacto dérmico o ingestión. Causa irritación en ojos, piel y tracto respiratorio. Afecta riñones
Cloruro de mercurio (II) ²	3	0	0	Ratas: 41 (oral)	Tóxico por ingestión o contacto dérmico. Corrosivo, Teratogénico y mutagénico. Afecta riñones, tracto gastrointestinal y sistema nervioso
Cloruro de Mercurio (I) ²	2	0	0	Rata: 210 (oral) 1500 (dermal)	Tóxico por ingestión, perjudicial por contacto dérmico, irritante y sensibilizador respiratorio. Afecta al sistema nervioso central y riñones

Fuentes: ¹Sciencelab (2011); ²Sigma-Aldrich (2008-2011)

*Asociación Nacional de Protección contra el Fuego-EEUU (NFPA, por sus siglas en inglés)

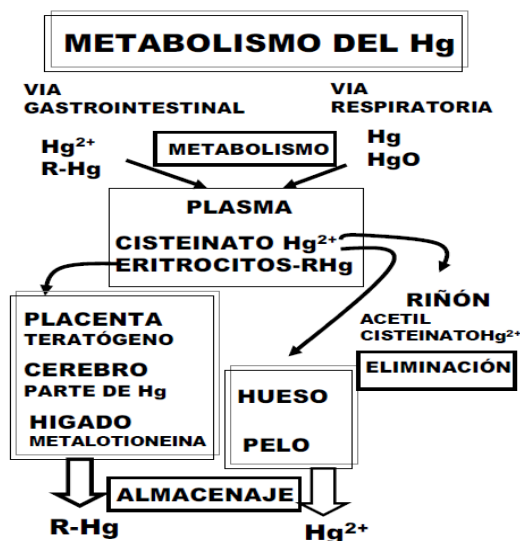


Figura 2.1 Proceso de metabolización del Hg (Doadrio, 2004)

Algunas propiedades toxicológicas se pueden apreciar en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3 Propiedades toxicológicas de las especies del mercurio

	Mercurio metálico ($Hg^0_{(L)}$)	Vapor de mercurio ($Hg^0_{(g)}$)	Mercurio inorgánico (Hg^+ y Hg^{2+})	Mercurio orgánico
Vida media biológica	35 – 95 días	35 – 95 días	~ 40 días	~ 70 días
Absorción	Intestino: < 0.1%; Piel: 15%	Pulmón: 90 – 100% Piel: 15%	Intestino: ~ 7%	Intestino: 80 – 100%
Principal sitio de afectación	Cerebro, riñón	Cerebro, pulmones, riñón.	Cerebro, riñón, tracto gastrointestinal	Cerebro, riñón, feto.
Principal ruta de excreción (humanos)	Orina	Orina	Orina	90% en heces

Fuente: Navarro-García (2009)

2.1.2 Ciclo del mercurio

El mercurio es considerado como un contaminante global. Además de evaluar las interacciones biogeoquímicas del mercurio, se deben considerar los flujos del transporte global, regional y local para conocer las fuentes, predecir los receptores y los impactos ambientales de dichas emisiones (Estado de Utah, EEUU, 2010).

Existen dos formas generales de liberación de mercurio al ambiente (de-Jesús-García, 2007; Ebinghaus *et al.*, 1999; Rodríguez-Montalvo, 2001):

- Fuentes naturales: Erupciones volcánicas, erosión o volatilización de compuestos minerales de mercurio en rocas y suelo, incendios forestales y fotorreducción del mercurio (II) en el agua y la transformación biológica de mercurio inorgánico a orgánico.
- Fuentes antropogénicas: Combustión de combustibles fósiles, madera, incineración de residuos municipales, procesos de fundición y producción de cemento, minería, producción de energía en carboeléctricas, producción de gas cloro y sosa caústica, lixiviados y volatilización en rellenos sanitarios, descargas de aguas y lodos residuales.

Castillo y Roldán (2005) Doadrio (2004), de-Jesús-García (2007), Ebinghaus *et al.* (1999), el gobierno del Estado de Utah-EEUU (2010) y Patiño-Martínez (2011) mencionan que debido a la alta volatilidad del Hg^0 se realizan etapas múltiples de emisión-recepción. La atmósfera está considerada como el mecanismo primordial de transferencia al ambiente, continuando con su transporte, deposición, en suelo o agua, y reemisión (Figura 2.2). El mercurio puede ingresar a la atmósfera en forma de mercurio elemental en fase gaseosa (Hg^0), aproximadamente el 95% de las emisiones, en forma orgánica como dimetilmercurio (CH_3HgCH_3), especie gaseosa divalente (Hg^{+2})

o unido a partículas suspendidas en el aire ($Hg_{(p)}$). La transformación del Hg^0 insoluble a su forma más reactiva y soluble en agua, Hg^{+2} (Figura 2.3), se cree que es proporcional al mecanismo para la deposición de las emisiones de Hg^0 en suelo, agua y, así como, la oxidación del Hg^0 también pueden verse afectada por las concentraciones de otros contaminantes atmosféricos como el ozono, dióxido de azufre y hollín. El Hg^{+2} y el $Hg_{(p)}$ se puede remover del aire a través de la deposición seca o húmeda como precipitaciones pluviales, nieve o niebla. La liberación del mercurio a la atmósfera está en función de sus propiedades fisicoquímicas y puede ser depositado en las inmediaciones de la fuente de emisión o sometido a transporte atmosférico a larga distancia a través del aire. Debido a que la absorción de Hg^0 en agua en la nube es relativamente lento (vida media aproximada a un año), este proceso puede ser responsable de la deposición de mercurio lejos de su fuente. Las emisiones de Hg^{+2} y $Hg_{(p)}$ pueden someterse a la deposición directa húmeda o seca en la superficie del suelo a nivel local; estas especies tienen tiempos de residencia relativamente cortos en la atmósfera que van desde horas hasta meses; aunque, las emisiones de Hg^{+2} con un tiempo de residencia de tan sólo días (5 a 14) en la atmósfera pueden extenderse a decenas o cientos de kilómetros. Las emisiones en forma de partículas de mercurio ($Hg_{(p)}$) tienden a caer más cerca de la fuente de emisión, debido al tamaño de las partículas. La deposición del mercurio en un sitio específico es variable y está afectada por las condiciones meteorológicas como la temperatura y la humedad, radiación solar y, además, las características de las emisiones (especiación, origen, altura de salida del gas, etc.).

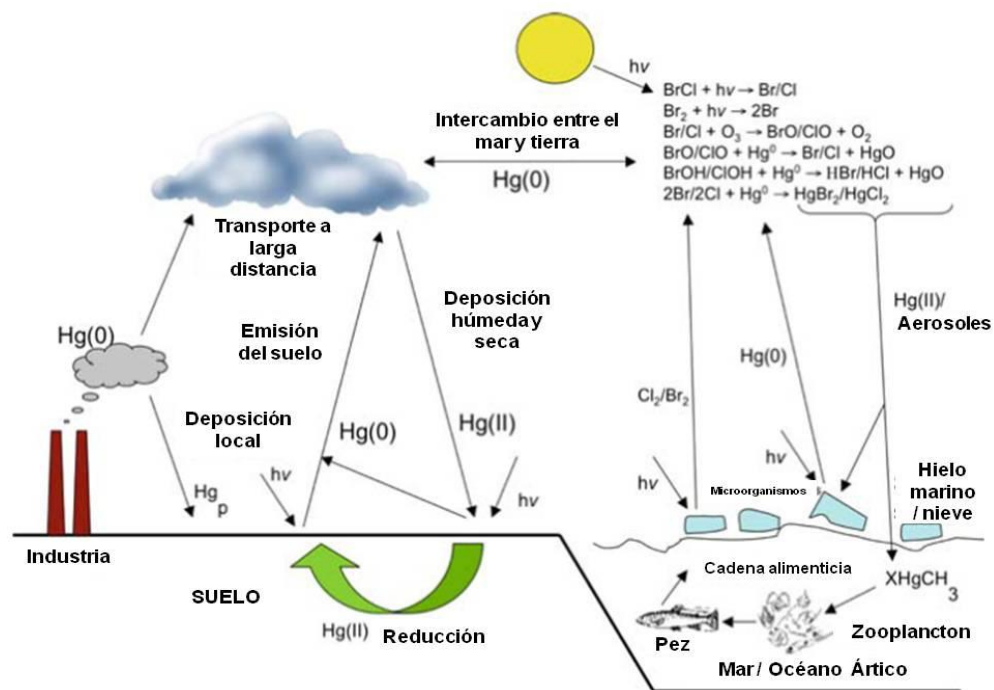


Figura 2.2 Ciclo del mercurio (Ariya et al., 2009)

Además de la atmósfera, el mercurio puede ser transportado a través de los sistemas fluviales al suelo, sedimentos o estar presente en solución acuosa. En los ambientes acuáticos, suele encontrarse en forma divalente (Hg^{+2}), que se adsorbe fácilmente a las partículas, lo que favorece su metabolización por los microorganismos. La metilación del mercurio es la principal reacción que llevan a cabo diversas bacterias reductoras de sulfato, fundamentalmente. En ambientes con limitación de sulfato, se ha observado que la transferencia interespecífica de H_2 y acetato entre metanógenos y bacterias reductoras de sulfato en el proceso de metilación. En sedimentos anóxicos, además de la metilación del Hg^{+2} , se puede catalizar la reacción de formación de HgS a partir de Hg^{+2} y H_2S . Este transporte está limitado por la capacidad de sedimentación. Los océanos son considerados el depósito final de las emisiones atmosféricas, donde el Hg^{+2} , puede ingresar en las profundidades oceánicas, ser reducido y precipitado como HgS insoluble.

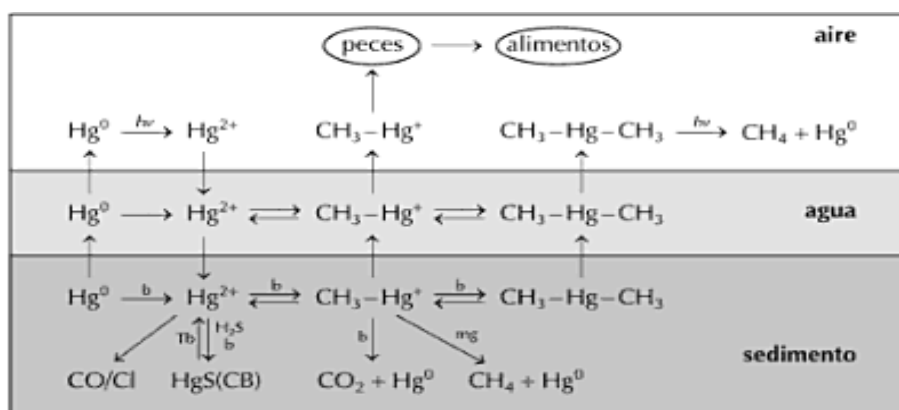


Figura 2.3 Ciclo biogeoquímico del mercurio. **b** (procesos bacterianos); **Tb** (Thiobacilli); **mg** (metanógenos); **CO/Cl** (complejos orgánicos e inorgánicos); **CB** (cinabrio) (Castillo y Roldán, 2005)

En la atmósfera se han estimado las emisiones antropogénicas de mercurio en Norte América (Tabla 2.4) (Ebinghaus *et al.*, 1999).

Tabla 2.4 Emisiones de mercurio antropogénicas estimadas para Norte América, basadas para 1990 (ton/año)

Categoría	Canadá	México	USA
Generación de energía (industrial/comercial)	6.0	2.7 ^a	42.0
Carbón	6.8	1.2	17.9
Carbón residencial	- ^a	0.2 ^a	3.2
Combustión de residuos municipales	1.4	15.5 ^a	45.5
Combustión de residuos médicos	0.3	3.8 ^b	11.1
Manufactura y fundición	32.0	55.9 ^a	27.7
Diversos ^b	- ^a	3.9 ^a	7.7
Total	46.5	83.2	154.1
Porcentaje	16.4%	29.3%	54.3%

^a Extrapolado, ^b información no oficial

Fuente: Ebinghaus *et al.* (1999)

Algunos flujos de liberación de mercurio en sitios contaminados se pueden observar en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5 Flujos de emisión de mercurio en suelos o sitios contaminados

Sitio	Hg (ng/m ² h)
Lodos de planta de cloro-álcali	120,000 – 170,000
Minas contaminadas (Almadén)	130 – 330
Viejo destilador de Hg ⁰ (Almadén)	80,000 – 110,000
Distritos mineros Ivanhoe	0 – 27,600
Distrito minero (Nevada, EEUU)	116,778 – 203,000
Distrito minero (Knoxville, EEUU)	105 – 12,214
Cercanías de una planta de cloro-álcali	1,950 – 13,700

Fuente: Modificada de García-Sánchez *et al.* (2006)

2.1.3 Reacciones de mercurio en atmósfera, agua y suelo

Ariya *et al.* (2009) y Hynes *et al.* (2009) mencionan que para entender el ciclo biogeoquímico del mercurio se debe dar importancia a la química en fase gas a través de la fisicoquímica y su consistencia de los resultados obtenidos. Algunos estudios teórico-prácticos describen que el primer proceso de oxidación del Hg⁰, en la atmósfera, se debe a la reacción con el Br, O₃, OH, Cl y NO₃. Las formas oxidadas de mercurio (Hg⁺²) ya depositadas sobre la superficie de la tierra o en ambientes acuáticos tienen un proceso complejo. Estos mecanismos o procesos no se han definido del todo bien, como la volatilización de mercurio elemental de las superficies, transformación química en otros estados de la materia y su deposición. La tasa de transformación química del mercurio elemental hacia un estado de oxidación depende de dos factores; el primer factor, es la reactividad en un ambiente adecuado como la temperatura, presión, concentración de oxígeno y la humedad relativa; el segundo factor, es la concentración del oxidante. Se han determinado las reacciones cinéticas, de manera teórica y experimental, del mercurio en diferentes fases (Tabla 2.6-2.8).

La química del mercurio en fase acuosa en la atmósfera involucra reacciones de oxido-reducción, la formación de complejos y la fase intercambiable ocurre cuando se generan las gotas de lluvia o en aerosoles. El contenido de agua asociado con las partículas de aerosol es de menor magnitud aunque su composición y las altas concentraciones de alguna especie química lo hacen relevante. Además, el mercurio elemental no es altamente soluble, tiene una constante de Henry de 1.1X10⁻¹ M/atm y, sin embargo, su concentración en la atmósfera en fase acuosa alcanza un valor estable en minutos por lo que el mercurio puede ser oxidado por varios compuestos presentes en la gota (Hynes *et al.*, 2009).

Tabla 2.6 Cinética del mercurio en fase gaseosa

Reacción	Tipo de gas, presión	Temperatura (K)	Tasa (cm ³ /mol*s) ² [R]= J/K* mol
Fase gaseosa			
Hg+Br ₂ → HgBr ₂	Aire, N ₂ , 1 atm	298 ± 1	< 9 X 10 ⁻⁷
Hg+Br → HgBr	NE, 1 atm	Función	1.01X10 ⁻¹² ; e ^{1738/R1}
	1 atm	298	(3.6 ± 0.9)X10 ⁻¹³
HgBr+HgBr → (HgBr ₂ +Hg) ó Hg ₂ Br ₂	CF ₃ Br, 0.26 atm	397	(2.1±1.3)X10 ⁻¹⁴ mol/s
Hg+Cl ₂ → HgCl ₂	Aire, N ₂ , 1 atm	298 ± 1	(2.6 ± 0.2)X10 ⁻¹⁸
Hg+Cl → HgCl	NE, 1 atm	Función	1.38X10 ⁻¹² ; e ^{1729/R1}
		298	2.8X10 ⁻¹²
HgCl+HgCl → Hg ₂ Cl ₂	Ar, 0.95 atm	397	(3±2)X10 ⁻¹³ mol/s
Me ₂ Hg+OH → MeHgOH + Me	Aire, 0.92 atm	-298	(1.9±0.2)X10 ⁻¹¹
Me ₂ Hg+NO ₃ → Hg ⁰ HgO _(s)	NE	NE	(7.4±2.6)X10 ⁻¹⁴
Hg+OH → HgOH	N ₂ , 1 atm	283-353	3.55X10 ⁻¹⁴ ; e ^{-(2440±130)/RT}
	He, 1 atm	298	< 1.2X10 ⁻¹³
Hg ⁰ _(g) +hν ½O ₂ → Hg ⁰ _(g/s)	N ₂ , 5-10X10 ⁻³ atm	294±2	< 4X10 ⁻¹⁵
Hg+O ₃ → HgO _(s) + O ₂	N ₂ , 1 atm	283-323	8.43X10 ⁻¹⁷ ; e ^{-(11700±270)/RT}
	NE	298	(7.5±0.9)X10 ⁻¹⁹
Hg+NO ₃ → HgO+NO ₂	N ₂ , 5-10x10 ⁻³ atm	294±2	< 4X10 ⁻¹⁵

Fuente: Acondicionada de Ariya *et al.* (2009)

NE, no específica

García-Sánchez *et al.* (2006) menciona que los residuos mineros de la extracción de oro, por el método de amalgamación, estando a la intemperie liberan Hg⁰ de 0.6 a 420 ng/m²h (en promedio 9.1 a 239.2 ng/m²h) al ambiente. Dichas emisiones están influenciadas por la intensidad de la radiación solar, la temperatura del suelo y la concentración de mercurio (Hg⁰ ≅ 85-97%).

Uno de los primeros pasos que experimenta el mercurio en una superficie es la adsorción, ésta puede ser de dos tipos; la primera, la adsorción física que se debe a los enlaces débiles por la fuerza de tipo Van der Waals, es decir, no hay una significativa redistribución en la densidad de los electrones entre el absorbente y sustrato, y; la segunda, la adsorción química en el cual si hay un nuevo arreglo de la densidad electrónica, este enlace se puede encontrar entre el carácter iónico o covalente y es diferente a la adsorción física debido a que es más fuerte energéticamente (40-800 kJ/mol en comparación de 5-40 kJ/mol). Dentro de las diferencias se encuentran para la adsorción física es generalmente reversible, no disociativa, potencialmente múltiples capas y rápido, mientras que la adsorción química es disociativa e incluye a menudo un proceso activo con una amplia gama de cinética de desorción y se limita a las monocapas (Ariya *et al.*, 2009).

Schlüter (1996) menciona que el Hg⁰ y (CH₃)₂Hg son las especies con mayor rapidez de volatilización y su solvatación es debida a las fuerzas de London. Mientras que las demás especies están clasificadas como no volátiles y, aproximadamente, sus constantes de distribución aire/agua son 500 veces que las más bajas que las de alta volatilización (Tabla 2.9).

Tabla 2.7 Cinética del mercurio en fase acuosa

Reacción	Ambiente, pH	Temperatura (K)	Tasa (1/M*s)
Cinética fase acuosa			
$Hg^{+2} + hv \rightarrow Hg^0_{(ac)}$	Lago con radiación solar	Ambiente	2.4 – 9 veces de producción que en la noche. 1.6%/h
$Hg^0_{(ac)} + O_3 + H_2O \rightarrow Hg^{+2} + OH^- + O_2$	Agua, pH= 4.5-9.5	≈298	$(4.7 \pm 2.2) \times 10^{-7}$
$Hg^{0(+2)} + H_2O + hv \rightarrow Hg(OH)_2$	pH=7.0	Ambiente	1.2×10^{-4}
$HgCl_2 + e^- \rightarrow Cl^- + HgCl$	pH=5	Ambiente	4.0×10^{10}
$Hg^{+2} + e^- \rightarrow Hg^+$	NE	Ambiente	7.1×10^9
$H + Hg(OH) \rightarrow H_2O + HgOH$	pH=7	Ambiente	2.4×10^9
$OH + HgCl \rightarrow OH^- + HgCl^+$	pH=5	Ambiente	-1×10^{10}
$Hg^+_{(ac)} + OH \rightarrow Hg^{+2} + OH^-$	NE	Ambiente	1×10^{10}
$Hg^0_{(ac)} + OH \rightarrow Hg(OH)$	NE	NE	2.4×10^9
$Hg(HSO_3^-) + hv \rightarrow Hg^0_{(ac)} + S^{+6}$	NE	NE	4×10^{-6} (1/s)
$HgSO_{3(ac)} + hv \rightarrow Hg^+ + SO_3^- \rightarrow Hg^0_{(ac)}$	NE	NE	0.6 1/s
$Hg^0_{(ac)} + \text{bacterias exudadas} + Cl \rightarrow Hg^{+2}$	Agua enriquecida	298	Reacción
$Hg^{+2} + hv \rightarrow Hg^0_{(ac)}$	Agua de río y lago	Ambiente	UV-A: 7.76×10^{-5} 1/s
$Hg^0_{(ac)} + \text{ácidos fúlvicos} \rightarrow Hg^{+2}$	Agua artificial	NE	$1.4 - 1.6 \times 10^{-4}$ 1/s
$Hg^0_{(ac)} \rightarrow Hg^{+2}$	Agua costera en oscuridad	Ambiente	$2.6 - 5.3 \times 10^{-4}$ 1/s
	Agua fresca en oscuridad	NE	$8 - 15 \times 10^{-4}$ 1/s
$Hg^{+2} + Fe^{+3} + hv \rightarrow Hg^0_{(g)}$	Agua fresca expuesta a rayos UV	NE	$0.3 - 3.9 \times 10^{-4}$ 1/s $1.2 - 4.4 \times 10^{-4}$ 1/s $0.6 - 0.8 \times 10^{-4}$ 1/s
$Hg^{+2} + \text{MerA bacteria} \rightarrow Hg^0_{(ac)}$	pH=7	Ambiente	4-18 nmol Hg^{+2} /min mg/proteína
$Hg^0_{(ac)} + NO_3^- + hv \rightarrow Hg^{+2}$	Agua de lago	NE	15.3×10^{-4} 1/s
	Agua tipo Q	Ambiente	8.7×10^{-4} 1/s
$HgSO_{3(ac)} \rightarrow Hg^+ + SO_3^-$	NE	NE	0.6 1/s

Fuente: Acondicionada de Ariya *et al.* (2009)

NE, no específica

El material orgánico, normalmente, es conocido como humus. Este material está formado por cadenas de polímeros (proteínas y lignina) poco solubles en agua, pero muy solubles en medios ácidos y tienen afinidad por los metales pesados debido a su cadena carboxílica -COOH. Los compuestos de mercurio como $Hg(OH)_2$, $HgCO_3$ y HgS son insolubles en agua en condiciones reductoras. En la Figura 2.4 Se pueden observar las reacciones de mercurio en suelos (Universidad de Córdoba, 2008).

Tabla 2.8 Cinética del mercurio en superficies heterogéneas

Reacción	Interfase	Temperatura (K)	Tasa/Constantes/ Resultados
$\text{Hg}^0_{(g)} \rightarrow \text{Hg}^0_{(ads)}$	Aire/Suelo de bosque	Ambiente	0.12 cm/s 0.006 cm/s
	Aire/deposición seca en suelos	Ambiente	0.5 cm/s ($\text{Hg}_{(P)}$) 0.1 cm/s ($\text{Hg}_{(Q)}$)
	Aire/(nieve, tierra estéril)		12.5±2.5 pmol/m ² h
$\text{Hg}^{2+}(\text{ácidos húmicos})+h\nu \rightarrow \text{Hg}_{(g)}$	Agua/aire	Ambiente	Insignificante
$\text{Hg}^0/\text{Me}_2\text{Hg} \rightarrow \text{Hg}^0_{(g)}/\text{Me}_2\text{Hg}_{(g)}$	Suelo/aire	Ambiente	< 1nmol/ m ² h
$\text{Hg}^{2+}[\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-]+\text{sedimento} \rightarrow \text{Hg}^0_{(ac)}$	Agua de lago/sedimento	≈298	≈ 10 ⁻⁵ – 10 ⁻⁶ 1/min
$\text{Hg}^0_{(ac)} \rightarrow \text{Hg}^0_{(g)}$	Agua/Aire	298	5.7 pmol/m ² h pérdido
$\text{Hg}^{2+}+\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{HgS}+2\text{H}^+$	Suelo	NE	NE
$\text{Hg}^0+\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{Hg}_2\text{NOH}$	Suelo	NE	1X10 ⁻⁶ (M)

Fuente: Acondicionada de Ariya *et al.* (2009); Universidad de Córdoba (2008)
NE, no específica

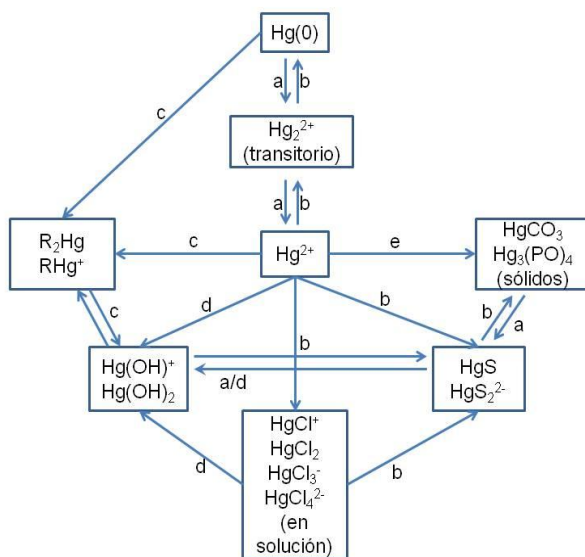


Figura 2.4 Reacciones de transformación de mercurio en suelos: a) oxidación; b) Reducción de Hg o S; c) metilación por los microorganismos; d) hidrólisis, y; e) precipitación (Universidad de Córdoba, 2008)

El mercurio forma aleaciones con diversos metales, excepto el hierro (sólo a temperaturas muy altas) y con azufre se combina a temperatura ambiente. Reacciona con HNO₃ y H₂SO₄ caliente (no reacciona estando frío) y, tampoco, con HCl. Algunos metales como Fe, Cu, Zn precipitan el metal de disoluciones neutras o ligeramente ácidas de sales de mercurio (FQ, 2008).

Tabla 2.9 Constantes de distribución para suelos contaminados con Hg

Especie	$K_d = \frac{[HgX_{(g)}]}{[HgX_{(ac)}]}$ $\frac{g_{Hg}/m^3_{aire}}{g_{Hg}/m^3_{agua}}$	Temperatura (°C)
Hg ⁰	0.29	20
(CH ₃) ₂ Hg	0.31	25
	0.15	0
CH ₃ HgCl	1.9X10 ⁻⁵	25
	1.6X10 ⁻⁵	15
	0.9X10 ⁻⁵	10
Hg(OH) ₂	3.2X10 ⁻⁶	25
	1.6X10 ⁻⁶	10
CH ₃ HgOH	10 ⁻⁷	NE
HgCl ₂	2.9X10 ⁻⁸	25
	1.2X10 ⁻⁸	10

Fuente: Acondicionada de Schlüter (1996)

2.1.4 Potencial redox y pH

Una estrategia para el estudio teórico de la química para predecir las especies involucradas en una reacción o en disolución, dadas ciertas condiciones conocidas como el pH y potencial óxido-reducción, está el uso de diagramas de equilibrio de Pourbaix para especies químicas inorgánicas.

Estos diagramas son utilizados para evaluar el riesgo que puede producir en la salud humana; además, al diferenciar las especies químicas de un compuesto se predice la toxicidad y su comportamiento en el ambiente.

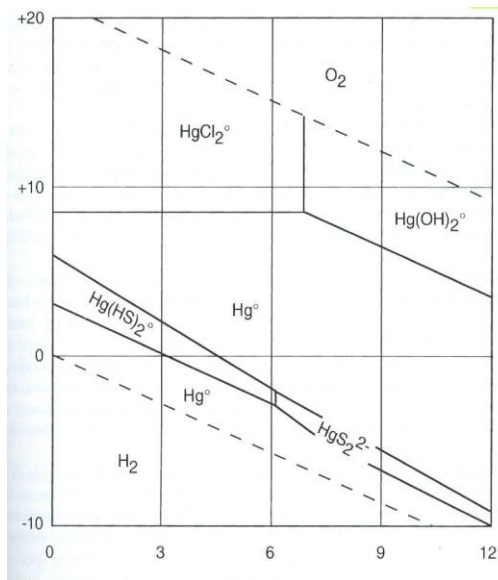
Este tipo de diagrama se obtiene a partir de la concentración molar efectiva de la especie química, balance másico y constante de equilibrio aparente; esta última, depende de la fuerza iónica. Existen diversas presentaciones de estos diagramas de Pourbaix que dependen de las especies involucradas del metal bajo estudio (Figura 2.5).

Algunos potenciales de oxido-reducción para el mercurio son presentados en la Tabla 2.10 (Facultad de Química, 2008; Hagelber, 2006; Lechler, 1999; Sánchez-González, 2010; Schöndorf *et al.*, 1999):

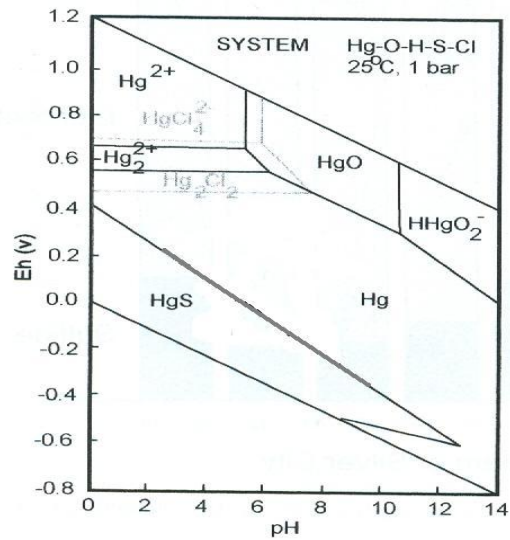
Tabla 2.10 Potenciales óxido-reducción para el mercurio y sulfitos en fase acuosa

Especies	Eh (V)
Hg ⁰ /Hg ⁺²	-0.854
Hg ⁰ /Hg ₂ ⁺²	0.7961
Hg ₂ ⁺² /Hg ⁺²	0.905
S ⁻ +3H ₂ O-6e ⁻ → SO ₃ ⁻ +6H ⁺	0.59
SO ₃ ⁻ +H ₂ O-2e ⁻ → SO ₄ ⁻ +2H ⁺	0.17

Fuente: Modificada de Facultad de Química (2008)



a)



b)

Figura 2.5 Diagramas de Pourbaix para mercurio: a) Hg (II) a 1.5×10^{-6} , Cl_{TOT} de 7×10^{-4} y S_{TOT} de 2.5×10^{-4} mol/dm³ y 11°C; b) Sistema Hg-O-H-S-Cl a 25°C y 1 atm contenido de Hg a 10^{-8} , $Cl^{3.5}$ y S 10^{-3} (Lechler, 1999; Schöndorf, 1999)

2.1.5 Países productores y usos

La distribución continental de los depósitos de este elemento es la siguiente (PNUMA, 2005; Yarto et al., 2004):

- En Europa los principales productores son Rusia, España, Italia, Yugoslavia y Turquía.
- En el continente americano se han localizado depósitos en Estados Unidos, México, Chile, Colombia y Perú.
- En Asia se produce en China, Japón y Filipinas.

A pesar de la reducción en el consumo mundial de mercurio, de la competencia en la oferta y los bajos precios, en algunos países se sigue produciendo mercurio por extracción (Tabla 2.11).

También, existe la minería artesanal por mercurio de pequeña escala y, es probable, que esta producción satisfaga una sólida demanda local de mercurio, generalmente para la extracción artesanal de oro.

Tabla 2.11 Producción mundial de mercurio

Periodo	1981 - 1985	1986 - 1989	1990 - 1995	1996	1997	1998	1999	2000	2008
	Toneladas métricas								
Producción primaria global registrada	5500 - 7100	4900- 6700	3300 - 6100	2600- 2800	2500 - 2900	2000 - 2800	2100 - 2200	1800	1316

Fuentes: PNUMA (2005); Servicio Geológico Mexicano (2010a)

Además, el mercurio metálico disperso en agua se utilizó para tratar el dolor de cabeza, constipación y melancolía (depresión). El cloruro de mercurio (II) únicamente se utilizaba para combatir la sífilis (Doadrio, 2004; Hempel y Thoeing, 1999; Rodríguez-Montalvo, 2001; Sánchez-González, 2010; EPA, 1999; Yarto, 2004).

Tabla 2.12 Usos o recursos de las especies del mercurio en la industria

Forma química	Recurso o uso
Mercurio elemental	Manufactura en plantas de cloro-álcali
	Rellenos dentales
	Minería de oro y plata
	Equipo eléctrico (baterías, contactos eléctrico)
	Instrumentos (barómetros, termómetros)
Mercurio inorgánico (Hg⁺²)	Equipo eléctrico (baterías)
	Productos para el cuidado de la piel
	Productos medicinales
	Impregnación de la madera
Mercurio orgánico (fenilmercurio, etilmetilóxido de mercurio)	Fungicida
	Plaguicidas
	Pigmentos en pintura
	Productos medicinales (antisépticos)
	Diuréticos

Fuentes: Doadrio (2004); Hempel y Thoeing (1999)

2.1.6 El mercurio y la minería

Volke *et al.* (2005) y Bernat (2002) mencionan que la minería adquirió una gran relevancia económica y social hasta el periodo de la colonia, convirtiéndose entonces en el motor del crecimiento económico y modernización de la Corona Española. Esta minería se centró en la extracción de metales preciosos como la plata y el oro. La plata se comenzó a extraer (Tabla 2.13) en varios estados de la República como Zacatecas (1546), Guanajuato (1550) y Pachuca (1552).

El mercurio se extrae como sulfuro de mercurio (cinabrio). A lo largo de la historia, los yacimientos de cinabrio han sido la fuente mineral para la extracción comercial de mercurio metálico. Es muy estable y prácticamente inatacable por los agentes atmosféricos (CO_2 , H_2O y O_2). La forma metálica se refina a partir del mineral de sulfuro calentándolo a temperaturas superiores a los 540°C . De esta manera se vaporiza el mercurio contenido en el mineral y luego se captan y enfrían los vapores para formar el mercurio metálico líquido (Doadrio, 2004; PNUMA, 2005; Yarto *et al.*, 2004).

Aunque Higuera *et al.* (2007) menciona que el rango de temperatura es de 250 a 300°C para liberar el Hg^0 a partir del cinabrio (Ec. 2.1). El proceso es muy simple, se ha realizado en hornos artesanales (Figura 2.6); sin embargo, durante la misma se produce una importante liberación de vapor de mercurio y emisiones de SO_2 debido al contenido de azufre (50%) con respecto al mercurio (13%) en el cinabrio, lo que disminuye la efectividad del proceso. Aunque la tecnología ha ido evolucionando hasta llegar a los hornos de propano

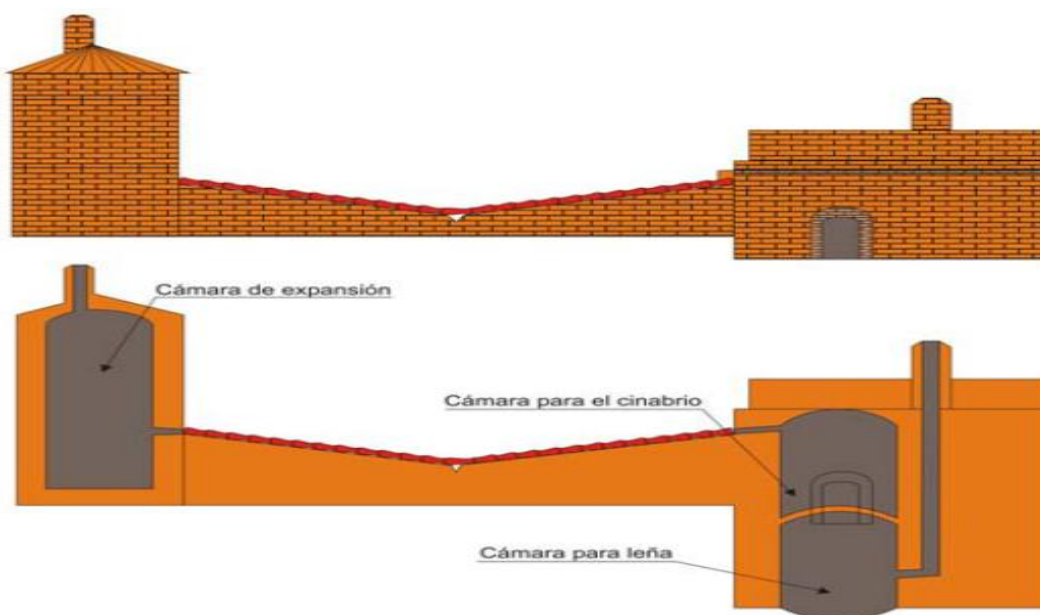


Figura 2.6 Esquema de uno de los sistemas primitivos de metalurgia del cinabrio (Higuera *et al.*, 2007)

En el estado de Querétaro se tienen evidencias de actividad minera en la Sierra Gorda desde épocas lejanas. Según estudios arqueológicos, se realizaron explotaciones a cielo abierto desde el siglo XIII a. C. y subterráneas alrededor del siglo X a. C., para producir cinabrio (mercurio), que se utilizaban para rituales. En la década de 1960, este estado se coloca como primer productor

nacional con una producción estimada de 140 toneladas. Posteriormente, de 1970 a 1974 se registró una producción de 3,712 toneladas de mercurio (Servicio Geológico Mexicano, 2010a). En la Tabla 2.14 se presenta la producción de mercurio a nivel nacional y, en la Tabla 2.15, las importaciones y exportaciones.

Tabla 2.13 Producción minera de oro y plata en México en la época de la colonia española

Periodo (años)	Oro (kg)	Plata (kg)
1503 – 1510	4,965	0
1511 – 1520	9,153	0
1521 – 1530	4, 889	148
1531 – 1540	14,466	86,193
1541 – 1550	24,957	177,573
1551 – 1560	42,620	303,121
1561 – 1570	11,530	942,858
1571 – 1580	9,429	1'118,592
1581 – 1590	12,101	2'103,027
1591 – 1600	19,451	2'707,626

Fuentes: Bernat (2002)

Tabla 2.14 Producción de mercurio en México

Año	Cantidad (ton)	Año	Cantidad (ton)
1891 – 1900	2,802	1951 – 1960	5,955
1901 – 1910	1,938	1961 – 1970	6,601
1911 – 1920	1,216	1971 – 1980	4,672
1921 – 1930	671	1981 – 1985	1,534
1931 – 1940	2,335	1986 – 2008	ND
1941 – 1950	5,465	TOTAL	33,189

Fuente: INEGI (2009)

ND, no disponible

El impacto de la minería sobre el ambiente y la salud se relaciona con la composición del mineral, el tipo de explotación, el proceso de beneficio, la escala de las operaciones y las características del entorno. La composición de los residuos puede variar de acuerdo con las condiciones particulares de cada mina (Volke et al., 2005).

Volke et al. (2005), Belmont-Bernal (2008) y Yarto (2004) mencionan la contaminación de suelos por actividades mineras en México, como la generada durante el beneficio del oro y la plata, realizado comúnmente por los métodos de amalgamación con mercurio (conocido como el método de patio) o por cianuración no es posible la recuperación total de los compuestos y/o elementos adicionados, por lo que es común encontrarlos en los residuos del proceso (jales) en forma soluble.

Tabla 2.15 Importaciones y exportaciones de mercurio en México

Año		2008	2009
Fracción arancelaria	Tipo de comercio	Cantidad (kg)	Cantidad (kg)
2805.40.01	Exportación	58,482	36,696 ^P
	Importación	15,341	26,092 ^P

Fuente: Servicio Geológico Mexicano (2010a)

^Pcifras preliminares

Patiño-Martínez (2011) menciona sobre el gran aprovechamiento del mercurio, tuvo como consecuencia la presencia actual de áreas enriquecidas con mercurio a cielo abierto, producto de las mermas de la industria minera debido a que el método de extracción del mercurio, en hornos rústicos de destilación, los porcentajes de eficiencia se encontraban aproximadamente en un 60 al 75% en los mejores casos (Tabla 2.16).

Tabla 2.16 Estimación de mermas de mercurio en Querétaro para 1970 – 1974

Municipio	Producción (kg)	Recuperación óptima estimada por tipo de horno (%)	Desecho estimado (kg)
San Joaquín	1'261,000	75	315,250
Cadereyta	1'002,000		250,500
Pinal de Amoles	668,000		167,700

Fuente: Patiño-Rivera (2011)

2.1.7 Contaminación por mercurio en México

Todas las formas conocidas del mercurio han sido establecidas como tóxicas. Debido a ello, éste y los compuestos que puede formar son persistentes y bioacumulativos, por consiguiente son de gran riesgo para la salud del hombre y la calidad ambiental (de-Jesús-García, 2007).

Durante las últimas dos décadas la preocupación por la contaminación de suelos con metales pesados ha aumentado a nivel internacional. En el ámbito trilateral, Estados Unidos, Canadá y México firmaron el Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte (ACAAN), en 1994 y, en 1997, fue elaborado un Plan de Acción Regional (PARAN) para reducir la contaminación por mercurio (Hg) de las emisiones antropogénicas en el ambiente (Belmont-Bernal, 2008; Yarto *et al.*, 2004).

En México, se realizó una especiación de Hg en suelos mineros (jales) y cercanías, donde se ocupó el método de patio, en los municipios de San Joaquín y Pinal de Amoles del estado de Querétaro (Tabla 2.17). Algunos sitios presentan una concentración mayor (23 y 310 mg/kg) con respecto a la normativa mexicana (DOF, 2004). En estos estudios se han identificado las siguientes

especies de Hg (Belmont-Bernal, 2008; Lechler, 1999; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006; Santos-Santos y Cruz-Gavilán, 2008):

- **Total (Hg_{TOT}):** Es la cantidad de todas las especies de mercurio presentes en la muestra.
- **Soluble (Hg_{SOL}):** Es la cantidad de mercurio unido a iones cloruro.
- **Elemental (Hg_{ELEM}):** Es la cantidad de mercurio metálico que está unido a otro metal y está presente en forma de amalgama.
- **Intercambiable (Hg_{INTER}):** Corresponde a la porción de Hg total que puede ser intercambiado de sitios activos en suelos o sedimentos, por ejemplo, lodos, materia orgánica y óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso.
- **Fuertemente enlazadas (Hg_{F-E}):** En ella se encuentran especies unidas a compuestos de Fe y Mn, además de una porción de Hg orgánicamente enlazado y que puede ser extraído a la solución mediante acidificación de los sitios orgánicos, intercambiando de esta forma al mercurio, el cual, queda liberado del mineral.
- **Orgánicas (Hg_{ORG}):** Representa la cantidad de Hg unido a los ácidos húmicos y fúlvicos contenidos en la materia orgánica de los suelos. El ácido húmico es el material orgánico generalmente oscuro, que puede ser extraído del suelo por medio de varios disolventes y que es insoluble en ácidos diluidos. Por su parte, el ácido fúlvico es el material colorido que queda remanente en la solución, después de remover el ácido húmico acidificando el medio.
- **Fracción residual (Hg_{RES}):** Cantidad de Hg que no se logró extraer en ninguna de las etapas.
- **Sulfuro mercúrico (HgS):** La fracción sulfuros representa principalmente la cantidad de Hg en forma de *cinabrio* que contiene la muestra.

Tabla 2.17 Concentración de las especies de mercurio en suelos de Querétaro, México

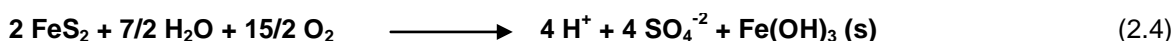
Especie de mercurio	Concentración (mg/kg)					
	Manantial	Urbana	Urbana	Ex-mina	Ex-mina	Ex-mina
Soluble	0.02	ND	0.02	0.01	0.16	0.02
Elemental	18.07	15.79	396.05	196.63	402.78	997.92
Intercambiable	ND	ND	0.11	1.73	6.92	0.23
Fuertemente enlazada	0.41	0.04	4.28	7.07	2.88	2.66
Orgánico	ND	ND	0.95	0.06	2.44	0.11
Residual	1.67	3.14	58.94	13.17	22.81	98.05
Sulfuros	13.95	13.48	54.09	19.29	4.61	105.32
Hg_{TOT}	34.12	32.45	514.44	237.96	442.60	1204.31

Fuentes: Navarro-García (2009); Santos-Santos y Cruz-Gavilán (2008)
 ND, no detectable

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) comunes derivados de los procesos mineros (flotación e hidrometalurgia), en el caso de México, son Pb, Cd, Zn, As, Se y Hg (Volke et al., 2005).

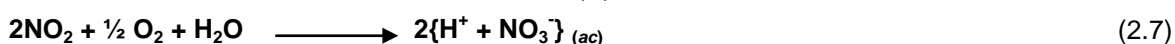
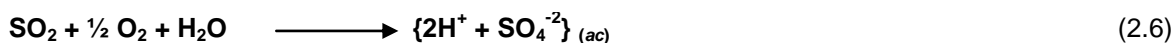
2.1.7.1 Lluvia ácida y generación de lixiviados

González-Sandoval (2010) y Lizárraga-Mendiola (2008) mencionan que, en la actualidad, el jal generado por actividades mineras representa un riesgo al ambiente, debido a la lixiviación de elementos potencialmente tóxico, EPT, que forman parte de una variedad de minerales presentes en los residuos mineros. Además, la lixiviación de metales en el jal conlleva a numerosos procesos geoquímicos que controlan la concentración de los elementos extraídos, tales como la composición mineralógica, solubilidad mineral, tiempo de oxidación de sulfuros, contenido de agua, oxígeno y pH. El agua y el oxígeno son los dos principales factores que propician la oxidación de sulfuros, dando como resultado un medio ácido, así como soluciones enriquecidas en metales. Este proceso es conocido como drenaje ácido de mina (DAM). La reacción general, de la pirita, involucrada para la formación del DAM con valores de pH menores a 6.4, es la siguiente:



La contaminación por la capacidad de lixiviación de los metales y metaloides pesados en los jales mineros puede llegar a cuerpos de agua causando daños a la flora y fauna; además, aumentando su biodisponibilidad y los riesgos a la salud (González-Sandoval, 2010; Navarro-García, 2009; Olmos et al., 2007; Ruiz-López, 2009).

Castillo y Roldán (2005) y Manahan (2007) mencionan sobre el fenómeno ácido-base en el agua involucran la pérdida y aceptación de los iones H^+ . Esta acidez generalmente es el resultado de la presencia de ácidos débiles, particularmente CO_2 (mayor abundancia después del N_2 y O_2), pero a veces incluye otros como H_2PO_4^+ , H_2S , proteínas y ácidos grasos. La presencia natural de este ácido es lo que provoca que el agua de lluvia tenga un pH inferior a 7.0 (generalmente a un valor de 5.6). Además, la precipitación acidificada por la presencia de ácidos más fuertes que el $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ se conoce como lluvia ácida en todos los tipos de precipitación (niebla, rocío, nieve, aguanieve, etc.). Aunque, ésta puede originarse de la emisión directa de ácidos fuertes; también, se origina por la presencia de contaminantes atmosféricos secundarios (SO_2 y NO_x), producidos por la oxidación atmosférica en la combustión de carbón y petróleo:



Las reacciones químicas como éstas juegan un papel predominante determinando la naturaleza, el destino y transporte de la precipitación ácida. Por ejemplo, la pequeña fracción del NO que se

disuelve en el agua no reacciona significativamente, sin embargo, su producto final de oxidación, HNO₃, aunque volátil, es altamente soluble en agua, fuertemente ácido y muy reactivo con otros materiales. Por consiguiente, tiende a ser eliminado rápidamente de la atmósfera, haciendo mucho daño a las plantas, materiales susceptibles de sufrir corrosión y otros materiales que se ponen en contacto con él. En los EEUU se ha caracterizado la lluvia ácida (Tabla 2.18) y se han determinado algunos contaminantes.

Gemici (2008) reporta sobre la movilidad de los metales en agua, residuos mineros y flujo de sedimentos por una mina de cinabrio. Se determinaron los valores de pH ácidos 2.55 y 2.7, concentraciones de Hg de 0.25 y 0.274 µg/L; además, una conductividad eléctrica de 5,600 µS/cm y concentraciones de SO₄²⁻ de 3,981 mg/l para aguas de mina.

Tabla 2.18 Contaminantes presentes en el agua de lluvia en EEUU

pH	g/ha						kg/ha	
	Ca	Mg	Cd	Zn	Fe	P	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼
4.28	159	35.2	26.3	10.5	3.31	24.6	1.04	1.28

Fuente: Jiménez (2001)

Algunos parámetros que han sido determinados en el agua de lluvia, en EEUU, son: DQO de 20 a 30 mg/L, contenido de SO₄ de 2 a 35 mg/L y un pH de 4 a 7. Además, dependiendo de los asentamientos humanos (zona residencial con densidad poblacional baja y alta, comercial, Industrial baja o carreteras) se han reportado valores de 25,000 a 80,000 mg/L de DQO (Jiménez, 2001).

En Sao Paulo, Brasil, se reportaron valores de pH debajo de 5.6; así como presencia de SO₄⁼, NO₃⁻ en concentraciones de 12.1 y 20.3 µmol/L y potenciales de acidez del 31.1 y 26.0%, respectivamente (dos-Santos *et al.*, 2005).

La lluvia ácida es un factor que puede contribuir a la disolución de la materia presente y en la fisicoquímica del suelo. En México, este tipo de precipitación no se evalúa en todos los estados. Sin embargo, hay estudios realizados en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), con valores en su potencial de hidrógeno (pH) de 3.4, 3.65 y 3.89 para los años de 1989, 2007 y 2008, respectivamente. El valor de referencia de lluvia es de 5.65 (Panizza-de-León, 2009; SEMARNAT, 2008).

Patiño-Martínez (2011) Caracterizó la lluvia proveniente del municipio de San Joaquín, Querétaro, en tres zonas: Zona arqueológica Ranas, Toluquilla y la Cabecera municipal. Reportando

concentraciones de mercurio total soluble e insoluble de 36.49 y 60.47 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Además valores de pH de la lluvia de 4.96 a 6.00 (Tabla 2.19).

Tabla 2.19 Cationes y aniones totales presentes en la lluvia del municipio de San Joaquín, Querétaro

pH	mg/l							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼
4.96 – 6	2.83	0.22	0.47	0.48	3.85	0.86	1.76	7.72

Fuente: Acondicionada de Patiño-Martínez (2011)

2.2 Pinal de Amoles, Querétaro

Este municipio se localiza al norte del estado de Querétaro a 152 km de su capital. Colinda con los municipios de Arroyo Seco, Jalpan de Serra, San Joaquín Cadereyta de Montes y Peñamiller; y, además, con el estado de Guanajuato (Figura 2.7). Tiene una extensión territorial de 611.9 km², ocupando el 6.1 % de la superficie del estado. Cuenta con una población total de 25,325 habitantes (INEGI, 2005) y con tasas de crecimiento y mortalidad de 5.72 y 14.53 % (Ayuntamiento de Pinal de Amoles, 2010; INEGI, 2010).

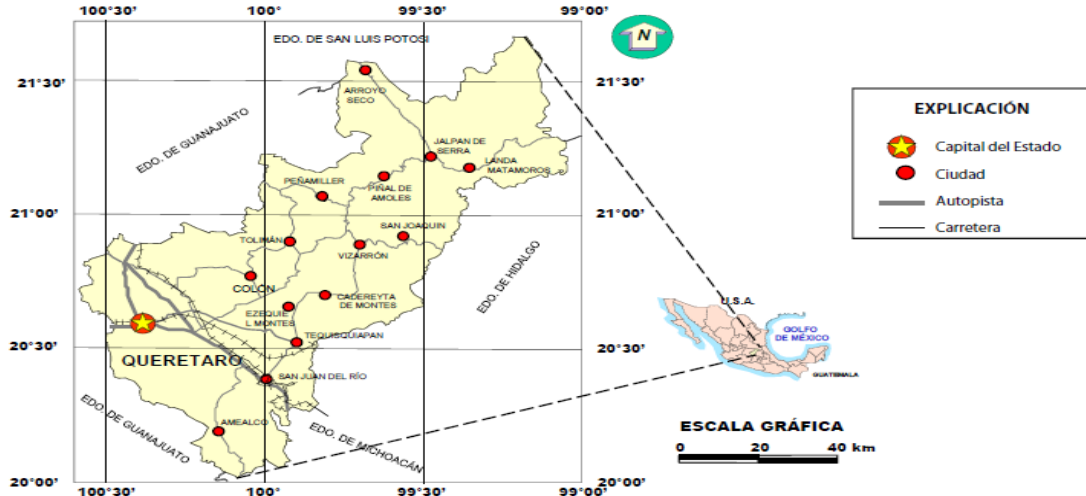


Figura 2.7 Ubicación geográfica de Pinal de Amoles, Querétaro (Servicio Geológico Mexicano, 2010b)

El clima, la mayor parte del año, es de tipo semicálido subhúmedo con un rango de temperatura de 12 a 24 °C y con precipitaciones anuales de 500 a 1000 mm, la mayoría en verano y escasa en invierno. Su hidrografía pertenece a la Región hidrológica nacional del Panuco y está compuesta por dos cuencas, las del Río Tamuín y del Río Moctezuma principalmente. La Subcuenca está

conformada por el Río Santa María Bajo y el Río Extóraz y, cuyas corrientes de aguas, son de tipo perennes e intermitentes como Extóraz, Acayo, El Real, Jalpan, Arroyo La Barranca, El Bosque y Las Umbrelas (Figura 2.8). Los tipos de suelo dominantes son el leptosol (50%) y el luvisol (30%) y se encuentra en una zona accidentada con pendientes pronunciadas, planicies y mesetas pequeñas (Enciclopedia de los Municipios de México: Querétaro, 2005; INEGI, 2005; Ayuntamiento de Pinal de Amoles 2009–2012, 2010). Los principales cuerpos de agua de que dispone el estado de Querétaro se presentan en la Tabla 2.20.

Tabla 2.20 Región Hidrológica del Pánuco y sus capacidades

Presa	Ubicación	Capacidad (10 ⁶ m ³)
Constitución de 1917	San Juan del Río	65.00
San Idelfonso	Amealco de Bonfil	52.70
Centenario	Tequisquiapan	10.15
La Llave (El Divino Redentor)	San Juan del Río	9.30
Jalpan	Jalpan de Serra	8.00
La Soledad	Colón	7.470
Colón	Colón	4.80
El Capulín (S.P.T.)	Amealco de Bonfil	3.80
Paso de Tablas	Tequisquiapan	3.00

Fuente: Enciclopedia de los municipios de México: Querétaro (2005)

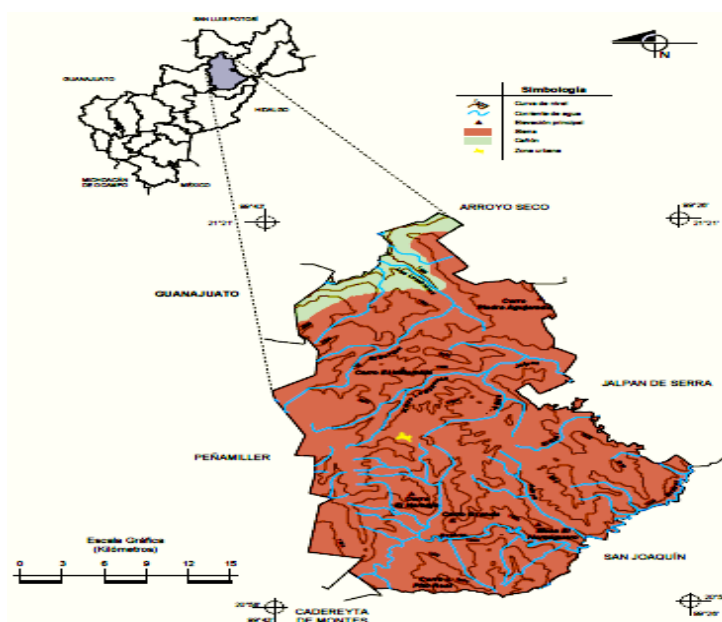


Figura 2.8 Relieve de Pinal de Amoles, Querétaro (INEGI, 2005)

Los distritos mineros de Querétaro (Peña Miller, Pinal de Amoles y San Joaquín) fueron zonas importantes de producción de mercurio y, también, yacimientos naturales asociados a otros cationes potencialmente tóxicos como As, Cd, Pb, Cr, Sb, Cu, Ni y Zn. En la Sierra Gorda, la presencia del cinabrio y Hg metálico propició que sus habitantes desarrollaran técnicas para su

extracción. A partir de 1930 y, específicamente en las décadas de 1950 y 1960, se presenta una bonanza en la producción primaria de mercurio, constituyéndose en el primer productor de mercurio a nivel nacional. Esta explotación se realizó en épocas en las que no existían consideraciones de protección al ambiente en el proceso de producción y beneficio del metal. Así, después de muchos años de inactividad en las minas, se pueden encontrar cantidades elevadas de mercurio. Las regiones mineras (Figura 2.9) se han agrupado de acuerdo con su importancia, tipo de mineralización y la forma en que se observan en los distritos mineros más importantes, como se muestra en la Tabla 2.21. La distribución en la explotación de los metales se puede observar en la Figura 2.10 (Navarro-García, 2009; Servicio Geológico Mexicano, 2010).

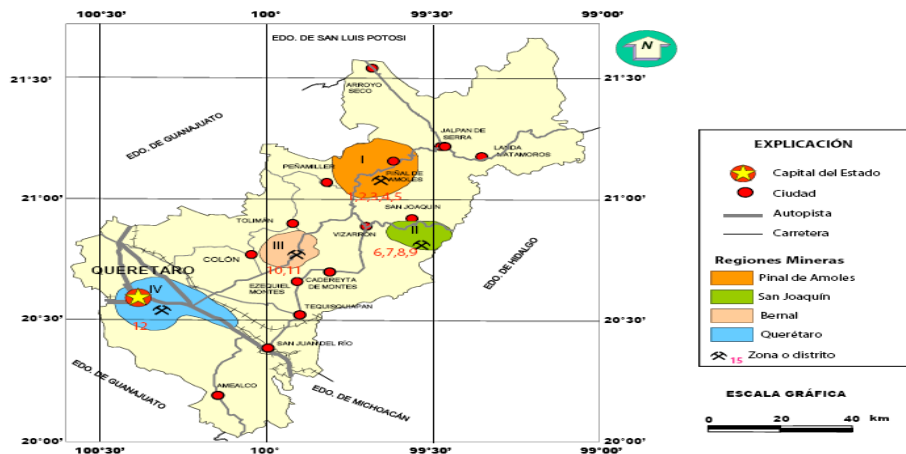


Figura 2.9 Regiones mineras del estado de Querétaro (Servicio Geológico Mexicano, 2010b)

Tabla 2.21 Zonas mineras, sustancias y tipos de yacimientos

Región minera	Zona o Distrito minero	Substancia	Tipo de yacimiento
I. Pinal de Amoles	1. Animas 2. Río Blanco 3. El Soyatal 4. Plazuela 5. Bucareli	Au, Ag, Pb, Zn, Hg, Sb	Mantos y chimeneas, zonas de <i>skarn</i> , vetas
II. San Joaquín	6. Maconí 7. Santo Entierro 8. San Juan 9. Calabacillas Nepomuceno	Ag, PB, Zn, Cu, Au, Hg	Chimeneas, <i>skarn</i> , mantos diseminados
III. Bernal	10. San Martín 11. San Antonio	Au, Ag	Chimenea, veta, mantos
IV. Querétaro	12. San Pedrito	Au, Ag	Vetas, masivo

Fuente: Servicio Geológico Mexicano (2010b)

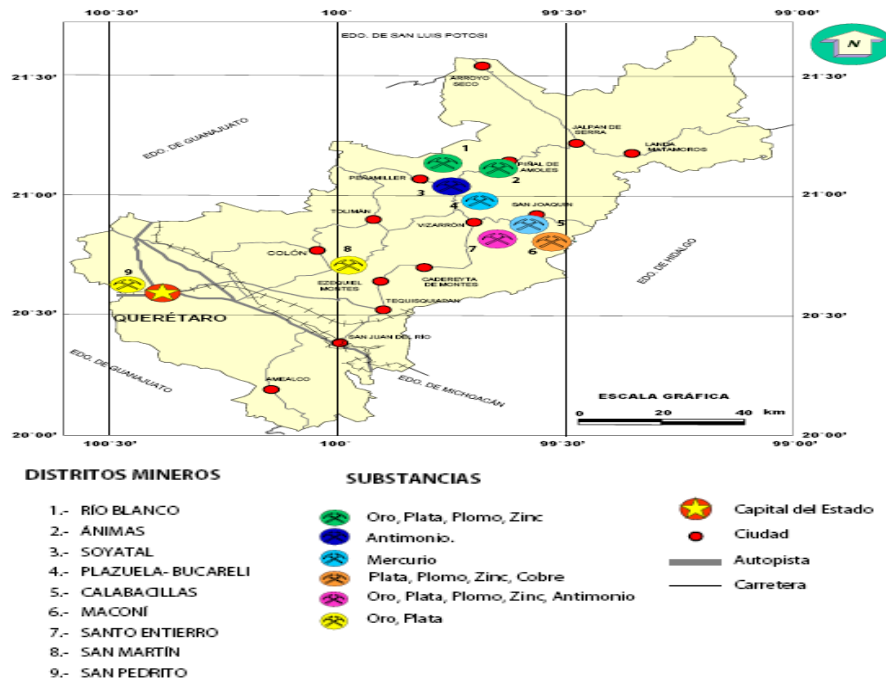


Figura 2.10 Distribución de los Distritos mineros metálicos y explotación de sustancias metálicas (Servicio Geológico Mexicano, 2010b)

2.3 Tecnologías de tratamiento de suelos

Los metales pesados están presentes en el suelo como componentes naturales del mismo o como consecuencia de la actividad del hombre. Entre los impactos más graves que sufre el suelo se puede destacar la contaminación por metales pesados, por su lenta y difícil restauración. Debido a las desventajas que presentan las técnicas fisicoquímicas y al actual grado de comprensión de algunos mecanismos moleculares y bioquímicos del metabolismo de distintos organismos se ha promovido el uso o la aplicación de técnicas biológicas para la recuperación de sitios contaminados (Carranza-Bautista, 2009; Millán *et al.*, 2007).

En suelos, el mercurio está unido a diferentes fases sólidas o elementos; por lo que la selección de los mecanismos de extracción es importante para limpiar un sitio. Las formas iónicas de mercurio se absorben fuertemente por los suelos y sedimentos y se desorbe lentamente. Minerales de la arcilla pueden absorber iones de mercurio a un pH de 6 de forma óptima. Los óxidos de hierro también absorben los iones de mercurio en los suelos neutros. La mayoría de los iones de mercurio son absorbidos por la materia orgánica (principalmente ácidos húmicos y fúlvicos) en suelos ácidos. Cuando la materia orgánica no está presente, el mercurio obtiene una movilidad relativamente mayor en los suelos ácidos y se evapora a la atmósfera o filtrarse a las aguas

subterráneas; además, la eficacia de los suelos como filtro químico de los compuestos ácidos depende de su composición y de la velocidad de deposición ácida. A mayor proporción de carbonatos de calcio ($\text{pH} \cong 8$) y magnesio en las rocas o suelo, mayor es su efecto neutralizador. Los suelos graníticos (rocas ácidas) son los que tienen una menor capacidad tampón en comparación de las rocas calizas (Castillo y Roldán, 2005; EPA, 2007; Hempel y Thoeming, 1999; Volke y Velasco, 2002).

El término “tecnología de tratamiento” implica cualquier operación unitaria o serie de operaciones unitarias que altera la composición de una sustancia peligrosa o contaminante a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado. Estas acciones se conocen como estrategias básicas y pueden utilizarse por separado o en conjunto, *in-situ* o *ex-situ*, para remediar la mayoría de los sitios contaminados. Son las siguientes (Volke y Velasco, 2002):

- Destrucción o modificación de los contaminantes.
- Extracción o separación.
- Aislamiento o inmovilización del contaminante.

Dentro de los tratamientos (Tablas 2.22a y b) que se realizan en el suelo, estos se pueden clasificar en (EPA, 2007; Hempel y Thoeming, 1999; Volke y Velasco, 2002):

- Biológicos (biorremediación): Utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar (destrucción), transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos.
- Físicos y/o químicos: Utiliza las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir o contener la contaminación. Por ejemplo la clasificación húmeda, la extracción química, etc.
- Térmicos: Utilizan el calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en un suelo.

Los mecanismos químicos (Figura 2.11) que están involucrados se pueden clasificar en (EPA, 2007; Hempel y Thoeming, 1999):

- Desorción de especies adsorbidas
- Oxidación de mercurio metálico
- Extracción de iones en complejos orgánicos de mercurio por competencia de agentes enlazadores fuertes.

- Disolución del mercurio y precipitado.

Tabla 2.22a Tecnologías empleadas en el tratamiento de residuos de Hg

Tecnología u operación unitaria	Residuos resultantes (requieren otro tratamiento)	Factores que afectan el rendimiento o costos	
		Características de la matriz	Parámetros de operación
Medio donde se encuentra inicialmente el contaminante: Agua			
Precipitación	Sólido (Sí)	pH del medio y presencia de otros contaminantes	Dosis de compuestos químicos agregados
Adsorción	Sólido (Sí)	pH del medio y presencia de otros contaminantes	Mantenimiento del medio adsorbente, Caudal utilizado
Filtración por membrana	Líquido (Sí)	Masa molecular de los contaminantes, temperatura, presencia de otros contaminantes	Tipo de medio filtrante, Presión, Temperatura
Tratamiento biológico	Sólido y líquido (Sí)	pH del medio y presencia de otros contaminantes	Disponibilidad de nutrientes, Temperatura
Medio donde se encuentra inicialmente el contaminante: Sólido y sedimentos			
Solidificación/Estabilización	Sólido (No)	pH del medio, presencia de compuestos orgánicos, tamaño de partícula, humedad de la muestra y estado de oxidación del mercurio	Tipo de material estabilizante, Estabilidad del residuo con el material
Lavado de suelos y extracción ácida	Sólido y líquido (Sí)	Homogeneidad del suelo, presencia de compuestos orgánicos, tamaño de partícula, pH del medio y el contenido de humedad	Tiempo de residencia o contacto Temperatura
Térmico	Sólido, líquido y vapor (No)	Presencia de compuestos orgánicos, tamaño de partícula y humedad del residuo	Temperatura, presión y rendimiento del sistema
Vitrificación	Sólido y vapor (No)	Falta de materiales vitrificantes, tamaño de partícula, contenido de humedad, presencia de compuestos orgánicos y formación de burbujas de aire	Temperatura

Fuente: EPA (2007)

Se debe considerar que el equilibrio controla estos mecanismos que dependen de sí mismos. En particular, la re-adsorción o el re-enlazamiento de las especies del mercurio disuelto sobre superficies o en materia orgánica pueden causar un cambio en la distribución del mercurio interna en las diferentes fases sólidas y producir una baja eficiencia de extracción. Aunado a los mecanismos químicos, los mecanismos de transporte también controlan la extracción, debida a las especies de mercurio que pueden ser enlazadas a las fases del suelo que están cubiertos por alguna otra fase, en gran parte a la velocidad en los límites de la difusión en el proceso de extracción.

Tabla 2.22b Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación de acuerdo al tipo de tratamiento

Tipo de tratamiento	Ventajas	Desventajas
Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Son efectivos en cuanto a costos ➤ Son tecnologías benéficas para el ambiente ➤ Los contaminantes son generalmente destruidos ➤ Se requiere un mínimo o ningún tratamiento posterior 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Requieren mayores tiempos de tratamiento ➤ Es necesario verificar la toxicidad de intermediarios y/o productos ➤ No pueden emplearse si el tipo de suelo no favorece el crecimiento microbiano
Físicos y/o químicos	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Son efectivos en cuanto a costos ➤ Pueden realizarse en periodos cortos ➤ El equipo es accesible y no necesita de mucha energía ni ingeniería 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Los residuos generados por técnicas de separación deben tratarse o disponerse (aumento de costos y necesidad de permisos) ➤ Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes (requiere sistemas de recuperación)
Térmicos		<ul style="list-style-type: none"> ➤ Es el grupo de tratamientos más costoso

Fuente: Volke y Velasco (2002)

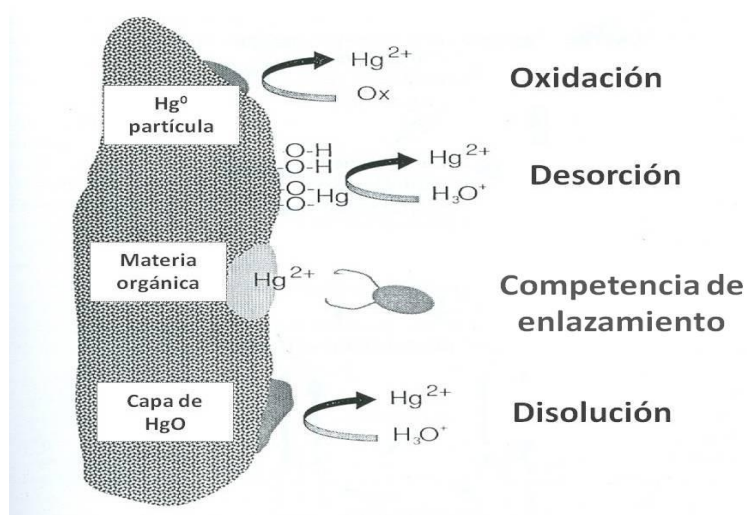


Figura 2.11 Mecanismos de extracción de mercurio en suelos (Hempel y Thoeming, 1999)

2.3.1 Biorremediación

La biorremediación se refiere a la transformación en sus propiedades físicas, químicas o biológicas de residuos orgánicos o sustancias inorgánicas de los contaminantes, mediante el uso de microorganismos donde utilizan las capacidades estructurales, fisiológicas y metabólicas para satisfacer sus requerimientos nutrimentales y de energía contribuyendo a la desintoxicación o co-

metabolismo a través de la adición de materiales exógenos, a los ambientes contaminados, para acelerar el proceso natural de biodegradación. La biorremediación puede realizarse con la ayuda de biofiltros, biorreactores o por “compostaje” (Carpena y Bernal, 2007; Carranza-Bautista, 2009; Gómez-Bermejo, 2010; López-Martínez *et al.*, 2005).

Su ámbito de aplicabilidad es muy amplio y se puede realizar una clasificación dependiendo de los estados de la materia o, también, en función de los contaminantes (Mulas, 2011; Sánchez y Rodríguez, 2010):

- Estado físico de la materia:
 - ✓ Sólido: Con aplicaciones sobre medios contaminados como suelos, sedimentos o en lodos, residuos, etc.
 - ✓ Líquido: Aguas superficiales, subterráneas o aguas residuales.
 - ✓ Gases: Emisiones industriales, así como productos derivados del tratamiento de aguas o suelo.

- Contaminantes:
 - ✓ Hidrocarburos de todo tipo (alifáticos, aromáticos, etc.),
 - ✓ Hidrocarburos clorados (PCBs, plaguicidas, herbicidas, etc.),
 - ✓ Compuestos nitroaromáticos (TNT),
 - ✓ Metales pesados; y
 - ✓ Otros contaminantes (compuestos organofosforados, cianuros, fenoles, etc.).

2.3.2 Fitorremediación

Carpena y Bernal (2007), de-Jesús-García (2007), Gómez-Bermejo (2010), Jabeen *et al.* (2009), López-Martínez *et al.* (2005), Sierra-Villagrana (2006), Wenzel (2009) mencionan que la fitorremediación (del griego *phyton*, planta; y, *remedium*, restablecer el equilibrio) que, a diferencia de la biorremediación, se refiere a la biotecnología ambiental que aprovecha la interacción en el uso de un conjunto de plantas-microorganismos y contaminantes para eliminar, retener o disminuir la toxicidad de ellos en el agua, sedimentos o suelo; en este último, a través de enmiendas y técnicas agronómicas. Se pueden distinguir varios mecanismos o procesos que tienen lugar en torno a la rizosfera:

- **Fitoextracción:** Utilizada para capturar, transportar y acumular contaminantes, elementos tóxicos o compuestos orgánicos para retirarlos del suelo mediante su absorción y

concentración en la biomasa de la planta. Su aplicación es ideal para metales, metaloides, radionúclidos, no metales y algunos compuestos orgánicos.

- **Fitoestabilización:** Utilizada para reducir o minimizar la biodisponibilidad y migración de los contaminantes en la rizósfera, es decir, se reduce la movilidad del contaminante en el perfil del suelo y previene la migración a aguas profundas. El uso de esta aplicación ha sido principalmente para contener metales y no metales en suelos, lodos y sedimentos.
- **Fitodegradación:** Este método, ha sido utilizado para romper o degradar las moléculas contaminantes (orgánicas) por medio de las enzimas vegetales, según la solubilidad y polaridad de las sustancias tóxicas en el medio. Se pueden degradar compuestos químicos como son: solventes clorados, herbicidas, municiones e insecticidas en suelos, lodos, sedimentos y cuerpos superficiales de agua.
- **Fitovolatilización:** Esta técnica consiste en la asimilación del contaminante para su posterior liberación a la atmósfera a través de la evapotranspiración. Se utiliza en suelos, lodos, sedimentos y cuerpos superficiales de agua.
- **Fitoestimulación (rizodegradación):** Esta técnica consiste en la fragmentación de un contaminante (compuestos orgánicos) en el suelo por la actividad bioquímica de los microorganismos y las raíces de las plantas.
- **Rizofiltración:** Es la absorción, adsorción o canalización de los contaminantes disueltos alrededor de la rizosfera hacia las raíces de las plantas, por medio de la precipitación, acumulación o, que dicho contaminante, se contenga entre las raíces. Se ha probado con metales como el plomo, cadmio, cobre, níquel, zinc, cromo y radionúclidos como uranio, cesio y estroncio.

Cada proceso o mecanismo requiere, primordialmente, de la capacidad de las plantas para tolerar la toxicidad de los contaminantes y posteriormente la habilidad para acumular, traslocar y/o volatilizar a los mismos.

Además, los exudados de las raíces estimulan el crecimiento de microorganismos capaces de degradar contaminantes orgánicos. Como parte de estas actividades metabólicas y fisiológicas se liberan azúcares simples, aminoácidos, compuestos alifáticos y aromáticos, nutrientes, enzimas y oxígeno (de-Jesús-García, 2007; Nuñez-López *et al.*, 2004).

La fitorremediación, aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye tres mecanismos principalmente: La fitoestabilización, fitovolatilización y fitoextracción (Figura 2.12).

En la actualidad, hay un interés creciente por las tecnologías biológicas de recuperación porque las ventajas parecen superar a los inconvenientes (Tabla 2.23).

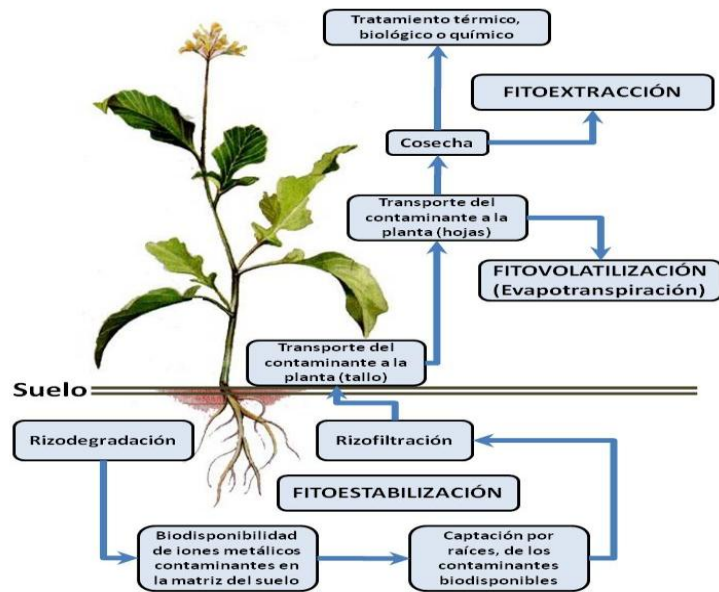


Figura 2.12 Esquema general de remediación en suelo de iones metálicos con un proceso natural de fitorremediación (Sierra-Villagrana, 2006)

Tabla 2.23 Ventajas e inconvenientes de la fitorremediación

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Es una tecnología simple y de fácil aplicación ➤ Es un tratamiento seguro con mínimos riesgos a la salud humana ➤ Tecnológicamente efectiva ➤ Aplicable <i>in situ</i>: evita la excavación y no afecta la estructura del suelo ➤ Baja generación de residuos secundarios al suelo, agua y al aire ➤ Versátil para el tratamiento de una amplia gama de compuestos peligrosos ➤ Es económica con respecto a otras técnicas ➤ Se requiere de un mínimo mantenimiento ➤ El manejo de material es mínimo ➤ El suelo no pierde fertilidad y puede crecer nueva vegetación ➤ Los metales de los residuos generados se pueden recuperar ➤ Es útil en sitios con niveles bajos de contaminación ➤ La concentración de contaminantes en el tejido vegetal genera un volumen pequeño, el cual puede ser manejado de forma adecuada ➤ Tiene una amplia aceptación pública ➤ No requiere el uso de energía ➤ El impacto al ambiente es mínimo ➤ Bajos costos de instalación y operación 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitada por el tipo de suelo, la temporada anual, las condiciones climáticas y geológicas ➤ Aplicable a sitios con concentraciones bajas a moderadas de contaminantes ➤ Los contaminantes deben de estar biodisponibles ➤ El tipo de planta determina la profundidad de la zona a tratar ➤ Riesgo de entrada de los contaminantes en las cadenas tróficas o desarrollar fauna nociva ➤ Los contaminantes acumulados en las hojas pueden incorporarse nuevamente al medio ➤ Pueden requerirse varios ciclos de cultivo ➤ Requieren largos periodos de remediación (1 – 20 años) ➤ Se requieren áreas relativamente grandes y parcial o totalmente abiertas ➤ La inversión puede ser alta en investigación previa a montar la técnica ➤ Aplicable <i>in situ</i>: no siempre se tiene homogeneidad en el suelo ➤ Los contaminantes pueden acumularse en maderas para combustión ➤ Dificultad para asegurar un aporte suficiente y homogéneo del oxígeno necesario para tratamiento aerobio

Fuentes: Acondicionada de Carranza-Bautista (2009); Gómez-Bermejo (2010); López-Martínez et al. (2005); Mulas (2011); Sánchez y Rodríguez (2010)

2.3.3 Especies vegetales y microorganismos

Todas las plantas poseen un potencial para absorber una amplia variedad de metales (calcio, manganeso, potasio, cobre y zinc) del suelo, que son esenciales para su supervivencia. Estos iones metálicos son utilizados como electrolitos, solutos, señalizadores, cofactores y componentes de proteínas y diferentes moléculas. Pero existe una notable excepción de esta regla de un pequeño grupo de plantas que pueden tolerar, absorber, transportar internamente y acumular o incorporar a su biomasa altos niveles de ciertos metales como el cadmio, cromo, plomo, arsénico, selenio y mercurio, los cuales no tienen ninguna función biológica y pueden ser altamente tóxicos. Estas plantas reciben el nombre de hiperacumuladoras (Carranza-Bautista, 2009; de-Jesús-García, 2007; Sierra-Villagrana, 2006).

Carranza-Bautista (2009), Nuñez-López *et al.* (2004) y Peer *et al.* (2005) mencionan que esta tolerancia a los metales puede ser a partir de varias estrategias:

- Exclusión del metal: La planta previene la captación del metal en las raíces evitando el desplazamiento interior a través de precipitar el metal en la rizosfera o la liberación de su interior al exterior.
- Mineralización: Reduce la biodisponibilidad de los metales que, por tanto, no pueden ser absorbidos.
- Solubilización: Está relacionada con la transformación del metal insoluble a una forma soluble.
- Reducción: Implica la transformación de especies químicas altamente tóxicas a especies menos tóxicas las cuales pueden ser asimiladas y metabolizadas por las plantas.
- Desintoxicación: Está dada en función de una serie de mecanismos moleculares y fisiológicos que ocurren en el interior del organismo. Uno de ellos es la quelación y se describe como la formación de un compuesto entre el metal y el ligante que es acumulado en las vacuolas. Entre los quelantes producidos se encuentran los ácidos orgánicos como el citrato, el oxalato y el malato; algunos aminoácidos (histidina); metalotioneínas que son polipéptidos ricos en cisteína de baja masa molecular, y; filoquelatinas los cuales son péptidos ricos en cisteína sintetizados enzimáticamente a través del glutatión a tres aminoácidos (ácido glutámico, cisteína y glicina). Para el mercurio normalmente se liga o acompleja con los tioles.

Además, las plantas aportan oxígeno a la zona radicular (rizósfera) generado por la fotosíntesis donde se establece una relación simbiótica entre los microorganismos presentes y con esto se favorece la degradación de materia orgánica. Esta transferencia de oxígeno está relacionada, indirectamente, con el potencial de óxido-reducción debido a que es una medida de la actividad de

los electrones y, a su vez, dependiendo de su valor el sistema puede ser oxidante o reductor (Guido-Zárate, 2006; Ruiz-López, 2009).

Peer *et al.* (2005) menciona que los metales solubles pueden entrar por dos vías. Una de ellas, el metal ingresa y cruza el simplasto de la raíz hasta la membrana plasmática de las células del endodermo, o; la segunda, éste puede entrar por el apoplasto radicular a través del espacio entre las células. Si el metal se transporta a los tejidos aéreos, deben entrar en el xilema, allí los solutos deben atravesar la banda de Caspari, es una capa de cera impermeable a los solutos (llamada suberina), o pasar hasta alcanzar las células de la endodermis, probablemente, por la acción de una bomba de membrana o canal. Una vez en el xilema, el flujo de la savia transportará el metal a las hojas, donde pueden depositarse en las células de la hoja, de nuevo, al cruzar una membrana. Ya en los tejidos del brote o de la hoja, el metal puede ser almacenado en varios tipos de células, dependiendo de la especie una forma de la del metal; ahí pueden ser convertidos en formas químicamente menos tóxicas (para la planta) por conversión o acomplejación. El metal puede ser secuestrado en varios compartimentos subcelulares (pared celular, citoplasma, vacuola) o volatilizado a través de los estomas (Figura 2.13).

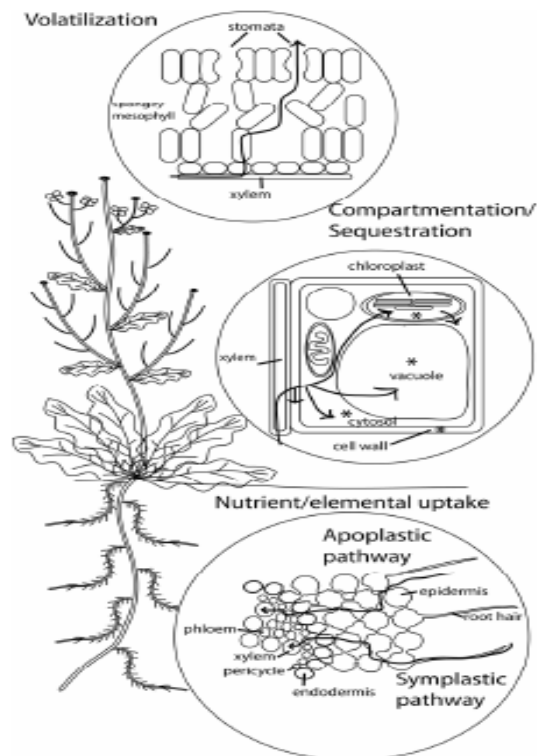
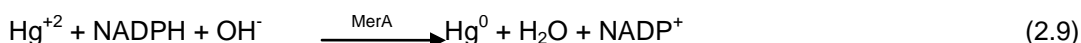
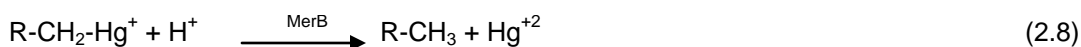


Figura 2.13 Ruta metabólica de metal/nutriente en plantas (Peer *et al.*, 2005)

Las bacterias, así como los ácidos húmicos y fúlvicos en la solución del suelo, pueden transformar el Hg^{+2} a Hg^0 mediante reducción. Dichas bacterias poseen una enzima, la liasa organomercurial

(MerB), la cual permite el rompimiento del enlace C-Hg en diferentes compuestos orgánicos, liberando al elemento en forma iónica. Otra enzima, la mercurio reductasa (MerA), es responsable de la reducción electroquímica del Hg^{+2} a Hg^0 permitiendo así su incorporación a la atmósfera (de Jesús-García, 2007; Meagher *et al.*, 2007).



2.3.3.1 *Typha latifolia*

El nombre científico de la espadaña (Fig. 2.14a) de hoja ancha es *Typha latifolia* L. (Typhaceae). La espadaña (*Typha* spp) se refiere al género o más de una especie de espadaña. La espadaña de hoja ancha se hibrida con otras dos especies de América del Norte: totora, espadaña de hoja estrecha (*T. angustifolia*) y la espadaña del sur (*T. dominguensis*). La espadaña de hoja ancha es una especie cosmopolita que se encuentran en América del Norte, México, Gran Bretaña, Eurasia, la India, África, Nueva Zelanda y Australia. En Canadá, la espadaña de hoja ancha se produce en todas las provincias y los Territorios del Noroeste. En los Estados Unidos, la espadaña de hoja ancha es originaria de todos los estados excepto Hawái. También se produce en Puerto Rico. Ésta, es una especie helófito acuática emergente perenne. Las plantas son normalmente de 1 a 3.1 m de altura y sus tallos son robustos, cilíndricos y ramificados. La longitud del tallo de floración suele ser igual o un poco más largo que la longitud de la hoja. Las hojas son gruesas, lineales y planas, pueden llegar a medir entre 6 a 29 mm de ancho. Se pueden localizar en las comunidades de dosel abierto y se producen inmediatamente o poco después de una perturbación en hábitats húmedos, mojados y a principios de la sucesión de las aguas abiertas o flujos de escombros. En los hábitats forestales, la espadaña de hoja ancha persiste sólo temporalmente en sitios perturbados. A menudo, los humedales están dominados por una o varias especies híbridas y se pueden producir en algunas zonas, ya sea por anillos concéntricos y que están determinados por el nivel del agua. Se pueden describir numerosas comunidades de plantas de humedales y tipos de hábitats, y son, a menudo, reconocidas como especies dominantes. Se clasifican, también, como Ee (enraizada emergente) en las cercanías de ríos (Martínez-y-Díaz, 1998; Mora-Hernández y Martínez-y-Díaz, 2009; Servicio Forestal-EEUU, 2011).

Algunas macrófitas como *T. angustata* y *T. elephantiana* pueden tolerar altas concentraciones de metales en su masa corporal sin presentar efectos negativos en su crecimiento. Además, las especies del género Tifáceas, toleran bajos valores de pH. Algunos casos de estudio han demostrado que utilizando macrófitas (*Typha latifolia*) se han obtenido remociones del 59 al 85%

de aluminio y tener capacidad de bioacumular (Fernández-González *et al.*, 2005; Panizza-de-León, 2009; Ruiz-López, 2009).

Es una especie anual, pueden ser utilizadas para tratamiento secundario (remoción de materia orgánica) y terciario (remoción de N y P). En experiencias de fitodepuración se indica una productividad de 13 kg(materia seca total)/m²*año. Los contenidos de nutrientes pueden llegar a ser del orden de 180 g_N/m² y 27 g_P/m². También, se han reportado una relación NPK (1:0.1:1.94) para el acoplamiento de la planta a humedales artificiales. Además, tolera una salinidad menor a 30 ppt (Fernández-González *et al.*, 2005; Ruiz-López, 2009).

2.3.3.2 *Phragmites australis*

Es una planta acuática (Fig. 2.14b) gramínea anual que pertenece a la familia de las gramíneas, herbácea perenne, erecta, muy robusta y puede alcanzar los 3 metros de altura. Crece en zonas inundadas, se encuentra en todos los continentes, excepto en la Antártida, y puede vivir en medios muy alterados (ácidos, alcalinos, salinas u orgánicas). Algunas de las investigaciones demuestran que puede sobrevivir en valores de 500 mgO₂/L de DBO₅, 60 mg/L de N, 20 mg/L de N-NH₄, 14 mg de P y tolerancia a la salinidad del 2-3.5%. Además, su productividad, es decir, la extracción de nutrientes puede estimarse en función de la composición de sus tejidos; la biomasa aérea contiene aproximadamente 1.1 y 0.12% mientras la parte subterránea 1 y 0.15% de nitrógeno y fósforo, respectivamente. Está clasificada como Ee (enraizada emergente) en las cercanías de los ríos (Fernández-González *et al.*, 2005; Mora-Hernández y Martínez-y-Díaz, 2009).

2.3.3.3 *Cyperus odoratus*

Su nombre común es coyolillo o cuentas de Santa Elena (Fig. 2.14c). Es una planta vascular que se distribuye en todo el mundo tropical, templado y se considera nativa de México. Es una especie perenne de vida corta o anual que puede alcanzar los 130 cm de altura. Tiene un tallo triquetro, hasta de 5 mm de grueso en el ápice, en ocasiones con la base en forma de bulbo. Sus hojas son láminas en forma de V o de M en corte transversal, de 10 a 65 cm de longitud por 4 a 12 mm de ancho, vainas de color paja a café. Su inflorescencia es brácteas (hojas modificadas que acompañan la inflorescencia) desde 4, pero más común de 6 a 10, de 6 a 70 cm de longitud por de 1 a 12 mm de ancho, desiguales, inflorescencia con 6 a 10 pedúnculos (sostén de la inflorescencia) o rayos desiguales, hasta de 20 cm de longitud, ocasionalmente ausentes, y entonces la inflorescencia forma un glomérulo denso, los más largos por lo general con pedúnculos secundarios hasta de 4 cm de longitud, brácteas secundarias hasta de 6 cm de longitud por 1 a 4 mm de ancho, profilo (estructura tubular que envuelve la base del pedúnculo) de 10 a 60 mm de

longitud, tubular, bicuspidado (que termina en dos puntas rígidas y agudas), espigas de 10 a 30 mm de longitud por 10 a 30 mm de ancho, ovoides a cilíndricas. Flor de tipo espiguillas (pequeña espiga) de 5 a 27 mm de longitud, de alrededor de 1 mm de ancho y de grueso, café a café-rojizas, más o menos divaricadas (que forma un ángulo abierto de 75 a 105°), por lo general subdísticas (colocadas en dos filas verticales en forma opuesta), pero cilíndricas (no aplanados), a veces densamente agrupadas, desde 3, pero más común de 6 a 30 flores, raquilla (eje de la espiguilla) desarticulándose en la base de cada aquenio (fruto seco, simple y que no abre al madurar), engrosada y con tejido blanco esponjoso del lado estéril, en el lado fértil con dos alas hialinas (muy delgadas) o de color café, de 1 a 1.2 mm de longitud por 0.4 a 0.5 mm de ancho, que envuelve a la mitad inferior del aquenio, brácteola (hoja secundaria generalmente sobre el soporte de la flor) de alrededor de 1 mm de longitud por 0.2 a 0.3 mm de ancho en vista lateral, acuminada (con márgenes rectos o convexos que terminan en un ángulo menor de 45°), 5-7-nervias, perfilo secundario de 1.2 a 1.5 mm de longitud por 0.5 mm de ancho en vista lateral, obtuso; glumas (hojas localizadas frecuentemente en pares, en la base de la inflorescencia) de 2 a 3.5 mm de longitud por 0.7 a 1 mm de ancho en vista lateral, algo rígidas, con 7 a 9 nervaduras, con la quilla (conjunto de pétalos) de color verde y los lados lustrosos, de color café a rojizo; estambres 3, con filamentos de 2 a 2.5 mm, hialinos, y anteras de 0.4 a 0.8 mm de longitud. Sus frutos y semillas es aquenio de 1.5 mm de longitud, de 0.5 a 0.7 mm de ancho, de sección desigualmente triangular, truncado y apiculado, con los lados casi planos, algo curvado, la superficie punticulada (con puntuaciones diminutas), de color café a casi negro. Raíz tipo Fibrosa a veces con rizoma (tallo modificado subterráneo y horizontal) corto (Conabio, 2012).

2.3.3.4 *Polypogon monspeliensis*

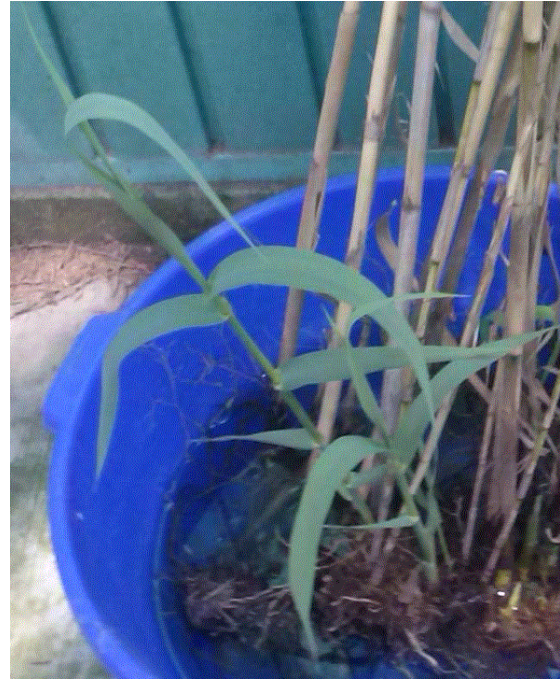
Mahmood *et al.* (1993) determinaron el crecimiento de la planta (Fig. 2.14d) bajo diferentes condiciones de salinidad y con la variación del porcentaje de retención de agua. Los resultados del porcentaje de germinación variaron desde 1.25, 25, 46.5, 57.5 y 75% para variaciones de retención de agua de 25, 50, 75, 100 y 125%, respectivamente. Lo que resalta el buen rendimiento en el crecimiento para *P. monspeliensis*.

Misra y Singh (1982) evaluaron el efecto de los nutrientes (NPK) de *P. monspeliensis* y reportan el porcentaje CNPK (0.69:0.09:0.8:0.23) para un suelo con valor de pH de 7.2. Además, el consumo de NPK en invierno fue de N de 0.03-1.91; P de 0.07-0.21, y; K de 0.43-1.37 mg/g (ppm).

Se clasifica esta especie como To (tolerante) en las cercanías de los ríos de Querétaro (Mora-Hernández y Martínez-y-Díaz, 2009).



a)



b)



c)



d)

Fig. 2. 14 Especies vegetales: a) *Typha latifolia*; b) *Phragmites australis*; c) *Polygonum monspeliensis*; d) *Cyperus odoratus*

2.3.3.5 Clasificación de plantas acumuladoras de metales

Según la capacidad que tengan las plantas para absorber, acumular y/o tolerar metales pesados (Figura 2.15) en el interior de sus tejidos se pueden clasificar en (Carranza-Bautista, 2007):

1. Excluseras: Pueden tolerar elevadas concentraciones de metales en el suelo debido a que restringen su absorción y/o translocación hacia los tejidos, lo que les permite mantener concentraciones constantes y relativamente bajas, independientemente de la concentración del suelo.
2. Indicadoras: Son plantas cuya concentración del metal en sus tejidos, es igual a la del suelo.
3. Acumuladoras: Son aquellas plantas que tienen la capacidad de absorber los metales activamente, acumulándolos en formas no tóxicas en sus tejidos.
4. Hiperacumuladoras: Son un grupo de plantas con tolerancia y absorción de altos niveles de metales pesados y que tienen la capacidad de guardar la integridad fisiológica de sus células, a pesar de las concentraciones tan elevadas de iones metálicos en sus tejidos, debido a los mecanismos de desintoxicación.

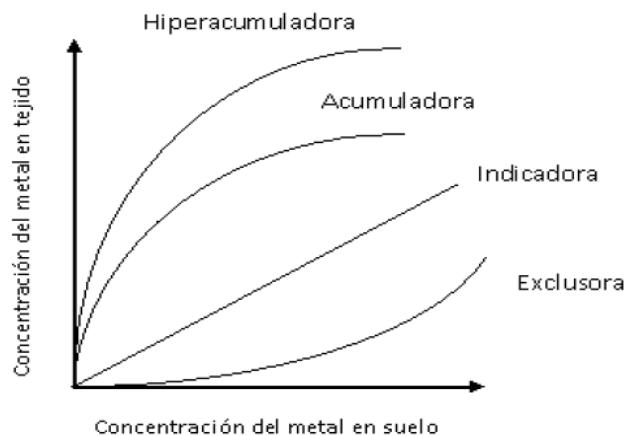


Figura 2.15 Respuesta de las plantas ante la presencia metales tóxicos en el suelo (Carranza-Bautista, 2007)

Según algunos autores, una especie de planta se considera hiperacumuladora cuando es capaz de bioacumular cien veces más la concentración de alguno de los iones metálicos en sus tejidos (Panizza-de-León, 2009).

2.3.3.6 Estudios en el tratamiento biológico del mercurio

Entre los procesos biológicos utilizados para el tratamiento de sitios contaminados con Hg y otros metales (domésticos, industriales y mineros) están la fitorremediación, los humedales artificiales o los biofiltros. Además, se han utilizado diversidad de especies vegetales y microorganismos que bioabsorben o bioacumulan metales (Cañizares-Villanueva, 2000; Cervantes *et al.*, 2006; Groudeva *et al.*, 2000; Rivera-Lamprea y Torres, 2000; Wenzel, 2009). En la Tabla 2.24 se presentan resultados sobre algunas investigaciones.

Tabla 2.24 Tratamiento de sitios con mercurio

Proceso	Especie vegetal o microorganismos	Hg _{TOT} inicial (mg/L)	Hg acumulado (mg/kg) Masa seca		pH
			Hg _{raíz}	Hg _{hojas}	
Fitorremediación ¹	<i>H. tuberosus</i> <i>A. lapathifolia</i> <i>P. pratensis</i> <i>F. rubra</i> <i>S. viminalis</i>	261 (mg/kg)	0.5 – 5.8	0.1 – 0.16	7.7
Biofiltro ²	<i>Pseudomona aeruginosa</i>	3.78 (8 días)	3.76 (mg/L)		NE
Humedal ³	<i>S.robustus</i>	1 (5 días)	2.51 – 4.17 ^{hojas}		NE
	<i>P. monspeliensis</i>		6.27 – 13.35 ^{hojas}		
Humedal ⁴	<i>E. crassipes</i> <i>L. helminthoriza</i> <i>P. punctatum</i>	0.118 – 0.191 (mg/kg)	35 – 953	33 – 888	5.76 – 7.0
Humedal ⁵	<i>T. latifolia</i>	1.39 (µg/L)	0.26 (µg/L)		6.65 – 7.32
Fitorremediación ⁶	<i>E. crassipes</i>	NE	0.45	0.29	NE
	<i>L. minor</i>		0.38	0.25	
	<i>S. polurrhiza</i>		0.35	0.23	
Fitorremediación ⁷	<i>P. vittata</i>	0	2.7	1.9	NE
		4.11	303	1,298	
		16.7	616	3,534	
	<i>N. exaliata</i>	0	2.5	1.2	
		4.11	1240	1117	
		16.7	850	2645	
Fitorremediación ⁸	<i>Phaseolus vulgaris</i>	0 – 213 (15 días)	0 – 850		NE
Bioacumulación ⁹	<i>B. odorata</i>	100 – 800 (mg/kg)	5.90, 22.27 y 133.79		NE
	<i>S. angustifolia</i>		6.66		
	<i>C. virgata</i>		9.37		
	<i>B. rapa</i>		10.22		
	<i>S. lagaesciformis</i>		0.25		
	<i>T. tubiformis</i>		0.73		
	<i>S. rhyacophila</i>		81.8		
	<i>C. pumila</i>		207.6		

¹Sas-Nowosielska *et al.* (2008); ²Rivera-Lamprea (2000); ³de-Souza *et al.* (1999); ⁴Romero *et al.* (2010); ⁵Arroyo *et al.* (2010); ⁶Kumar *et al.* (2008); ⁷Chen *et al.* (2009); ⁸Sánchez-González (2010); ⁹de-Jesús-García (2007)
NE, No Específica

Tabla 2.25 Tratamiento de sitios con mercurio (*Continuación*)

Proceso	Especie vegetal o microorganismos	Hg _{TOT} inicial (mg/L)	Hg acumulado (mg/kg) Masa seca		pH
			Hg _{raíz}	Hg _{hojas}	
Biorremediación ¹⁰	<i>Enterobacter sp.</i>	7.3	3.65 (mg/L) removido (72 h)		7
Bioacumulación ¹¹	<i>S. cernuss</i>	NE	5.29 – 79.2 (ng/g) tejidos		5 – 7
	<i>P. cordata</i>				
	<i>S. lancifolia</i>				
	<i>T. latifolia</i>				
	<i>P. virginica</i>				
	<i>S. americanus</i>				
Biorremediación ¹²	<i>Pseudomonas spp.</i>	2 – 5.6	30.7 – 40.7 (µg/L) efluente		6.5 – 7.5
Biorreactor ¹³	<i>Pseudomonas putida</i>	3 – 10	97% de retención		NE
	<i>Pseudomonas fulva</i>				NE
	<i>Pseudomonas stutzeri</i>				NE
Fitorremediación ¹⁴	<i>Asparagus acutifolus</i>	5.3 (mg/kg)	NE	0.67	NE
	<i>Cistus ladanifer</i>		NE	0.79	NE
	<i>Cistus monspeliensis</i>		NE	0.87	NE
	<i>Rumex induratus</i>	1710 (mg/kg)	NE	22.7	NE
	<i>Cistus ladanifer</i>	112.4 (mg/kg)	NE	5.12	NE
	<i>Rumex induratus</i>		NE	15.48	NE
Fitoextracción ¹⁵	<i>E. andevalencis</i>	4.5-26.3 (mg/kg)	4.5	0.27	NE
	<i>J. acutus</i>		11.84	0.26	NE+++ ++
	<i>N. glauca</i>		ND	0.41	NE
Fitoextracción ¹⁶	<i>Polypogon monspeliensis</i>		9-750	6-525 (tallos) 3-1,500	NE
Fitoextracción ¹⁷	<i>Nicotiana glauca</i>			3.5	NE
Bioacumulación ¹⁸	<i>Rumex induratus</i>	5, 10 y 50 µM (HgCl ₂)	8.25	7.34	≅ 6.5
	<i>Marrubium vulgare</i>		67.21	22.99	
Bioacumulación ¹⁹	<i>P. australis</i>	90.2-129.4	5.567-12.767	0.0287-0.389	6.22-7.96
Bioacumulación ²⁰	<i>P. australis</i>	2.3-2.8 µg/L	0.098	0.092	NE

¹⁰Shina y Kumar (2011); ¹¹Willis *et al.* (2010); ¹²EPA (2007); ¹³Adeneji (2004); ¹⁴Millán (2007); ¹⁵Freitas *et al.* (2009); ¹⁶Higueras *et al.* (2007); ¹⁷López-Domínguez (2009); ¹⁸Moreno-Jiménez *et al.* (2007); ¹⁹Anjum *et al.* (2012); ²⁰Munteanu y Munteanu, 2005
NE, no específica; ND, no disponible

3. MÉTODOS Y MATERIALES

Los métodos y materiales que se emplearon para este trabajo de investigación se pueden dividir en 3 componentes: Suelo, agua y especie vegetal, los cuales interactuaron en reactores individuales. La determinación de la concentración de mercurio, en los tres componentes, se realizó por métodos analíticos como la espectrofotometría de absorción atómica o la espectroscopía de emisión óptica por plasma acoplado por inducción de acuerdo con las concentraciones.

Para realizar este proyecto se siguieron las siguientes etapas (Fig. 3.1):



Figura 3.1 Etapas a seguir en el proyecto

3.1 Suelo: Muestreo y caracterización

Para evaluar las propiedades físicas y químicas del suelo minero se realizó un muestreo de suelos conforme a la normativa mexicana para tener una muestra representativa. Este muestreo se planeó y organizó junto con la SEMARNAT Delegación Querétaro y la Presidencia del Municipio de Pinal de Amoles.

3.1.1 Muestreo del suelo

El muestreo representativo juega un papel muy importante en la calidad y la utilidad de los datos analíticos. El muestreo representativo debe tener altos niveles de precisión y exactitud, que garanticen que una muestra o grupo de muestras sea representativa y proporcione las características del sitio, además de que los resultados sean reproducibles. El muestreo aleatorio simple, permite todas las combinaciones posibles de unidades de muestras a seleccionar. Los puntos de muestreo se ubican en un plano cartesiano (X,Y). El medio más común para minimizar la desviación estándar en esta selección es asignarle un número a cada unidad de población y extraer unidades de muestras de una tabla de números aleatorios. Este tipo de muestreo es recomendable para áreas homogéneas menores a cinco hectáreas, delimitadas por referencias visibles a lo largo y ancho de toda la zona (Volke *et al.*, 2005).

El muestreo del suelo (jal minero) fue programado y coordinado a través de la Facultad de Química de la UNAM desde el mes de febrero y se llevó a cabo el mes de mayo de 2011. Se solicitó el apoyo del personal de la SEMARNAT Delegación Querétaro y de la Presidencia del Municipio de Pinal de Amoles para el transporte y ubicación de los sitios con contaminación, respectivamente. En la Tabla 2.11 se mencionaron las concentraciones de mercurio determinadas en suelos del estado de Querétaro; por ello, se realizó una toma de muestras del suelo en el municipio de Pinal de Amoles, Querétaro, con respecto al plan de muestreo siguiente (DOF, 2006, 2003):

- Lugar y fecha de elaboración
- Localización del sitio
- Materiales y equipo de muestreo
- Tipo de muestreo (superficial, vertical o de detalle)
- Número de muestras y su registro
- Profundidad de las muestras
- Parámetros a determinar
- Observaciones (condiciones climáticas, presencia de vegetación, edificaciones e infraestructura, etc.)

La toma de muestras de los suelos bajo estudio fue de tipo superficial aleatorio simple a aproximadamente 0 a 30 cm de profundidad (Boszke *et al.*, 2007). Dichos suelos ya habían sido caracterizado anteriormente, conteniendo 1,204.31 y 442.60 ppm de Hg_{TOT} (Navarro-García, 2009). La localización de los dos puntos seleccionados fueron muestreados en las coordenadas geográficas señaladas en la Tabla 3.1. Se realizó un pre-tamizado para evitar traer piedras, asegurando un diámetro de partícula menor a 0.7 cm.

Tabla 3.1 Datos de la ubicación de los suelos contaminados con mercurio

Datos	Descripción	Descripción
Norte	21°10'14.7"	21°09'43.7"
Oeste	99°36'39.4"	99°36'25.8"
Altitud (msnm)	2028	1994
Uso de suelo	Antigua mina de mercurio	El Perico
Observaciones	Horno de destilación de Hg	Cultivos de maíz junto a la mina
Hg _{TOT} / Pb / Ag (mg/kg)	1204.31 / 72.75 / 2.63	442.60 / 54.54 / 2.19

Fuente: Navarro-García (2009)

La ubicación geográfica de las ex-minas “La Lorena” (QP/L) y “San José” (QP/SJ) muestreadas se puede ver en la Figura 3.2 (Google-Maps, 2011). El material utilizado se observa en la Tabla 3.2.

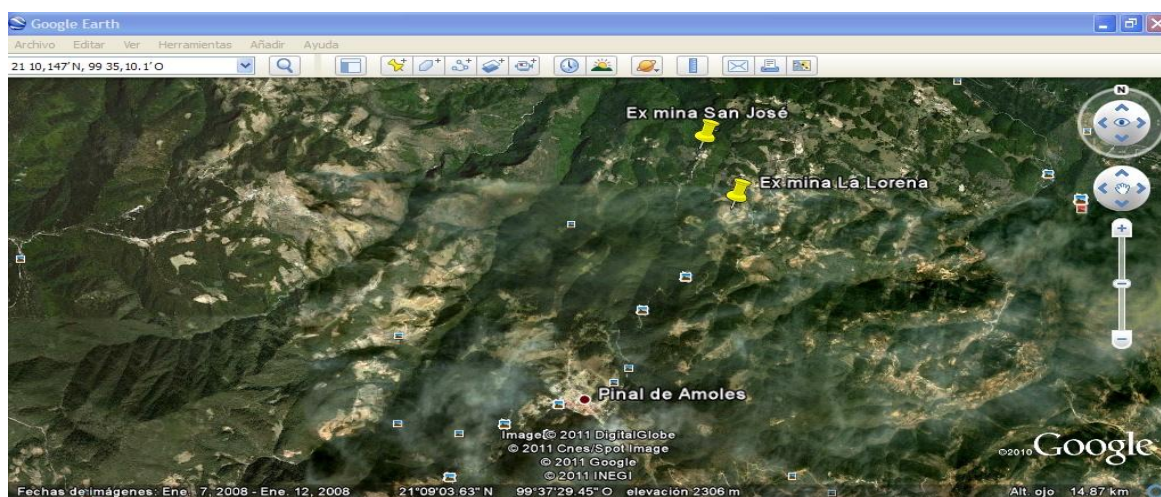


Figura 3.2 Ubicación de los sitios contaminados con mercurio (Google-Earth, 2011)

Tabla 3.2 Material y equipo para el muestreo

Material	Características o aplicación
Pala, pico y tamiz	Excavación del sitio de muestreo y homogeneizar la muestra
GPS	Localización de puntos geográficos a través de satélites (GARMIN-GPSmap60)
Cuaderno de bitácora	Realizar anotaciones sobre el muestreo y las características del entorno
Cámara fotográfica	Referencia y evidencia de las condiciones actuales del sitio. Así como, las labores que se realizarán
Recipientes	Para contener, conservar y transportar la muestra hasta el laboratorio (Cadena custodia). Se utilizaron contenedores y bolsas de plástico.
Etiquetas	Identificar la muestra
Mapas	Localizar el sitio, aproximado, de muestreo <i>in situ</i>
Guantes	Evitar la contaminación de la muestra

3.1.2 Potencial de hidrógeno

El pH del suelo es la medición más importante para los análisis químicos rutinarios debido a que controla las reacciones químicas y biológicas (Tabla 3.3). Este potencial es afectado por varios factores como el tipo, cantidad y concentración de constituyentes orgánicos e inorgánicos. Esta medición se puede hacer a través de métodos electrométricos (DOF, 2000; Sas-Nowosielska *et al.*, 2008).

El procedimiento para la medición de pH consistió en pesar la muestra de suelo (10 g) con un tamaño de partícula menor a 0.1 cm (DOF, 2000), adicionar agua destilada (20 mL) al frasco que contiene el suelo. Posteriormente, agitar manualmente la disolución en intervalos de 5 min durante 30 minutos y dejar reposar 15 min y medir el pH con el electrodo (método electrométrico) en la suspensión hasta que la lectura se haya estabilizado (Tabla 3.4).

Tabla 3.3 Clasificación del suelo por su valor de pH

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4 – 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Fuente: DOF (2000)

Tabla 3.4 Material y reactivos para la determinación del pH

Material o reactivo	Características	Observaciones
Muestra de suelo	Diámetro máximo de 2 cm	
Material de vidrio	Agitador, vasos de precipitado	Para contener la muestra de suelo y agitación
Potenciómetro		Medir pH
Agua destilada		
Soluciones reguladoras	pH de 4, 7 ó 10	

Fuente: Acondicionado de DOF (2000)

3.1.3 Humedad

La humedad en los suelos, sean orgánicos o minerales, se determinó gravimétricamente por la diferencia de másica entre una misma muestra húmeda, y después de haberse secado en la estufa hasta obtener una masa constante (Ec. 3.1). Se considera como suelo seco o fracción sólida (FS) aquél secado a la estufa a 105°C en un periodo de 20 horas en promedio (Fernández-González *et al.*, 2005; NOM-021-SEMARNAT-2000).

$$\%Humedad = \frac{Masa_{inicial} - Masa_{final}}{Masa_{inicial}} \times 100 \quad (3.1)$$

$$FS = 100 - \%Humedad \quad (3.2)$$

3.1.4 Conductividad hidráulica

El suelo y la zona no saturada tienen una gran importancia en el ciclo del agua, así como en el transporte y las transformaciones de los compuestos químicos en el suelo. Desde el punto de vista hidráulico (régimen del flujo de agua, propiedades hidrodinámicas, conductividad, etc.) e hidroquímico (relaciones agua-medio sólido, reacciones de intercambio iónico, oxidación-reducción, procesos biológicos, etc.) el estudio de la zona no saturada van encaminadas a estudiar la lixiviación de sustancias contaminantes, así como las técnicas de eliminación. Dentro de los parámetros para la caracterización de un medio físico se encuentran (Grupo de Gestión de Recursos Hídricos, 2011):

- Textura
- Densidad
- Humedad
- Conductividad hidráulica
- Caracterización microbiológica

La conductividad hidráulica, K , es una función de las características intrínsecas de la matriz del suelo y de las propiedades del fluido contenido (Figura 3.3). Su valor tiende a disminuir cuando la humedad disminuye. Además, el flujo de agua en un medio poroso, homogéneo e isotrópico es proporcional a la conductividad hidráulica y un gradiente hidráulico, y ; a través de la Ley de Darcy, por el método de carga constante (Ec. 3.3) o el método de carga variable (Ec. 3.4), se puede determinar y estas relaciones son válidas para todos los suelos donde el flujo sea laminar (ASTM, 2006; Geankoplis, 1998; Grupo de Gestión de Recursos Hídricos, 2011; Quezada, 2006):

$$K = \frac{V L}{H A t} \quad (3.3)$$

$$K = \frac{a L}{A t} \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad (3.4)$$

donde

K , es el coeficiente de conductividad hidráulica, cm/min; A , área o sección de la muestra, cm²; H , es la diferencia de carga hidráulica, cm; h_1 y h_2 , es la altura inicial y final de la columna de agua respectivamente, cm; V , es el volumen de agua medido en el rebosadero, cm³; L , longitud de la

muestra de suelo, cm; t, es el tiempo, s; y, a, es la sección transversal del tubo de alimentación, cm².

En el caso de disponerse de un solo tubo de carga, la cantidad de agua que pasa por la muestra (V) será el área del tubo multiplicada por la diferencia de los niveles de agua por lo tanto el área transversal del tubo de alimentación, a, se puede relacionar (Ec. 3.5) y sustituir en la ecuación 3.4 para obtener la ecuación final 3.6 (Ingeniería Civil, 2010):

$$a = \frac{V}{h_1 - h_2} \quad (3.4)$$

$$K = \frac{V * L * \ln(h_1/h_2)}{A * (t_2 - t_1) * (h_1 - h_2)} \quad (3.5)$$

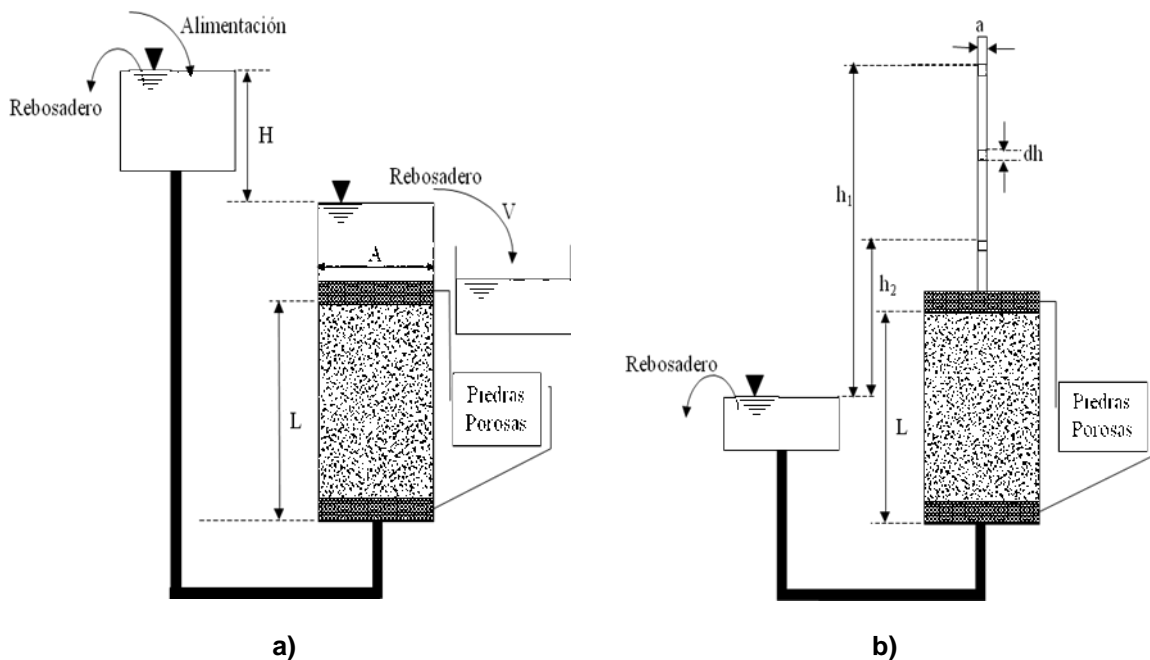


Figura 3.3 Representación de la ley de Darcy en función del tipo de suelo y gradiente de carga hidráulica: a) Carga constante; b) Carga variable (FIURU, 2010)

3.1.5 Materia orgánica

La determinación de materia orgánica del suelo se evaluó a través del contenido de carbono orgánico (Tabla 3.4) con el método de Walkley y Black (DOF, 2000).

Tabla 3.4 Clasificación de suelos a través de la concentración de materia orgánica

Clase	Materia orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 – 6.0	0.6 – 1.5
Medio	6.1 – 10.9	1.6 – 3.5
Alto	11.0 – 16.0	3.6 – 6.0
Muy alto	> 16.1	> 6.0

Fuente: DOF (2000)

Este método (Figura 3.4) se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo (0.5 g) por medio de una disolución de dicromato de potasio (1 N) y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado; además, añadiendo ácido fosfórico concentrado para evitar las interferencias que pudiera ocasionar el Fe^{+3} (Tabla 3.5).

Tabla 3.5 Material y reactivos para determinar el contenido de materia orgánica en suelos

Material o reactivo	Características	Observaciones
Material de vidrio	Matraz Erlenmeyer, bureta, pipeta volumétrica y probeta	Para contener la muestra de suelo y diversas soluciones
Dicromato de potasio	Grado analítico	Solución al 0.166 M ó 1 N (48.82 g / 1 L)
Ácido sulfúrico concentrado		
Ácido fosfórico concentrado		
Sulfato ferroso (hepta-hidratado)		1.0 M (278 g / 80 mL de agua con ácido sulfúrico y aforar a 1 L)
Indicador de difenilamina		0.5 g/20mL (Añadir 100 mL de ácido sulfúrico)

Fuente: Acondicionado de DOF (2000)

El método tiene una sensibilidad de detección entre un 70 y 84% del carbón orgánico total. Para los suelos de México se recomienda utilizar un factor de corrección de 1.724 (DOF, 1985; 2000).

Para determinar el carbono orgánico y el contenido de materia orgánica se utiliza las siguientes expresiones (Ec. 3.6 y 3.7):

$$\%C_{orgánico} = \frac{B - T}{g} * N * 0.39 \quad (3.6)$$

$$\%Materia\ Orgánica = \%C_{orgánico} * 1.724 \quad (3.7)$$

donde

B, volumen de FeSO_4 gastado para valorar el blanco de reactivos, mL; T, volumen de FeSO_4 gastado para valorar la muestra, mL; N, concentración normal exacta del sulfato ferroso, eq/L; g, es la masa de la muestra, g; 0.39, es el factor de corrección.

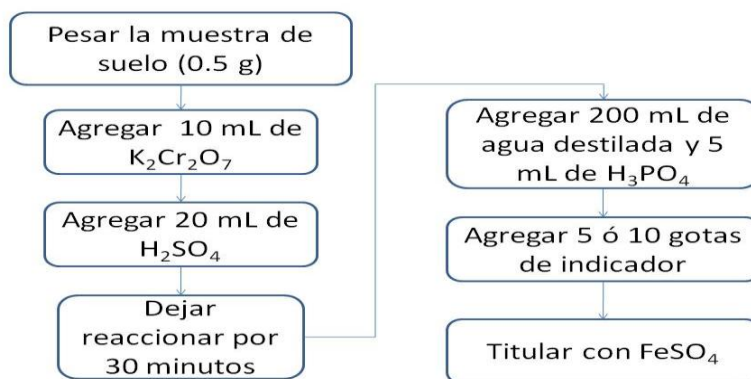


Figura 3.4 Procedimiento para la determinación de materia orgánica en suelo (DOF, 2002)

3.1.6 Densidad real

Para la determinación de la densidad real (ρ_r) de un suelo (DOF, 2000). Se utilizó el método del picnómetro (Figura 3.5). Este método, requiere de dos parámetros: Pesar una muestra del suelo y medir el desplazamiento de volumen en el líquido provocado por el suelo agregado (Tabla 3.6). Previamente, se debe destruir la materia orgánica contenida en el suelo.

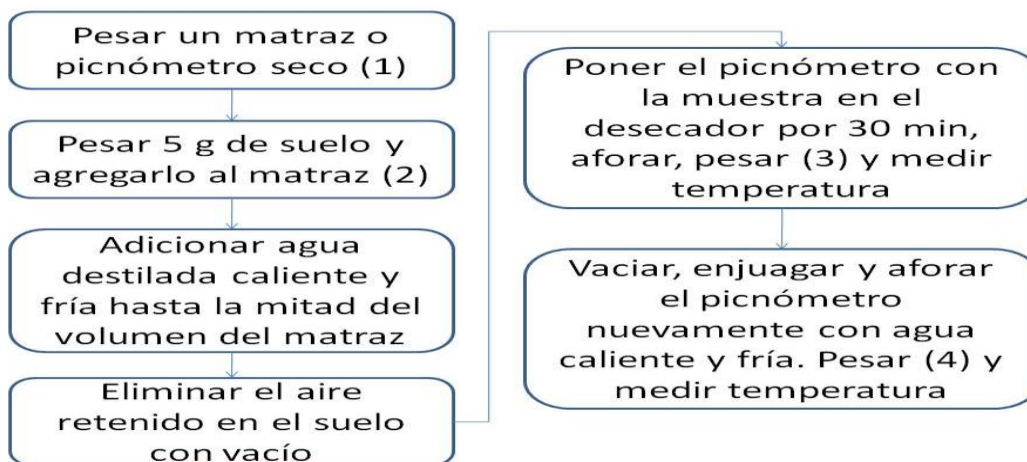


Figura 3.5 Procedimiento para determinar la densidad real de un suelo (DOF, 2000)

Tabla 3.6 Material y reactivos para determinar la densidad real de un suelo

Material o reactivo	Características	Observaciones
Muestra de suelo		Diámetro máximo 2 cm y tamizado de diámetro de 0.2 cm
Hilo de algodón		
Parafina		Punto de fusión (56 – 60°C)
Vaso de precipitado	500 mL	
Termómetro		
Estufa		
Balanza analítica		
Picnómetros o matraz aforado	25 mL	
Desecador de vacío		
Embudo de plástico		
Agua destilada		Hervida y fría
Bomba de vacío		

Fuente: Acondicionado de DOF (2000)

Las ecuaciones para el cálculo de ρ_r son las siguientes:

$$\text{Volumen de las partículas de suelo } (V_s) = \frac{(4) - (1)}{\rho_w \left(\frac{g}{cm^3}\right)} - \frac{(3) - (2)}{\rho_w \left(\frac{g}{cm^3}\right)} \quad (3.11)$$

$$\text{Peso de las partículas suelo } (P_s) = (2) - (1) \quad (3.12)$$

$$\text{Densidad real } (\rho_r) = \frac{P_s}{V_s} \quad (3.13)$$

3.1.7 Prueba de extracción de compuestos tóxicos

Debido a que uno de los peligros más significativos que puede presentar un residuo, es la capacidad de lixiviar constituyentes tóxicos, se realizó la prueba de extracción para compuestos tóxicos (PECT) inorgánicos de la muestra de suelo para determinar la movilidad de sus constituyentes. Además, se caracterizó la concentración de mercurio que puede ser susceptible o biodisponible para la especie vegetal (DOF, 2008).

El procedimiento para la extracción del PECT para un residuo sólido consistió en la dilución de los constituyentes del suelo (5 g y tamaño de partícula menor de 1 cm) en agua-reactivo (96.5 mL). Se agitó magnéticamente por 5 minutos y se determinó el pH en la fase acuosa. Dependiendo del pH (mayor o menor de 5.0) se hace reaccionar el suelo con los reactivos de extracción I ó II y de esta manera obtener el extracto (Figura 3.6).

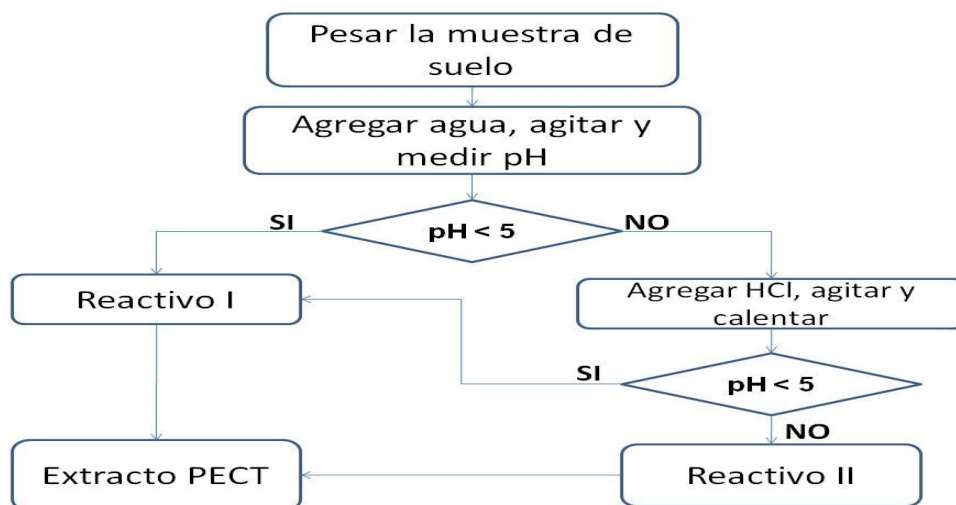


Figura 3.6 Procedimiento para la obtención del extracto PECT (DOF, 2008)

El extracto PECT obtenido para el análisis de metales se debe de preservar en ácido nítrico hasta obtener un pH menor a 2.0. La lista de materiales y reactivos para obtener el extracto se presenta en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7 Material y reactivos para la obtención del extracto PECT

Material o reactivo	Características	Observaciones
Agua-reactivo	Desionizada	
Ácido acético glacial	Grado analítico	
HCl	Grado analítico	Solución al 0.1 N
HNO ₃	Grado analítico	Solución al 0.1 N
NaOH	Lentejas	Solución al 0.1 N
Reactivo de extracción I	5.7 mL de ácido acético, 500 mL de agua desionizada; 64.3 mL de NaOH y aforar la solución a 1.0 L	pH = 4.93
Reactivo de extracción II	5.7 mL de ácido acético; 1.0 L de agua desionizada	pH = 2.88
Potenciómetro		Medición de pH
Material de vidrio	Vasos de precipitado, vidrio de reloj,	
Parrilla de agitación con calentamiento		Temperatura de 50°C y agitación mínima de 30 rpm
Recipientes con cerrado hermético	Recipientes de polietileno de alta densidad, polipropileno o PVC. Se recomienda usar tapas de PTFE (politetrafluoroetileno). También, se recomienda, frascos de vidrio de borosilicato.	
Termómetro		Registro de la temperatura
Filtro	Fibra de vidrio	Tamaño de poro de 0.6 a 0.8 μm
Balanza analítica		Masas de la muestras de suelo de 5 a 100 g

Fuente: Acondicionada de DOF (2008)

3.1.8 Prueba para realizar la extracción de metales y metaloides en jales

La toxicidad de los metales en jales no depende de su concentración total sino de la concentración de la fracción extraíble bajo condiciones ambientales. Esta fracción extraíble puede representar un riesgo ambiental debido a su movilidad en el ambiente y, a su vez, es considerada como una medida indirecta de la fracción biodisponible (DOF, 2003).

Esta prueba fue elaborada con base en la prueba ASTM D 3987-85. Como agua-reactivo se utiliza una mezcla de (H₂O-CO₂) a un pH, aproximado, de 5.5. El procedimiento (Figura 3.7) para la extracción de metales y metaloides consiste en pesar una muestra de suelo de 50 g, secar por 16 a 20 horas a una temperatura de 104°C (aunque puede ser menor si hay componentes que se puedan volatilizar) para obtener la fracción de sólidos.

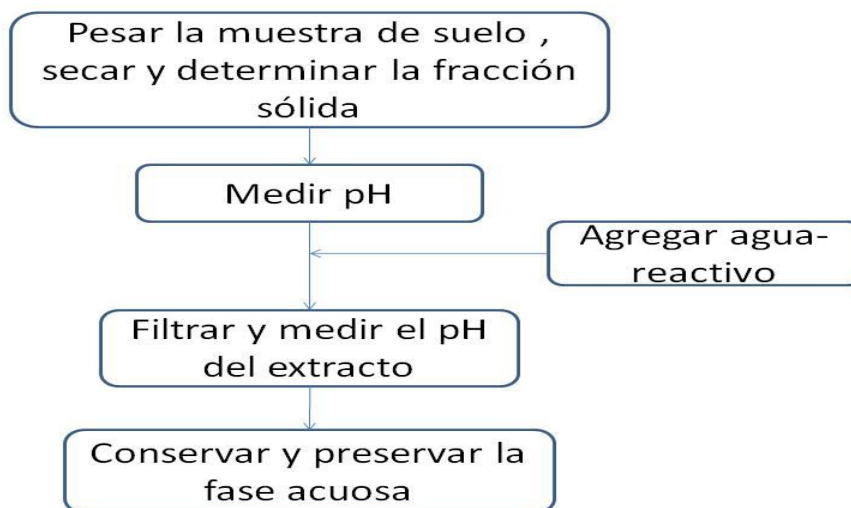


Figura 3.7 Procedimiento para la extracción de metales y metaloides en jales (DOF, 2003)

El agua-reactivo (ver glosario) se preparó mediante la aireación de agua destilada adicionada con HCl 0.01 N. Esta agua-reactivo (Tabla 3.8) se agrega a la muestra de suelo (relación 20:1), previamente pesada y se deja reaccionar por un periodo de 18 horas a una velocidad de agitación de 30 rpm. Posteriormente, se realizó la separación de fases, sólida y líquida, por filtración utilizando una membrana de 0.45 µm y, a la fase acuosa, se le mide el pH.

Para preservar la muestra se refrigera a 4°C y las alícuotas para metales deben acidificarse con ácido nítrico hasta un pH menor a 2.0. La determinación de las concentraciones de los metales se realizó por métodos analíticos como la absorción atómica.

Tabla 3.8 Material y reactivos para la extracción de metales en jales

Material o reactivo	Características	Observaciones
Agua	Destilada	
HCl	Grado analítico	Solución al 0.01 N
HNO ₃	Grado técnico	Solución al 0.5 M
Balanza analítica		Sensibilidad: ± 0.1 g
Agitador		Velocidad mínima 30 rpm
Filtro	Embudos de vidrio borosilicatado o acero inoxidable	Tamaño de poro de 0.6 a 0.8 µm
Balanza analítica		Muestra mínima de suelo de 100 g
Desecador		
Potenciómetro		Medición de pH
Horno de secado	Con estabilidad de la temperatura	
Bomba de vacío		Airear el agua destilada
Material de vidrio	Vasos de 2 a 4 L con cierre hermético	Deben someterse a un lavado ácido antes de usarse y se enjuagan con ácido nítrico 0.5 M y tres enjuagues con agua destilada

Fuente: Acondicionada de (DOF, 2003)

3.1.9 Potencial de neutralización

Se utilizó la prueba modificada (DOF, 2003) donde se midió el potencial de neutralización (PN) mediante la reacción de los jales con HCl, a temperatura ambiente con agitación durante 24 horas. Además, señala que se determine el pH al término de la reacción de neutralización, con el fin de comprobar que no se adicionó ácido en exceso. Se requiere de un tamaño de partícula < 0.74 mm (malla 200). En la Figura 3.8 se describe el procedimiento y en la Tabla 3.9 se muestra la información para calcular el volumen de HCl empleado para determinar el PN. El PN se calcula con la Ecuación 3.16.

$$PN = \frac{(V_a + V_b + V_c) - (0.1 * V_{NaOH})}{m_{muestra}} * 50 \quad \text{Ec. 3.16}$$

Este potencial de neutralización se puede clasificar en: Ácido, $PN < 10$ g/kg; no decidido, $10 \leq PN \leq 21$ g/kg, y; alcalino, $PN > 21$ g/kg (IGME, 2005).

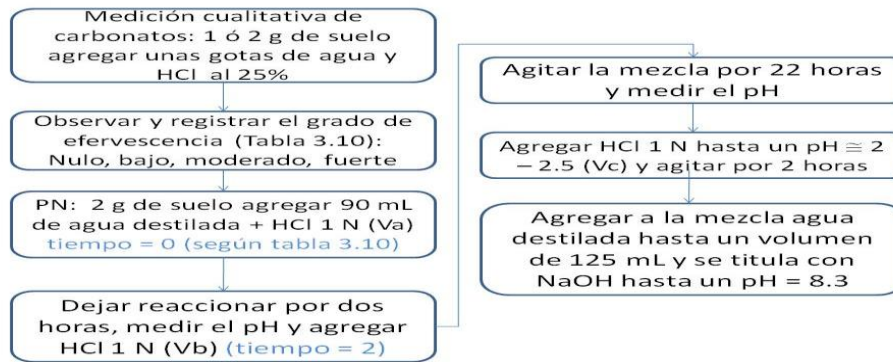


Figura 3.8 Procedimiento para la obtención del PN de un jal minero (DOF, 2003)

Tabla 3.9 Cálculo del volumen de HCl para determinar el PN

Grado de reacción (Neutralización de carbonatos)	HCl solución 1.0 N	
	Tiempo 0	Tiempo 2 horas
Nulo	1.0	1.0
Bajo	2.0	1.0
Moderado	2.0	2.0
Fuerte	3.0	2.0

Fuente: NOM-141-SEMARNAT-2003 (DOF, 2003)

3.2 Reactores biológicos

Se construyeron 40 reactores biológicos de polipropileno (PP) de 12.5 cm de diámetro por 30 y 14 cm de alto para los humedales y los reactores terrestres, respectivamente (de-Jesús-Mosco *et al.*, 2011). Se les colocaron filtros en el fondo de los reactores con tamaño de partícula menor de 40 micras para evitar el filtrado y pérdida del suelo. Los reactores se utilizaron como soporte del jal minero homogeneizado proveniente de dos ex-minas de Pinal de Amoles, Querétaro, México, con un tamaño de partícula de menor a 0.7 cm. Sirvieron para poner en contacto los tres componentes (suelo, agua y especie vegetal) y, con los datos obtenidos de la parte experimental, se evaluó el ciclo biogeoquímico del mercurio con respecto al tiempo (Figura 3.9). Hubo dos tipos de reactores: Los primeros, conocidos como reactores terrestres, que permitieran evaluar condiciones de trópico seco y los segundos, con condiciones de lluvias excesivas que inundaran las zonas que tienen estos materiales. A estos últimos se les llamó reactores inundados. Las especies vegetales en estudio (ver abajo) colocadas en los reactores, se pusieron a la intemperie a las condiciones ambientales de la Ciudad de México (en el microclima de la parte sur de la Ciudad Universitaria, Norte 19°20'00" Oeste 99°12'00") y se midió el crecimiento en función del tiempo. Además, para realizar un balance de materia se midieron las concentraciones de mercurio cada 9 semanas en los suelos, agua y parte del follaje de la planta y las pérdidas que pudiera haber del balance se considerarán como emisiones a la atmósfera. Al final de los procesos de biorremediación se midió

el mercurio en raíz y resto de la parte aérea final y el periodo de los sistemas de biorremediación fue de 36 semanas (Guido-Zarate, 2006; Kumar et al., 2008; Ruiz-López, 2009), que es el lapso o ciclo de las plantas estudiadas. La Tabla 3.13 describe cada uno de ellos.

Las especies de vegetación que se utilizaron en este experimento fueron *Typha latifolia* (espadaña o tule), proveniente de un semillero ubicado en la parte posterior del Laboratorio 301, Conjunto E, Facultad de Química de la UNAM. Esta especie se ha seleccionado por los resultados favorables para la remoción de metales (Cd y Zn) y por resistir condiciones de acidez (Guido-Zarate, 2006; Ruiz-López, 2009). *Phragmites australis*, proveniente del humedal que se encuentra en el Vivero Forestal de Coyoacán, en la Ciudad de México. *Cyperus odoratus* (coyolillo) y *Polypogon monspeliensis* (cola de zorra) fueron recolectadas en la zona de estudio (Ciudad Universitaria). Se utilizaron brotes de cada planta para colocarlos en los reactores con características similares para que las unidades fueran homogéneas.

Con la finalidad de probar el crecimiento de las plantas seleccionadas se aclimataron a las condiciones ambientales de la Ciudad Universitaria en la Ciudad de México y a la dosificación de una disolución nutritiva *ad hoc* para cada especie (relación NPK) en los reactores biológicos para cada una de ellas. Se analizaron, después de un ciclo de 8 meses (36 semanas), en cada reactor (tres réplicas), los datos sobre la acumulación de mercurio en planta, tanto en raíz como en parte aérea (Guido-Zarate, 2006; Ruiz-López, 2009).

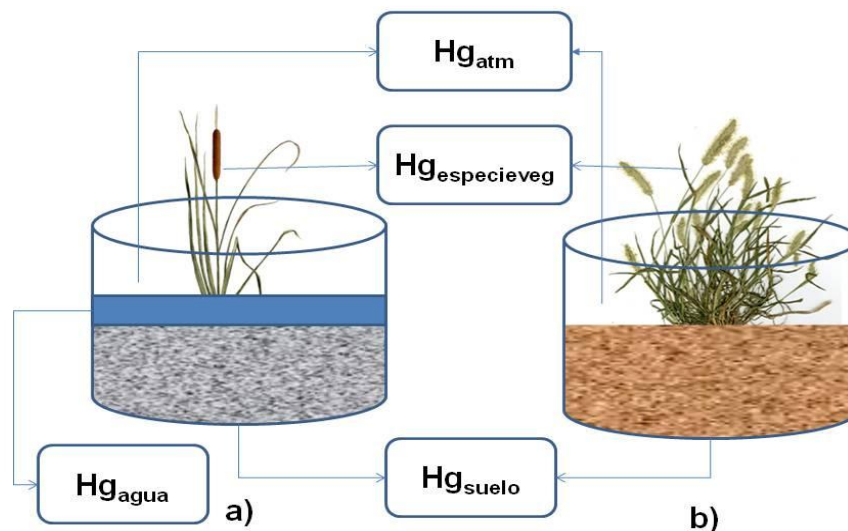


Figura 3.9 Sistemas de biorremediación de mercurio: a) Sistemas inundados; b) Sistemas terrestres

3.3. Especies de mercurio

Los métodos para especiación de mercurio se desarrollaron desde la década de 1980. Dentro de los métodos reportados están los señalados por los siguientes autores: Richard Di Giulio, Harald Biester, Dirk Wallschläger, Luz Drude de Lacerda y Nicolas Bloom (Olmos-Espejel, 2006). Estos métodos se han desarrollado para determinar las concentraciones de mercurio y diversas especies en el suelo o sedimentos (solubles en agua, intercambiables, orgánicas, sulfuros, residual, etc.) y algunas condiciones experimentales como el tiempo de extracción que varía de 9 a 168 horas, temperatura de reacción, tipo de reactivos y cantidades agregadas. Se han probado dos métodos (Bloom y Lacerda) para jales de minería con buenos rendimientos de extracción de las especies del suelo en estudio (Lechler, 1999; Olmos-Espejel, 2006).

El procedimiento para la especiación de mercurio, así como, el mercurio total (Figura 3.10) se describe en los siguientes apartados (Belmont-Bernal, 2008; Boszke *et al.*, 2007; Lechler, 1999; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006; Sas-Nowosielka *et al.*, 2008).

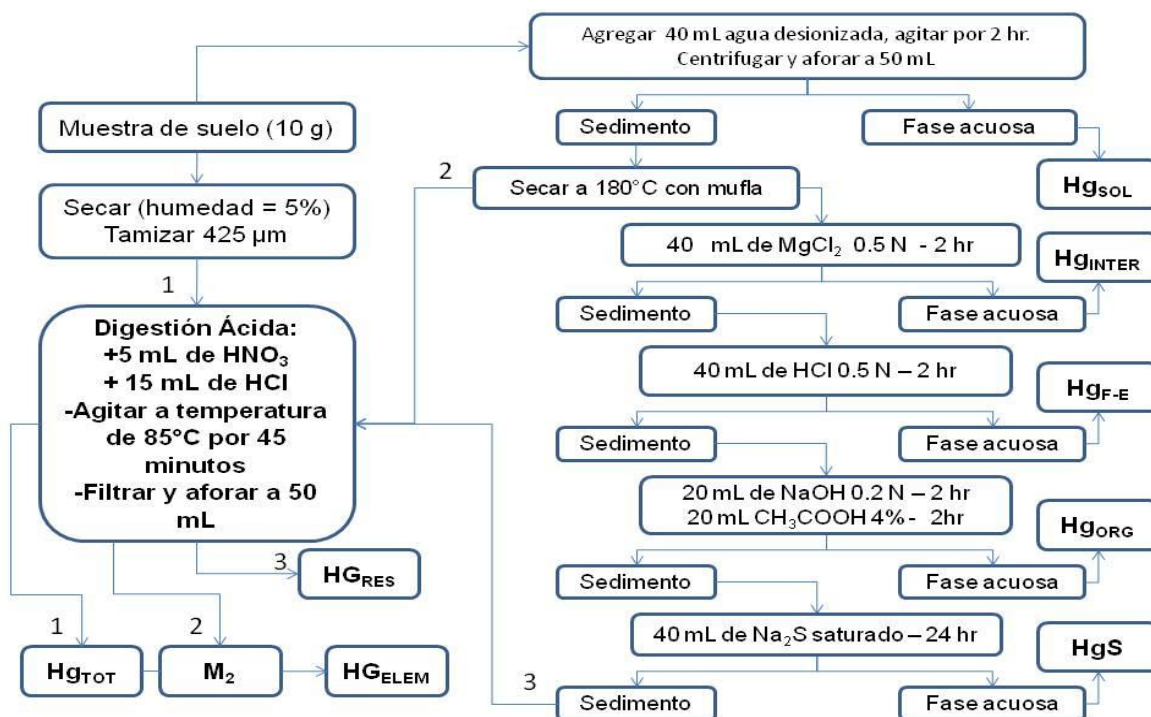


Figura 3.10 Procedimiento para la especiación de mercurio en suelos y sedimentos (Belmont-Bernal, 2008; Lechler, 1999; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006)

3.3.1 Mercurio total

La muestra debe ser sometida a un proceso de secado a temperatura ambiente hasta alcanzar una humedad menor del 5%. Posteriormente, se realiza un tamizado para obtener un tamaño de partícula de 425 μm . Para la obtención de mercurio total (Hg_{TOT}) se realizó una digestión ácida, es decir, para cada muestra se pesaron 10 g de suelo (jal) contaminado, se añadieron 5 mL de ácido nítrico concentrado y 15 mL de ácido clorhídrico concentrado y se calentaron a 85°C con agitación constante por 45 minutos. Terminada la reacción se filtró y se aforó a 50 mL con agua desionizada para su posterior análisis en Absorción Atómica (Belmont-Bernal, 2008; Boszke *et al.*, 2007; Lechler, 1999; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006; Sas-Nowosielka *et al.*, 2008)..

3.3.2 Especies solubles

Para el caso de los reactores inundados se introducía cada 7 días un lote de disolución nutritiva acidulada (ver abajo), vaciando previamente el reactor y recuperando el efluente. A este efluente se le determinaba, además de mercurio soluble, pH, potencial de oxidación-reducción (Eh), salinidad y conductividad eléctrica. Como ya se mencionó, la duración del experimento fue de 36 semanas, por lo que cada una de las cuatro etapas de 9 semanas fue evaluada en términos del mercurio soluble. Con los valores semanales de los reactores inundados se conformó una “muestra completa” del periodo, esto es, se sumaron los valores obtenidos semanalmente de mercurio y éste fue el valor para la fracción de mercurio soluble. Se midió el volumen de efluente semanal obtenido (Sas-Nowosielka *et al.*, 2008).

Para la extracción de especies de mercurio solubles en agua (Hg_{SOL}) en los reactores terrestres se agregaron 40 mL de agua desionizada a 10 g de suelo contaminado y se agitó la mezcla durante 120 min. Posteriormente, se centrifugó por 15 minutos a 3500 rpm y se recuperó el sobrenadante para llevarlo a un volumen final de 50 mL. El sedimento de este procedimiento se utilizó en la siguiente etapa (3.1.6.3). Es importante mencionar que esta medición de mercurio soluble, para los reactores terrestres, solamente se hizo una vez cada 9 semanas. De los datos de cada reactor se obtuvo un promedio para los tres reactores para cada condición (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006;).

3.3.3 Mercurio elemental

El mercurio elemental (Hg_{ELEM}) se obtuvo de calentar el sedimento de la etapa de Hg_{SOL} en una mufla a 180°C durante 48 h para separar el mercurio metálico amalgamado. Para evitar la

contaminación de las muestras se colocó un vidrio de reloj con carbón activado para absorber el mercurio liberado. Después, se realizó la digestión ácida, descrita en el apartado 3.3.1, analizando la concentración por absorción atómica. La diferencia del Hg_{TOT} y el valor del mercurio de la digestión de esta etapa (M_2) resultó en el mercurio elemental (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006):

$$Hg_{ELEM} = Hg_{TOT} - M_2 \quad (3.14)$$

3.3.4 Especies intercambiables

Para obtener las especies intercambiables de mercurio (Hg_{INTER}) en suelos o sedimentos, primero se requirió de calentar la muestra de suelo a 180°C en la mufla. Después, a la muestra pre-tratada se le agregaron 40 mL de una disolución de cloruro de magnesio 0.5 N y se agitó a temperatura ambiente por 120 min; para finalizar, se centrifugó la muestra por 15 min a 3500 rpm y el sobrenadante, se afora a 50 mL. El sedimento se guardó para la siguiente etapa (Belmont-Bernal, 2008; Boszke *et al.*, 2007; Lechler, 1999; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006; Sas-Nowosielka *et al.*, 2008).

3.3.5 Fuertemente enlazadas

Las especies fuertemente enlazadas del mercurio (Hg_{FE}) se obtuvieron a través del sedimento centrifugado de la etapa anterior, al cual se le adicionaron 40 mL de ácido clorhídrico 0.5 N agitando a temperatura ambiente durante 120 min. Nuevamente, se centrifugó durante 15 minutos a 3500 rpm y el sobrenadante se aforó a 50 mL para después analizar por absorción atómica. El sedimento se requirió para la siguiente etapa (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006).

3.3.6 Orgánicas

El mercurio orgánico (Hg_{ORG}), presente en la muestra de suelo, se determinó a través de la reacción del sedimento anterior con 20 mL de hidróxido de sodio 0.2 N con agitación constante a temperatura ambiente por 120 minutos. Posteriormente se agregaron 20 mL de una solución de ácido acético al 4% (v/v) que se dejó reaccionar durante 120 min a temperatura ambiente para después centrifugar (15 min a 3500 rpm), llevando a un volumen aforado de 50 mL y analizando por absorción atómica. Se conservó el sedimento para la siguiente etapa (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006).

3.3.7 Sulfuros

La extracción de sulfuros (HgS) es la última etapa de la especiación del mercurio. Al sedimento de la etapa anterior se le agregaron 40 mL de una disolución saturada de sulfuro de sodio durante 24 horas con agitación a temperatura ambiente para después proceder a la centrifugación de la muestra (15 min a 3500 rpm). La fase acuosa resultante se dispuso como residuo debido a que no pudo ser leída mediante la técnica de absorción atómica por su coloración (Anexo IV); por lo que se lavó el suelo con 40 mL agua desionizada y se volvió a centrifugar conservando el sedimento (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006).

3.3.8 Residual

Al sedimento resultante de la etapa anterior se le realizó una digestión ácida (3.3.1) para determinar la cantidad de mercurio residual (Hg_{RES}) mediante absorción atómica (Belmont-Bernal, 2008; Navarro-García, 2009; Olmos-Espejel, 2006).

3.4 Agua: Determinación de parámetros

Los parámetros de los efluentes de cada reactor que se consideraron de importancia para la fase experimental fueron: El potencial de oxidación-reducción, E_h , el potencial hidrógeno, pH, la conductividad eléctrica, C_e , los sólidos disueltos totales, SDT, y el contenido de mercurio (Arroyo *et al.*, 2010; Groudeva *et al.*, 2001; Guido-Zarate, 2006; Ruiz-López, 2009; Sas-Nowosielka *et al.*, 2008).

Se caracterizaron, además, todos los lotes de agua sintética que contenía la disolución nutritiva de alimentación para cada una de las especies vegetales utilizadas, la cual era acidulada con ácido clorhídrico para simular la lluvia ácida con la que se “regaban” los reactores, empleando el potencial de oxidación-reducción, E_h y el potencial hidrógeno, pH. Se empleó el ácido clorhídrico porque la adición de los ácidos sulfúrico y nítrico que normalmente acidifican la lluvia hubiera creado problemas de suministro de los nutrientes (N:P:K) de las plantas en estudio.

3.4.1 Potencial de hidrógeno

Se utilizó el método potenciométrico para determinar la alcalinidad o acidez de manera directa en el efluente de los reactores inundados (Arroyo *et al.*, 2010; Groudeva *et al.*, 2001; DOF, 1984). En

el caso de los reactores terrestres se introdujo directamente el electrodo en los reactores después de haber dosificado el “agua de lluvia” que contenía los nutrientes específicos (N:P:K) y al estabilizarse la lectura se consideró que era el valor de pH del “agua” del sistema.

3.4.2 Conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales

La conductividad electrolítica o eléctrica (C_e) es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, disociación, concentración total y relativa, movilidad, valencia y la temperatura; su importancia radica por el grado de mineralización del tipo de agua (natural, potable, residual, residual tratada, etc.). Se puede utilizar un medidor de conductividad (conductímetro), las unidades de ésta son $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Arroyo et al., 2010; DOF, 2000a; Sas-Nowosielka *et al.*, 2008).

Los sólidos disueltos totales (SDT) es el material soluble constituido por materia inorgánica y orgánica que permanece como residuo después de evaporar y secar una muestra filtrada a través de un filtro de vidrio con poro de 1.2 μm a una temperatura de 103°C – 105°C. Corresponde a la diferencia en masa de sólidos totales y sólidos suspendidos totales (DOF, 1992).

Los SDT están relacionados con C_e (Ec. 3.16) y se miden en ppm o mg/L. Se utilizó un medidor multi-parámetros Hanna Instruments modelo HI 9828 (Dr. Calderón-Labs, 2009; Hanna Instruments, 2011):

$$SDT = E_c * 700 \quad (\text{Ec. 3.16})$$

3.4.3 Potencial de óxido-reducción (Eh)

El Eh es una medida de la actividad de los electrones en un medio. Éste está relacionado con el oxígeno, aunque no es el único elemento que contribuye a la variación. En suelos inundados se presentan problemas para la difusión del oxígeno y las condiciones anaerobias o anóxicas de los mismos, promueven la generación de metano y ácido sulfhídrico. En ambientes con potenciales oxidantes (E_h positivos) la materia tiende a oxidarse y a descomponerse. En ambientes reductores (E_h negativos), la materia tiende a reducirse (Guido-Zarate, 2006).

Comúnmente, se utilizan electrodos comerciales de referencia de Ag/AgCl-Pt y se realizan mediciones con respecto a la profundidad, en este caso se realizaron superficialmente en los sistemas. La calibración de estos electrodos se realiza a través de soluciones tipo estándar a valores de pH específicos, 4.0 y 7.0, saturados con quinhidrona, 0.5 g en 50 mL de agua. Los

potenciales redox de estas dos soluciones son de 259.3 y 83.95 mV, respectivamente. Pueden presentar variaciones debido a la calidad de la quinhidrona y la temperatura a la que se realiza la medición (Arroyo et al., 2010; Groudeva *et al.*, 2001; Guido-Zarate, 2006; Ruiz-López, 2009).

3.4.4 Disolución nutritiva

Las disoluciones que se prepararon para este estudio tuvieron un valor de pH de 5.0 (Patiño-Martínez, 2011). Además, se les incluyeron los nutrientes esenciales como ya se mencionó, N, P, K, para cada especie vegetal (Tabla 3.10).

Tabla 3.10 Relación de nutrientes (N:P:K) para las especies vegetales

Especie vegetal	Relación N:P:K	Referencia
<i>Typha latifolia</i>	1.0:0.1:1.94	Ruiz-López, 2009
<i>Phragmites australis</i>	1.0:0.4:0.5	Orduña-Bustamante <i>et al.</i> , 2011
<i>Polypogon monspeliensis</i>	1.0:0.1:0.71	Misra y Singh, 1982
<i>Cyperus odoratus</i>	1.0:0.1:0.71	Observación visual

3.4.5 Metales (mercurio)

Las muestras de aguas residuales, requieren en general, un tratamiento previo antes del análisis (Tabla 3.11).

Tabla 3.11 Material y reactivos para tratar la muestra antes de determinar metales suspendidos y totales por absorción atómica

Material o reactivo	Características	Observaciones
Agua Tipo I	Resistividad 18 megaohm/cm y conductividad menor a 0.06 μ S/cm (25°C)	Libre de iones
Balanza analítica	Precisión de 0.1 mg	
Espectrofotómetros de absorción atómica Perkin Elmer 3100 y AAnalyst 700	Generador de hidruros y lámparas para determinar metales	Con la metodología propuesta por los fabricantes
Material de vidrio	Pipetas volumétricas, cajas de Petri, vasos de precipitado (150 mL), vidrio de reloj	Contener y tratar las muestras
Recipientes	Polietileno o polipropileno	Para mercurio es requerido 250 mL
Membrana de filtración	Tamaño de poro de 0.45 micras	
Ácido clorhídrico concentrado	Suprapour o equivalente	Para horno de grafito
Ácido sulfúrico concentrado	Suprapour o equivalente	
Ácido nítrico concentrado	Suprapour o equivalente	
Disolución de borohidruro de sodio (NaBH ₄) en NaOH		
Disolución patrón		
Gases	Aire comprimido, acetileno, argón, nitrógeno, óxido nitroso	Para absorción atómica

Fuente: Acondicionado de DOF (2001)

Los metales totales incluyen las combinaciones de carácter orgánico e inorgánico, tanto disueltos como en partículas. Las muestras incoloras, transparentes con una turbiedad menor de un UNT, pueden analizarse directamente sin digestión. Para el presente estudio sólo se realizó la parte de metal disuelto debido a que fueron filtradas las muestras antes de leer su concentración en el equipo de absorción atómica, la fase suspendida fue dispuesta como residuo peligroso (Anexo IV). Los efluentes de los reactores inundados tuvieron el tratamiento mostrado en la Figura 3.11 para obtener los metales disueltos (DOF, 2001). Cabe destacar que para la conservación de las muestras se refrigeraron a 4°C. Además, el material de vidrio o de polipropileno se remojó en ácido nítrico al 10%.

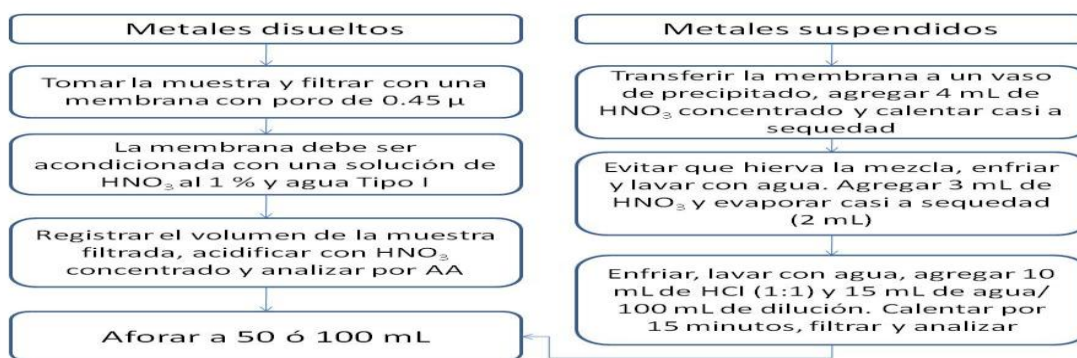


Figura 3.11 Procedimiento de tratamiento del efluente para el análisis de metales por absorción atómica (DOF, 2001)

3.5 Especie vegetal

Las funciones más importantes de las plantas para el tratamiento de aguas residuales o suelos son, principalmente, los efectos físicos y químicos que originan dichas plantas debido a que estabilizan el material de empaque e impiden su desazolve, proporcionan un excelente medio para la filtración, y proveen una gran área superficial para la adhesión de microorganismos. También aportan oxígeno en la zona radicular (rizosfera) que sirve para la degradación de materia orgánica y, cuando éstas mueren, sirven como fuente de nutrientes para los microorganismos saprofitos (Guido-Zarate, 2006).

3.5.1 Secado

El mercurio es un analito difícil de tratar, ya que a diferencia de otros metales su punto de ebullición se encuentra por debajo de los 400°C y debido a la poca información sobre la formación

de especies orgánicas como el dimetilmercurio o dietilmercurio, con puntos de ebullición debajo de los 200°C, se deben tomar ciertas precauciones para el tratamiento de la muestra (González-Sandoval, 2010). Se utilizó la técnica de horno que consistió en separar la raíz y parte aérea y guardarlas en bolsas individuales de papel y secarlas a 70-80°C por un periodo de 48 horas. Después, fueron molidas en un mortero de porcelana para su posterior digestión (de-Jesús-García, 2007).

3.5.2 Digestión

La digestión de raíz y parte aérea de la planta seca se realizó empleando medios ácidos. Se utilizó la técnica de microondas que consistió en lo siguiente (Panizza-de-León, 2009):

Para cada componente (raíz y parte aérea), se pesaron 200 mg de material molido y fueron depositados en vasos de digestión de teflón. Por vaso, se agregaron 5 mL de HNO₃ y 5 mL de HCl. Los vasos fueron expuestos a una temperatura máxima de 175°C para evitar pérdidas por volatilización (aproximadamente 14 minutos). Las muestras digeridas, posteriormente, fueron filtradas usando papel filtro (Whatman No. 42) y la fase acuosa fue aforada a 25 mL hasta su análisis por espectrometría.

3.6 Diseño experimental

Para realizar los experimentos se contó con dos suelos o materiales denominados QP/L (Querétaro Pinal de Amoles Ex-Mina La Lorena) y QP/SJ (Querétaro Pinal de Amoles Ex-Mina San José) y 4 especies vegetales. Dos especies vegetales (*Typha latifolia* y *Phragmites australis*) estuvieron en los reactores inundados y las otras dos (*Polypogon monspeliensis* y *Cyperus odoratus*) en los reactores terrestres. Todos estuvieron a la intemperie. Además, cada reactor contó con su control, es decir, hubo 2 controles sin especie vegetal, ya que se quería corroborar el efecto de la planta.

La **variable de respuesta (dependiente)** fue: El mercurio total (y sus especies). Las **variables controlables (independientes)** consideradas fueron: volumen de alimentación de disolución nutritiva (700 mL para clima húmedo u 800 mL para clima seco), valor de pH inicial (5.0) y tiempo de contacto (7 días), constantes en todos los experimentos. Las **variables no controlables** fueron: La conductividad eléctrica, el crecimiento de la planta y el pH del sistema (efluente, suelo), el periodo de iluminación-oscuridad (dependiendo de la época del año), la temperatura (clima) y el potencial de óxido-reducción.

Al finalizar cada etapa de los experimentos se realizó un balance de materia con las concentraciones de mercurio total y especies evaluadas obtenidas cada 9 semanas en los suelos, para tener al menos cuatro datos de cada una, para el agua efluente de los reactores inundados y para una parte del follaje o fracción aérea de la planta. Las pérdidas resultantes del balance de materia se consideraron como emisiones a la atmósfera en esta investigación. Al finalizar las 36 semanas de la experimentación se midieron, para las todas las plantas, el mercurio total en sus raíces y resto de su parte aérea. En total, se tuvieron 3 réplicas de cada experimento y 4 testigos o controles sin plantas, que se distribuyeron de manera aleatoria para observar el comportamiento del mercurio (Tabla 3.12).

Tabla 3.12 Número de reactores por planta y suelo

Especie	Suelo	
	QP/SJ	QP/L
<i>Typha latifolia</i>	3	3
Testigo	2	2
<i>Phragmites Australis</i>	3	3
Testigo	2	2
<i>Polypogon monspeliensis</i>	3	3
Testigo	2	2
<i>Cyperus odoratus</i>	3	3
Testigo	2	2
Total	20	20

Se utilizó un diseño experimental factorial 4x2, con el primer factor que es el tipo de suelo (2 niveles, QPL y QPSJ) y el segundo factor el tiempo (4 niveles, 9, 18, 27 y 36 semanas). Aunado a esto, se complementó con parcelas divididas con dos factores 8x2, que fueron las muestras de dos alturas de la capa de suelo en cada reactor (superficial y a 10 cm de profundidad) y los 8 niveles de las especies vegetales y sus controles sin planta para cada una. El diseño de parcelas divididas es un diseño factorial conducido de tal manera que la unidad experimental con respecto a uno o más factores es una subunidad de la unidad experimental con respecto a otros factores. Los experimentos con parcelas divididas son frecuentemente usados por necesidad cuando un factor debe ser aplicado a una gran unidad experimental, mientras que otros factores son más apropiados aplicarlos a las subunidades. También este diseño es utilizado por la conveniencia o facilidad de aplicar diferentes factores a diferentes unidades con tamaños distintos. El diseño de parcelas divididas también puede ser usado para incrementar la precisión del efecto estimado por la aplicación de un factor a las subunidades (Khuel, 2001; Montgomery, 1991). El modelo matemático empleado fue el siguiente (Tabla 3.13):

Considerando:

$$\mu_{ijkl} = \mu + S_i + E1_{in}$$

$$+P_j + C_k + (SP)_{ij} + (SC)_{ik} + (PC)_{jk} + (SPC)_{ijk} + E2_{ijkn}$$

$$+ T_l + (ST)_{il} + (PT)_{jl} + (CT)_{kl} + (SPT)_{ijl} + (SCT)_{ikl} + (PCT)_{jkl} + (SPCT)_{ijkl} + E3_{ijkln}$$

donde μ , es la media poblacional; S, el suelo con $i = 1, 2$; P, la especie vegetal con $j = 1, \dots, 8$; C, la concentración de Hg debido a la profundidad con $k = 1, 2$; T, el tiempo con $l = 1, 2, 3, 4$ y; las repeticiones, $n = 2$.

Tabla 3.13 Grados de libertad de las fuentes de variación

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados esperada	Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados esperada
Suelo	1	$\sigma_{E3}^2 + 3\sigma_{E2}^2 +$	Tiempo	3	
Error (1)	2		Tiempo x Suelo	3	
Tratamiento	7		Tiempo x Tratamiento	21	
Muestra	1		Tiempo x Muestra	3	
Suelo x Tratamiento	7		Tiempo x Suelo x Tratamiento	21	
Suelo x Muestra	1		Tiempo x Suelo x Muestra	3	
Tratamiento x Muestra	7		Tiempo x Tratamiento x Muestra	21	
Suelo x Tratamiento x Muestra	7		Tiempo x Suelo x Tratamiento x Muestra	63	
Error(2)	30		Error(3)	138	

Con este modelo se buscaron las interacciones entre los cuatro factores mencionados, si eran importantes o si podían descartarse para que hubiera mayor precisión en los resultados.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de los dos suelos en estudio

Con el fin de conocer las propiedades de los suelos muestreados y transportados al laboratorio para proceder, después, al proceso de biorremediación se caracterizaron algunas de sus propiedades físicas y químicas con el fin de comparar las igualdades o diferencias que pueden ofrecer éstos. Así como, se realizó la especiación de mercurio en suelos y se determinaron las capacidades de lixiviación del mercurio. Las tablas de datos obtenidos o de resultados y análisis estadísticos se listaron en los Anexos A1 y A2.

4.1.1 Muestreo de los dos suelos

La toma de muestra del suelo bajo estudio fue de tipo superficial con respecto al plan de muestreo siguiente:

- **Lugar y fecha de elaboración:** 3 y 4 de mayo de 2011
- **Localización del sitio:** Municipio de Pinal de Amoles, Querétaro, México
- **Materiales y equipo de muestreo:** Ver Tabla 3.2
- **Tipo de muestreo:** Aleatorio simple
- **Número de muestras y registro:** Se colectaron 5 muestras, de aproximadamente 20 kilogramos cada una, por cada sitio muestreado, es decir, 100 kg por sitio. La información pertinente fue anotada en un cuaderno de bitácora (Tabla 4.1)
- **Profundidad de las muestras:** 30 ó 40 cm de profundidad
- **Parámetros a determinar:** Mercurio total y especies (soluble, elemental, intercambiable, fuertemente enlazada, orgánica y residual)
- **Observaciones:** Condiciones climáticas, presencia de vegetación, edificaciones e infraestructura, etc.

4.1.2 Potencial de hidrógeno

Se determinaron unos valores de pH medianamente alcalinos para ambas muestras de suelo (DOF, 2000). En la Figura 4.1 se reportan los resultados obtenidos para cada suelo muestreado, se muestra que sí hay diferencias significativas en los suelos (intervalo de confianza del 95%) en la comparación de medias estadísticamente.

Tabla 4.1 Cuaderno de bitácora de ubicación e identificación de las muestras tomadas en el Municipio de Pinal de Amoles, Querétaro

Muestra (código)	Ubicación	Uso de suelo/ Vegetación / Cultivos	Observaciones	Cantidad* (kg)
QP/L-01	N 21°09'43.5" O 99° 36'24.1" Altitud 2013 m	Ex mina Silvestre Siembra de maíz	Ex mina "La Lorena" Comunidad El Perico Extracción de mercurio	20
QP/L-02				20
QP/L-03				20
QP/L-04				20
QP/L-05				20
QP/SJ-01	N 21°10'15.2" O 99° 36'38.9" Altitud 2032 m	Ex mina Silvestre Habitacional	Ex mina "San José" Comunidad Puerto de Guadalupe Hornos de destilación de mercurio	20
QP/SJ-02				20
QP/SJ-03				20
QP/SJ-04				20
QP/SJ-05				20

*Aproximada
QP/L, ex mina "La Lorena"; QP/SJ, ex mina "San José"

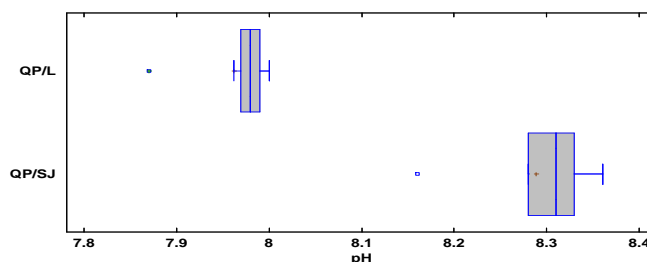


Figura 4.1 Diagrama de caja para los valores de pH determinados en suelos QP/L y QP/SJ (QP/L, ex mina "La Lorena"; QP/SJ, ex mina "San José")

El resultado de pH promedio para el suelo de la ex-mina "La Lorena" fue de 7.96 ± 0.05 y para la ex-mina "San José" de 8.29 ± 0.08 que se encuentran en el rango moderadamente básicos (DOF, 2000).

4.1.3 Contenido de humedad

Se obtuvieron los porcentajes de humedad de los suelos de "La Lorena" y "San José", 1.77 ± 0.28 y 1.15 ± 0.57 (con una fracción sólida de 98.23 ± 0.28 y 98.85 ± 0.57), respectivamente. Los dos suelos no tuvieron diferencia significativa en los valores obtenidos para el % de humedad (Figura 4.2) comparando sus medias con un intervalo de confianza del 95%. Estos resultados muestran un bajo contenido de humedad (DOF, 2000).

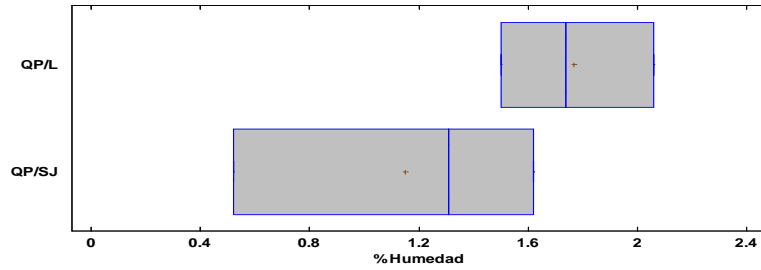


Figura 4.2 Diagrama de caja para los %Humedad determinados en los suelos QP/L y QP/SJ (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)

4.1.4 Conductividad hidráulica

Las muestras traídas al laboratorio con un tamaño de partícula menor de 0.7 cm, pre-tamizadas en el sitio de muestreo, fueron directamente utilizadas en los reactores (QP/L y QP/SJ). Antes de iniciar los experimentos se les determinó su conductividad hidráulica por el método de carga variable como se mencionó en la metodología. El área transversal (A) tanto de la columna del suelo como la alimentación fue de 15.76 cm^2 ; la longitud de la columna (L) de suelo fue constante para todas las muestras, 25 cm; y el volumen (V) medido en una probeta fue de 100 cm^3 ; t_1 y t_2 , el tiempo de inicio y fin, respectivamente, s. Los resultados obtenidos fueron $6.12 \times 10^{-3} \pm 2.64 \times 10^{-3}$ y $8.34 \times 10^{-3} \pm 1.72 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$, respectivamente (Figura 4.3).

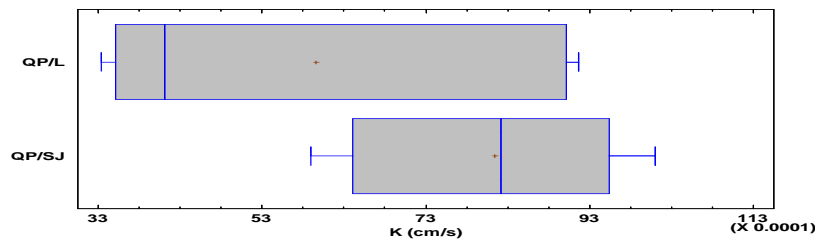


Figura 4.3 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación del coeficiente de conductividad hidráulica de los suelos (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)

El coeficiente de conductividad hidráulica de los suelos no presenta diferencias estadísticamente significativas en su comparación de medias (valor-P = 0.06053), con un intervalo de confianza del 95%; por lo que, en cuanto al paso del agua a través del medio puede ser estimado igual para

ambos suelos. Además, dichos suelos presentan una conductividad hidráulica ($10^{-3} > K > 10^{-5}$ cm/s) similar a la arena, arena sucia o arena limosa (ASTM, 2006).

4.1.5 Contenido de materia orgánica

El porcentaje de materia orgánica (%MO) en los suelos se determinó mediante la valoración de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ con $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Los resultados obtenidos fueron de 1.35 ± 0.3 y 0.58 ± 0.3 para los suelos de las ex-minas La Lorena y San José, respectivamente. En la Figura 4.4 se puede observar que las dos muestras de suelos en el contenido porcentual de materia orgánica son estadísticamente diferentes en su comparación de medias, entrando ambos materiales en la clasificación de suelos con bajo contenido de materia orgánica (Boszke *et al.*, 2007; DOF, 2000).

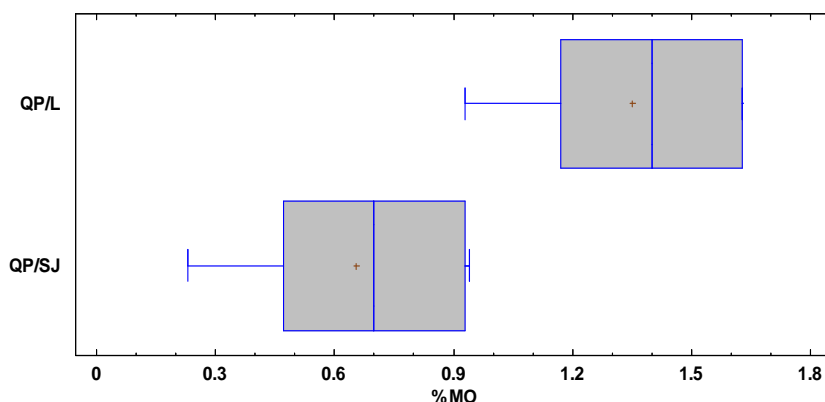


Figura 4.4 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación materia orgánica de los suelos (QP/L, ex-mina “La Lorena”; QP/SJ, ex-mina “San José”)

4.1.6 Densidad real

La densidad real fue determinada a través del método del picnómetro con la diferencia de que se utilizaron matraces aforados de 25 mL en lugar de los picnómetros. Los resultados obtenidos fueron de 2.47 ± 0.01 y 2.62 ± 0.03 g/cm^3 para los suelos de las ex-minas La Lorena y San José, respectivamente.

Se puede observar en la Figura 4.5 que las densidades obtenidas en las muestras presentan diferencias estadísticamente significativas en la comparación de medias.

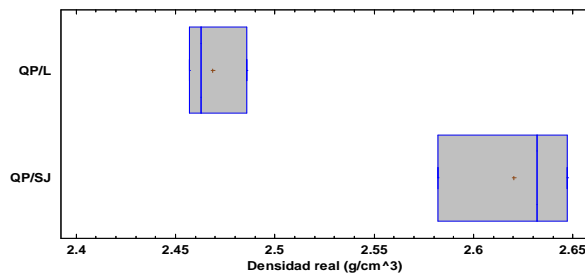


Figura 4.6 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación de densidad real de los suelos

4.1.7 Especiación de mercurio en los suelos en estudio

El motivo de conocer las especies de mercurio presentes en el suelo ayudará para, al final de los procesos biológicos de biorremediación, conocer cuáles fueron susceptibles de ser removidas o transformadas por los sistemas en el material en estudio. Para determinar el mercurio total (Hg_{TOT}) y sus especies se utilizó un diámetro de partícula de malla 100 (149 μm). Después de la digestión ácida a la que fue sometido el suelo y de un aforo de la fase acuosa (50 mL) se determinaron las concentraciones de mercurio por medio de espectroscopía de absorción atómica de flama Perkin-Elmer 3100. Los resultados se muestran en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2. Concentración del mercurio y sus especies químicas en los suelos muestreados de Querétaro, México (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)**

Especies	QP/L (mg/kg), 2006 ¹	QP/L (mg/kg)*, 2012	QP/SJ (mg/kg), 2006 ¹	QP/SJ (mg/kg)*, 2012
Hg_{TOT}	442.60	379.46 ± 9.042	1204.31	334.97 ± 1.58
Hg_{SOL}	0.16	6.67 ± 1.153	0.02	7.0 ± 1.000
Hg_{ELEM}	402.78	148.11 ± 4.21	997.92	68.20 ± 13.82
Hg_{INTER}	6.92	26.16 ± 1.75	0.23	21.99 ± 2.49
Hg_{F-E}	2.88	60.14 ± 4.38	2.66	62.31 ± 3.02
Hg_{ORG}	2.44	45.15 ± 0.76	0.11	43.15 ± 5.47
Hg_S	4.61	14.86 ± 4.83	105.32	64.79 ± 20.64
Hg_{RES}	22.81	75.80 ± 12.69	98.05	82.63 ± 15.54

¹Navarro-García (2009)

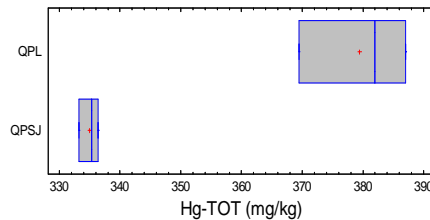
*Resultados por triplicado para el presente estudio

Las concentraciones de Hg_{TOT} fueron comparadas con respecto a los datos obtenidos por Navarro-García (2009), de 442.6 y 1204.31 ppm para sitios cercanos a ambos lugares de muestreo. Para el caso del Hg_{TOT} , los datos encontrados en las muestras en estudio se encuentran por debajo de los

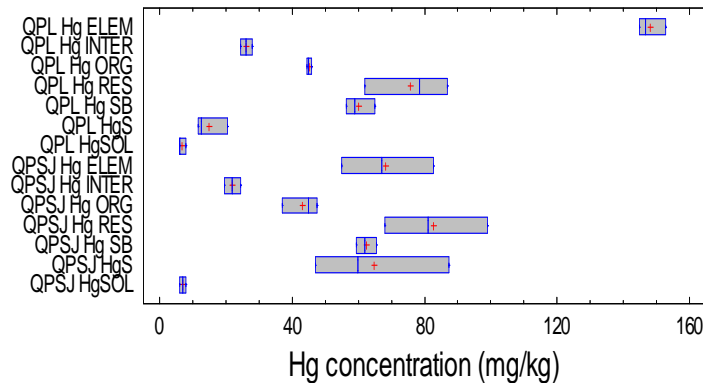
valores reportados por Navarro-García (2009). En la Figura 4.6 se puede observar la comparación de medias del Hg_{TOT} en la cual se observa que hay diferencias estadísticamente significativas, con un intervalo de confianza del 95%, para los resultados de las muestras en esta investigación.

Para el mercurio soluble (Hg_{SOL}), los valores reportados por la referencia son menores a los determinados en esta investigación. No hubo diferencias significativas en la comparación de medias entre ambos materiales en estudio.

Para el Hg_{ELEM} sí se presentaron diferencias significativas estadísticamente y fueron menores con respecto a la referencia (Navarro-García, 2009). Para el Hg_{INTER} , Hg_{FE} y Hg_{ORG} no hubo diferencias significativas y las concentraciones resultaron ser mayores en la comparación con el estudio previo. El Hg_{RES} resultó no tener diferencias significativas entre ambos materiales y las concentraciones también fueron diferentes con respecto a la referencia. Esto podría atribuirse a la diferencia en las distancias de donde se hicieron los muestreos para esta investigación y para la de referencia. También podrían deberse a la meteorización que han sufrido los suelos de un muestreo a otro.



A



B

Figura 4.6 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación de Hg_{TOT} y sus especies (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)

4.1.8 Prueba de extracción de compuestos tóxicos según la normativa señalada en el diario oficial (DOF, 2008)

Esta prueba de extracción es la recomendada por una de las normas oficiales (DOF, 2008) para cualquier sitio minero y para extraer todos los metales presentes en la muestra. El pH del Reactivo II empleado para extraer el mercurio de las dos muestras fue de 2.49 en vez de 2.88 que señalaba la norma respectiva (DOF, 2008). Los volúmenes de aforo fueron de 100 mL. Los resultados obtenidos para las ex-minas La Lorena (QP/L) y San José (QP/SJ) fueron de 108.29 ± 17.70 y 111.68 ± 8.77 mg mercurio total/kg muestra, respectivamente. En la Figura 4.7 se puede observar la comparación de medias para los lixiviados generados en los suelos no es estadísticamente significativa, para un intervalo de confianza del 95%. Si estos valores se comparan con los obtenidos con la metodología específica para mercurio (Tabla 4.3) puede verse que son menores, indicando que la metodología empleada en esta investigación tiene la capacidad de extraer una mayor cantidad de mercurio total que la propuesta en la normativa.

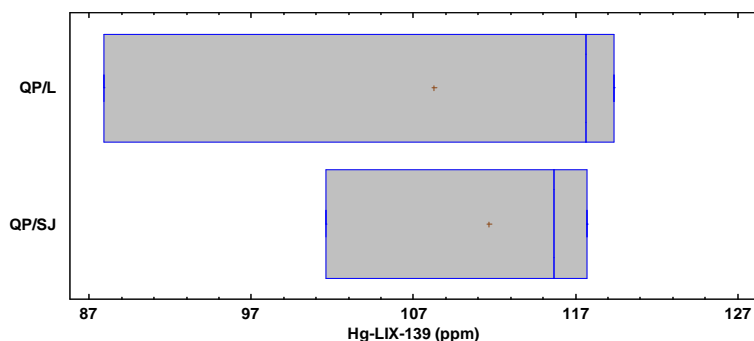


Figura 4.7 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación de mercurio del lixiviado según la NMX-139 (DOF, 2008), $Hg_{LIX-139}$ (QP/L, ex mina "La Lorena"; QP/SJ, ex mina "San José")

4.1.9 Prueba de extracción de metales y metaloides en jales según la normativa señalada en el diario oficial (DOF, 2003)

Esta otra prueba, también normada en México (DOF, 2003), emplea agua acidulada para la extracción (inciso 3.1.8). El pH de esta agua, definida como agua-reactivo fue de 5.526. Los resultados obtenidos fueron de 30.52 ± 5.71 y 21.3 ± 3.03 mg mercurio total/kg muestra, con respecto a cada suelo, QP/L y QP/SJ, respectivamente. Con esta metodología puede extraerse aún menos

mercurio (prácticamente solo el 10% de lo que puede extraerse con el método seleccionado en esta investigación).

En la Figura 4.8 se puede observar en la comparación de medias sí presentan diferencias, estadísticamente, para un intervalo de confianza del 95%. Lo que implica es que se obtienen lixiviados distintos de los suelos.

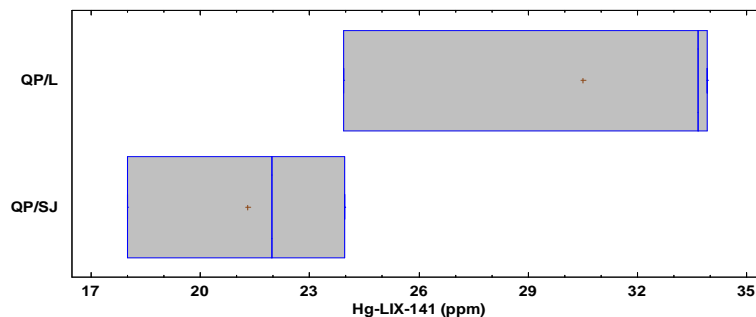


Figura 4.8 Diagrama de cajas para la comparación de medias en la determinación de mercurio lixiviado según la NOM-141 (DOF, 2003), $Hg_{LIX-141}$ (QP/L, ex mina “La Lorena”; QP/SJ, ex mina “San José”)

4.1.10 Poder de neutralización

Los resultados obtenidos de esta prueba fueron de 162.5 ± 11.0 y 126.3 ± 7.8 kg de carbonatos/ton material en estudio, para los suelos QP/L y QP/SJ, respectivamente. Estos resultados indican que los materiales pueden considerarse como suelos alcalinos (o con grandes cantidades de carbonatos) y alto poder de neutralización, lo cual puede ayudar a impedir su acidificación por la lluvia ácida.

4.2 Datos obtenidos de los reactores

Se evaluaron, tanto los 20 reactores simulando condiciones de inundación como los 20 reactores terrestres, recibiendo solamente la simulación de agua de lluvia complementada con nutrientes para ayudar al desarrollo de las plantas, con el suelo contaminado con mercurio para evaluar su ciclo biogeoquímico. Los datos con los que se construyeron todas las gráficas se encuentran en el Anexo I, como ya se mencionó.

Los reactores se nombraron primero por la(s) inicial(es) del suelo (L de Lorena o SJ de San José), seguidas de la inicial de la especie vegetal (T, *Typha*; Pa, *Phragmites australis*; Pm, *Polypogon monspeliensis* y; Tr, *Cyperus odoratus*). Además, los reactores control sin planta se abreviaron con la letra "c". Es importante enfatizar que el agua que simulaba la lluvia tenía diferentes nutrimentos dependiendo de la planta, por lo que los controles no eran iguales y, por ello, se incluyó la inicial de la planta aunque el control no la tuviera ya que recibía el mismo tipo de disolución que los reactores de la planta en cuestión. Esto, obviamente, puede representar que los microorganismos que llegaron a proliferar en esos reactores control serían diferentes. Como en esta investigación los sistemas microbianos no están siendo considerados, es importante enfatizar esta diferencia entre los reactores control.

Los reactores inundados (Figura 4.9) fueron puestos el día 14 de marzo de 2013 y fueron alimentados cada semana con 800 mL de solución nutritiva (para cada reactor). Los reactores terrestres (Figura 4.10) fueron puestos el día 30 de abril del 2013 y fueron alimentados una o dos veces por semana hasta completar 250 mL. Cada vez que fueron alimentados se les midieron los valores de pH y Eh.



Figura 4.9 Reactores inundados



Figura 4.10 Reactores terrestres

4.3 Reactores inundados

En este apartado se presentan los resultados para los reactores que simularon condiciones de inundación como las que ocurren en los humedales. Cabe señalar que el pH y Eh fueron medidos en reactores y efluentes. Para los efluentes, además, se les determinó la conductividad eléctrica, los SDT y la salinidad.

4.3.1 Seguimiento de parámetros de comportamiento en los reactores inundados

4.3.1.1 Potencial de hidrógeno

El potencial de hidrógeno se midió semanal o quincenalmente en el día que fueron alimentados. En las Figuras 4.11 y 4.12 para los dos tipos de suelo, QP/L y QP/SJ, respectivamente. Se pueden observar los promedios del comportamiento interno de los reactores, el efluente y el pH de alimentación.

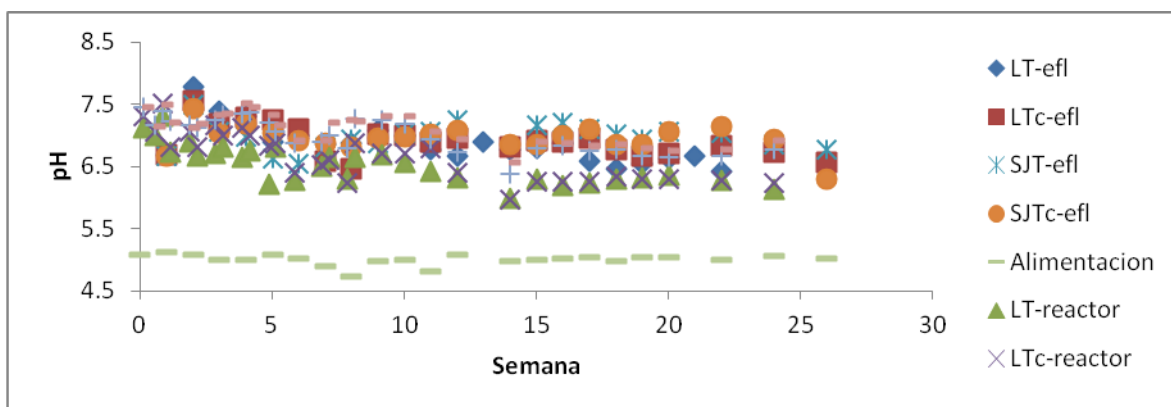


Figura 4.11 Valores de pH en los reactores, efluente y alimentación con *T. latifolia* (LT: ex-mina La Lorena con Typha, SJT: ex-mina San José con Typha, subíndice c para control sin planta; efl, efluente)

En el interior de los reactores se midieron valores que estaban en un rango de 6 a 8, aproximadamente, que se mantuvieron constantes durante cada semana con pequeñas variaciones. Se pudo observar que había una ligera tendencia a disminuir su valor con respecto al tiempo. De la solución con que se alimentó (a pH 5.0) se pudo observar un incremento o tendencia a neutralizarse debido a la presencia de los carbonatos (potencial de neutralización).

En los efluentes, para los dos suelos, se pueden observar que hay un aumento en el valor de pH (hasta la semana 2) y, después, comenzaron a disminuir hasta la semana 24, cuando se observó nuevamente un incremento en los valores de pH.

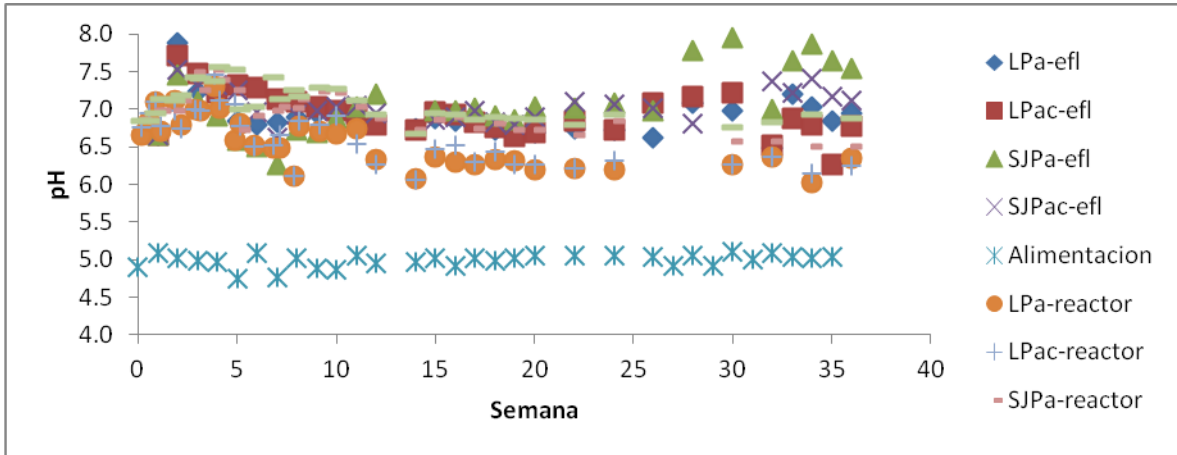


Figura 4.12 Valores de pH en los reactores, efluente y alimentación con *P. australis* (LPa: ex-mina La Lorena con *Phragmites*, SJPa: ex-mina San José con *Phragmites*, subíndice c para control sin planta; efl, efluente)

Posiblemente, este último incremento se debió a la presencia de los carbonatos que se midieron inicialmente a través del potencial de neutralización. Estos hallazgos indican la importancia de estudiar con mayor detalle lo que ocurre en los reactores y el ambiente, ya que aún cuando se deseaba mantener condiciones de inundación, si las condiciones ambientales eran de baja humedad relativa se tendía a perder el agua de inundación. Es un área de oportunidad para investigaciones futuras.

4.3.1.2 Conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y salinidad

Estos parámetros fueron determinados exclusivamente en los efluentes de los reactores inundados (Ruiz-López, 2009). Los resultados de la conductividad eléctrica, SDT y salinidad en los efluentes (Figuras 4.13, 4.14 y 4.15) de los reactores indicaron una tendencia de aumento hasta la semana 10; después, comenzaron a disminuir los valores en la mayoría de los reactores. Este comportamiento pudo deberse a la disolución de materia (iones) que dejó de presentarse hasta que la materia fácil de disolver se transfirió a la fase acuosa.

La conductividad eléctrica se mantuvo en promedio arriba de los 1,000 a 2,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y esto pudo deberse al paso de los iones del suelo a la fase acuosa. La salinidad, se encontraba en el rango de 0.5 a 1.2% lo que daba un comportamiento de agua salobre oligohalina (UPR, 2012).

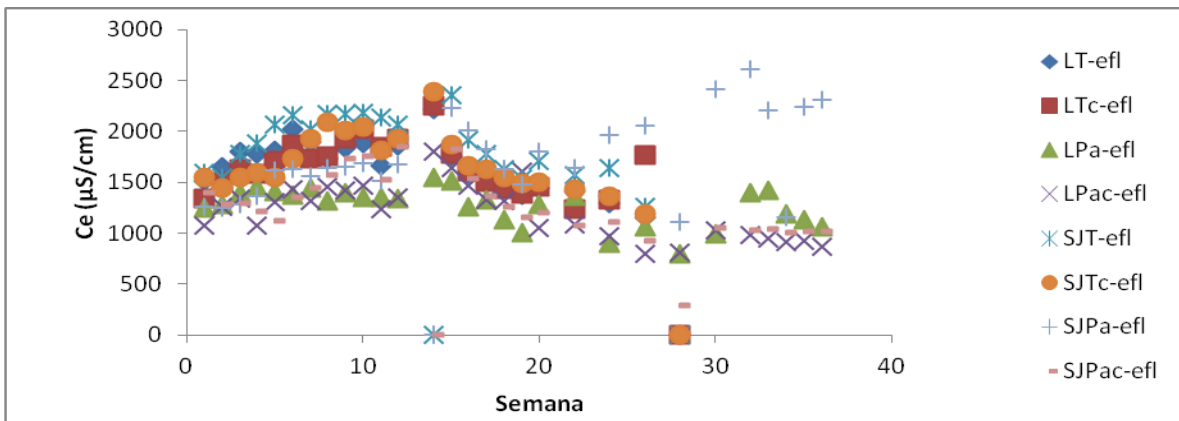


Figura 4.13 Conductividad eléctrica en los efluentes de los reactores (L, ex-mina La Lorena; SJ, ex-mina San José; T, *Typha*; Pa, *Phragmites*; subíndice “c” para control sin planta)

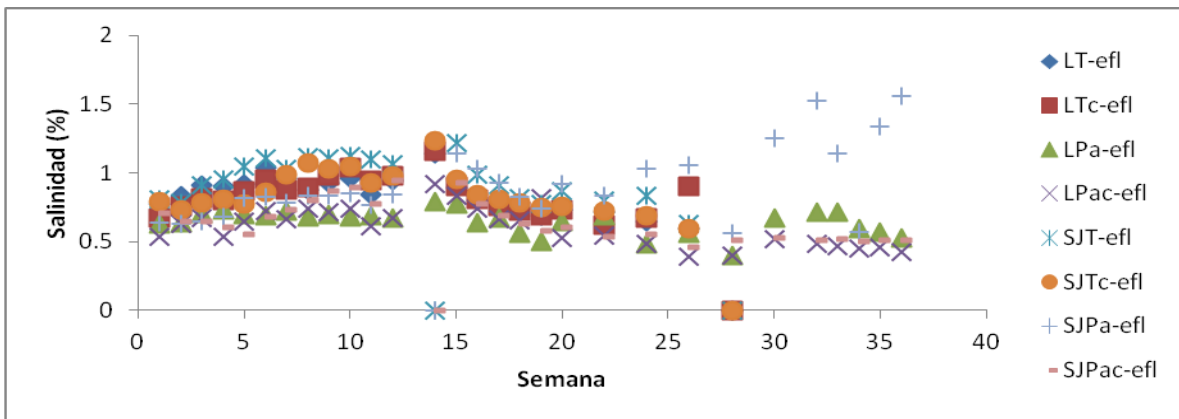


Figura 4.14 Salinidad en los efluentes de los reactores (L, ex-mina La Lorena; SJ, ex-mina San José; T, *Typha*; Pa, *Phragmites*; subíndice “c” para control sin planta)

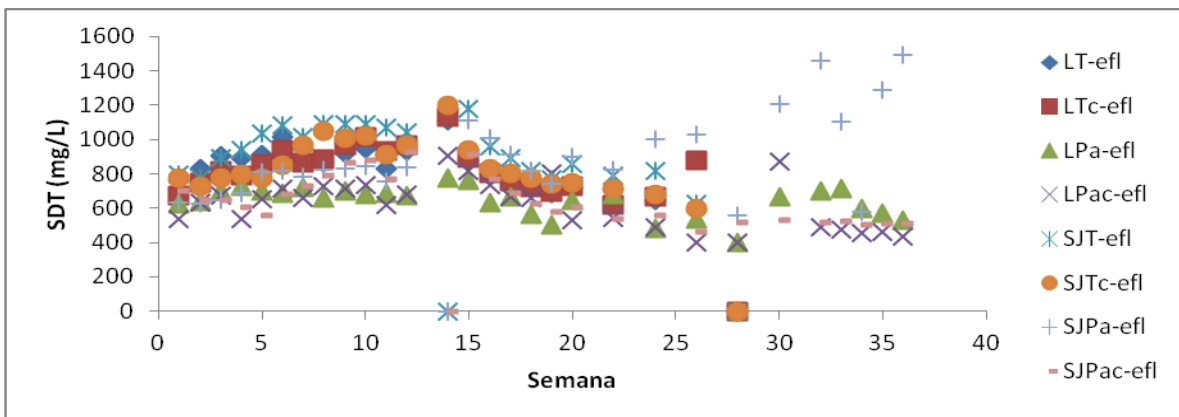


Figura 4.15 Sólidos disueltos totales (SDT) en los efluentes de los reactores (L, ex-mina La Lorena; SJ, ex-mina San José; T, *Typha*; Pa, *Phragmites*; subíndice “c” para control sin planta)

Los sólidos disueltos totales se encontraron en un rango 400 a 1100 mg/L. Los comportamientos son parecidos entre los 3 parámetros. Sin embargo, para los reactores de SJPa se muestra un incremento que pudo deberse a que partículas del suelo estuvieron pasando por el medio filtrante.

4.3.1.3 Potencial de oxidación-reducción, Eh

En los reactores inundados (Figura 4.16 y 4.17) el comportamiento del Eh, en promedio, se mantuvo en un rango de 40 a 170 mV durante la investigación. Los efluentes comenzaron con un potencial positivo; posteriormente, disminuyeron hasta condiciones reductoras y, hasta la semana 18, regresaron a tener condiciones oxidantes.

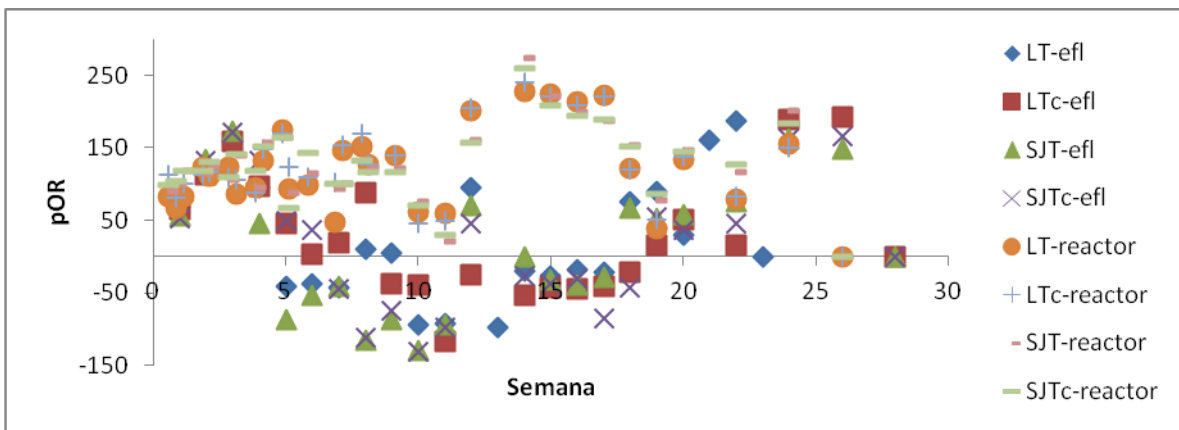


Figura 4.16 Potencial de óxido-reducción en los reactores, efluente y alimentación con *T. latifolia* (LT: ex-mina La Lorena con *Typha*, SJT: ex-mina San Jose con *Typha*, subíndice c para control sin planta)

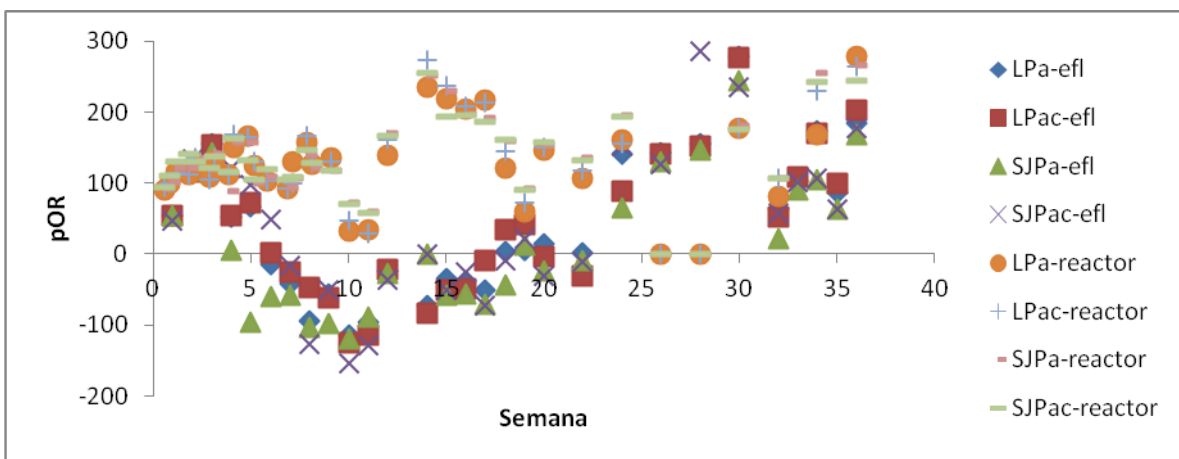


Figura 4.17 Potencial de óxido-reducción en los reactores, efluente y alimentación con *P. australis* (LPa: ex-mina La Lorena con *Phragmites*, SJPa: ex-mina San Jose con *Phragmites*, subíndice c para control sin planta)

Se buscó en investigaciones publicadas información sobre este comportamiento sin obtener alguna similar (Millán *et al.*, 2007; Willis *et al.*, 2010). Podría deberse al intercambio de iones por disolución a la fase acuosa o también a los microorganismos que se encontraban en la raíz de las plantas o adaptados y a sus requerimientos de aceptores de electrones. Éste es otro hallazgo que deberá estudiarse en investigaciones futuras.

4.3.2 Reactores inundados: Mercurio y sus especies

En la Figura 4.18a y b se observa que, para todos los tratamientos, el contenido de Hg_{TOT} durante las primeras 9 semanas tuvo una reducción pequeña. A partir de la semana 9 a la 18, se obtuvo una reducción mayor y, durante las semanas 27 a la 36 se comenzó a ver una estabilidad que indicaba que ya no había remoción del metal como mercurio total. En el comportamiento de las especies se observaron disminuciones graduales en las concentraciones de Hg_{INTER}, Hg_{ORG} y Hg_{FE}. En el caso de los reactores con *P. australis* (con planta y control) se observó una disminución hasta la semana 27 y en la semana 36 hubo un incremento de las concentraciones de Hg_{SOL} y Hg_{ELEM}.

Para el suelo de la ex-mina “La Lorena” (Tabla 4.3), el Hg_{TOT} tuvo remociones del 55-71% y fueron mayores las concentraciones removidas de las muestras tomadas a 10 cm de profundidad (63-71%) que las superficiales (55-58%), indicando tal vez una tendencia del contenido total de mercurio a moverse hacia la superficie o quizás debido a que la especie vegetal pudiera retenerlo en la rizosfera. En el apartado del estudio de los contenidos de mercurio en la especie vegetal se verá este aserto con mayor detalle.

Para el suelo de la ex-mina “San José” (Tabla 4.4) la remoción del Hg_{TOT} fue del 70-82% y no se dio un comportamiento similar al del suelo anterior.

Para el mercurio soluble -fue determinado únicamente en los efluentes y no se determinó de acuerdo con la profundidad de los reactores- el comportamiento fue distinto, para el suelo de la ex-mina La Lorena los reactores con *T. latifolia* hubo un intercambio del 50-52% mientras que para los reactores con *P. australis* se incrementó la concentración de la especie de 4-29% con respecto a la inicial.

Para el suelo de la ex-mina San José, de manera similar que con el suelo anterior, para los reactores con *T. latifolia* hubo una remoción de mercurio soluble del 6-25%, mientras que para los reactores con *P. australis* se incrementó la concentración de esta especie de 67-74% con respecto a la inicial. Aunque en la literatura no se encontró relación para esta especie, se supone el intercambio en las especies del mercurio se estuvo dando durante el proceso, pasando

posiblemente de Hg^{2+} a Hg^0 y viceversa ya sea por efectos químicos o biológicos debido a que el mercurio soluble está definido como la especie unida a cloruros y es la más soluble de todas.

Es importante señalar que los reactores que tenían *Typha latifolia* independientemente del tipo de suelo tuvieron que ser eliminados a las 27 semanas ya que, a partir de la semana 18, sus hojas empezaron a amarillearse y, para la semana 27 las plantas habían muerto. En la literatura consultada (Willis *et al.*, 2010; Arroyo *et al.*, 2010) no se menciona si, para las concentraciones estudiadas, haya habido más resistencia al mercurio para el caso de los tules, como se conoce a esta especie de hidrofita en México. Por otro lado, los reactores sembrados con la otra especie, *Phragmites australis*, sí terminaron el proceso de las 36 semanas.

El Hg_{ELEM} fue removido o intercambiado entre el 66-99% en el suelo de La Lorena y se eliminó o intercambio del 81-92% en el suelo de San José. La especie Hg_{INTER} fue removida o intercambiada en un rango del 76-93% en el suelo de La Lorena y para el suelo de San José del 70-100%. Aquí no se observan diferencias significativas, estadísticamente, con respecto a la profundidad. La especie Hg_{FE} , se removió del 56-68% y del 57-61% para los suelos de La Lorena y San José, respectivamente. Se observa que, desde la semana 9, hay un comportamiento de estabilización de la especie fuertemente enlazada en todos los reactores; es decir, parece mantenerse constante entre 20 a 40 mg/kg aproximadamente. La especie Hg_{ORG} , se removió o intercambió entre el 61-91% y del 64-91% para el suelo La Lorena y San José, respectivamente.

Para finalizar, el Hg_{RES} , en la muestra superficial tuvo una remoción del 66-91%. En las muestras a 10 cm de profundidad se presentó un aumento de la concentración con respecto a la inicial, del 25-34% para los reactores T, Pa y Pac, mientras que para el reactor Tc se removió esta especie en un 17% en el suelo de La Lorena, mientras que para el suelo de San José se removió del 42-82%. Esta especie tuvo mucha variabilidad, pudiendo deberse al tipo de compuestos que forman la fracción residual de mercurio (carbonatos, nitratos, fosfatos, etc.) y que pudo ser intercambiado con facilidad.

Por lo anterior el patrón de remoción y/o intercambio determinado para las ex-minas “La Lorena” (Ec. 4.1) y “San José” (Ec. 4.2), respectivamente, es el siguiente:

$$Hg_{ELEM} \cong Hg_{INTER} > Hg_{ORG} > Hg_{FE} > Hg_{SOL} > Hg_{RES} \quad (4.1)$$

$$Hg_{INTER} > Hg_{ELEM} > Hg_{SOL} \cong Hg_{RES} > Hg_{ORG} > Hg_{FE} \quad (4.2)$$

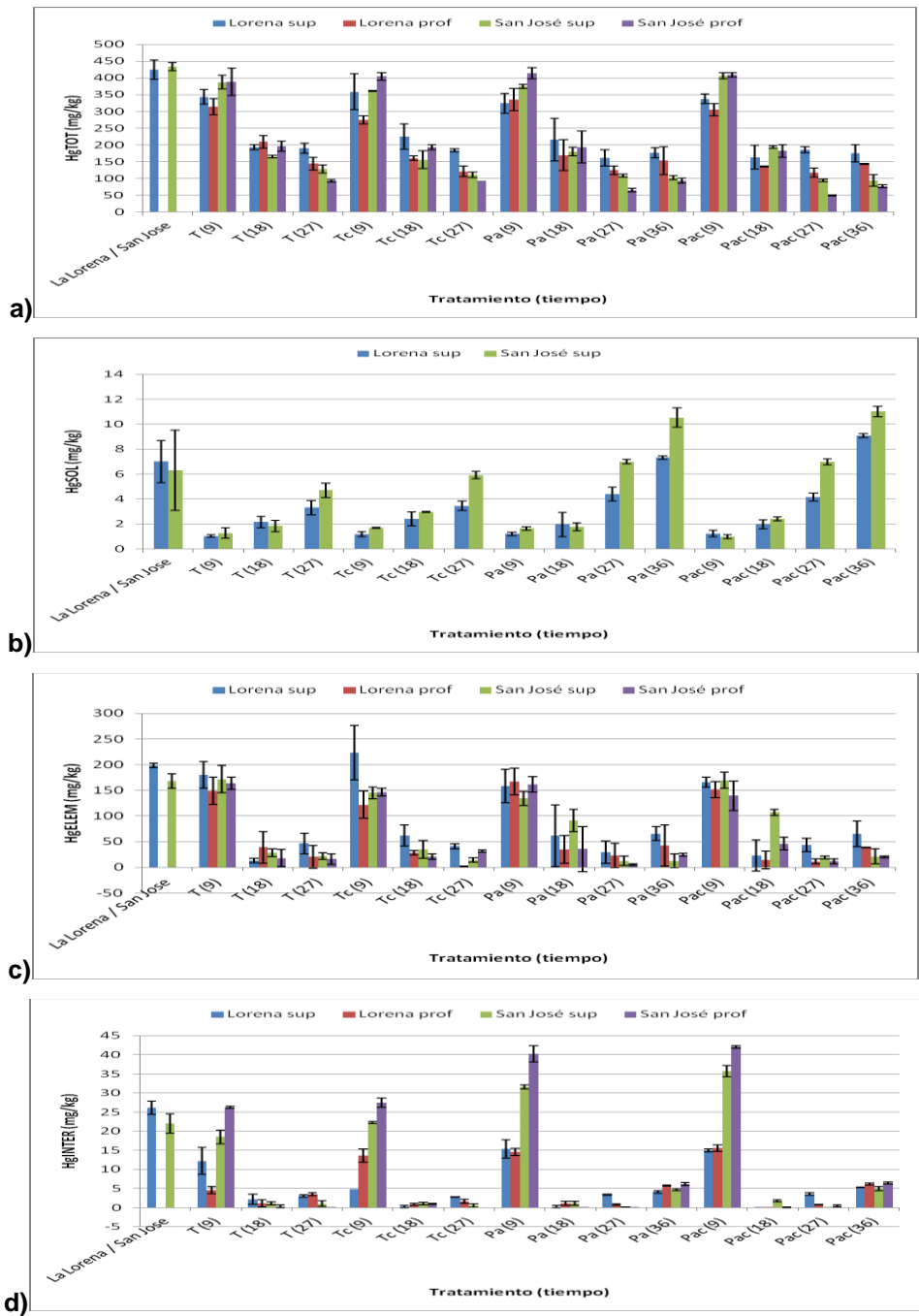


Figura 4.18a Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo inundado para los suelo de la ex-mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda: a) Hg_{TOT}; b) Hg_{SOL}; c) Hg_{ELEM}; d) Hg_{INTER} (Pa, *P. australis*; T, *T. latifolia*; c, control)

Se puede observar que el mercurio intercambiable y el elemental fueron los que mayor remoción, eliminación o intercambio tuvieron experimentalmente. Entre el Hg_{INTER} y el Hg_{ELEM} se tuvieron las reducciones más importantes. Esto podría deberse a que se transfirió a la atmósfera debido a su

alta rapidez de volatilización y/o se oxidó en el suelo (Biester *et al.*, 2002; García-Sánchez, 2006). Nuevamente, este hallazgo guía a continuar con esta investigación dando el giro hacia estas dos formas químicas del mercurio, elemental (que se volatiliza) u oxidado.

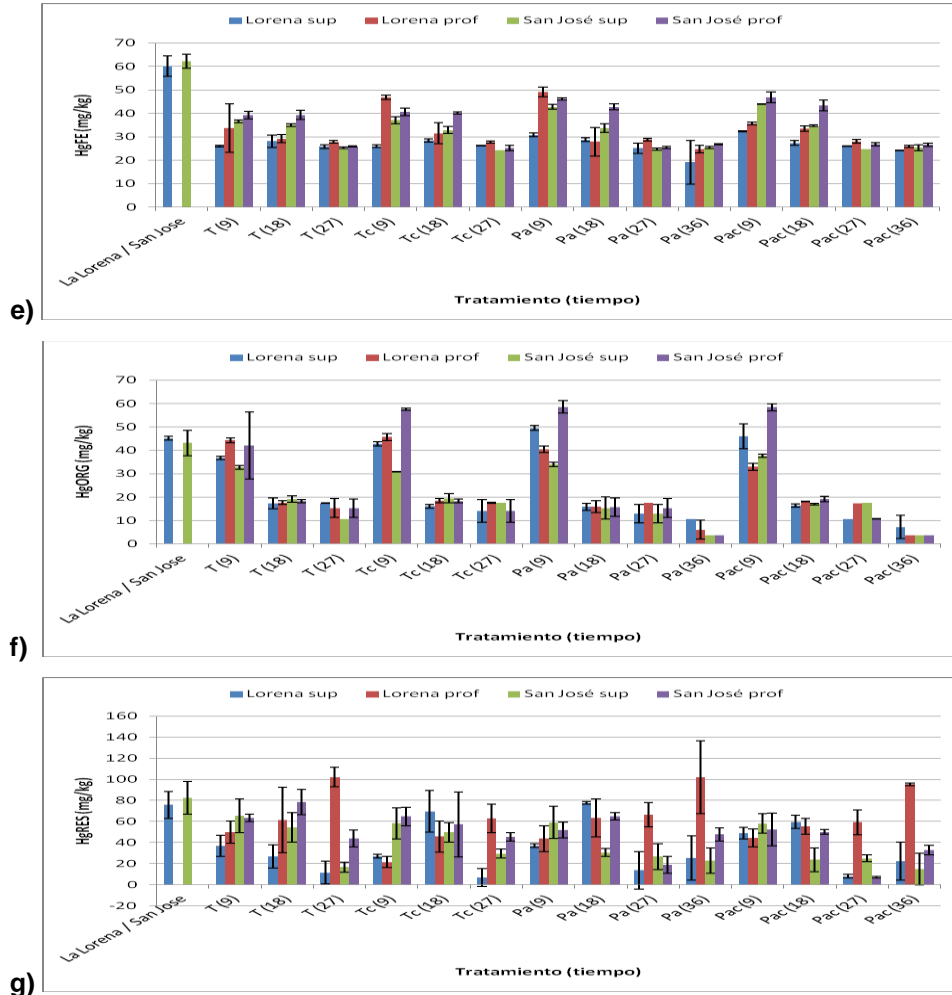


Figura 4.18b Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo inundado para los suelo de la ex-mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda (Continuación): e) Hg_{FE}; b) Hg_{ORG}; c) Hg_{RES} (Pa, *P. australis*; T, *T. latifolia*; c, control)

Tabla 4.3 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex-mina “La Lorena”, en mg/kg

Tiempo (Sem)	Suelo	Hg _{TOT}		Hg _{SOL}		Hg _{ELEM}		Hg _{INTER}		Hg _{FE}		Hg _{ORG}		Hg _{RES}	
		Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof
		La Lorena		7±1.7		198.1±4.21		26.16±1.75		60.14±4.380		45.15±076		75.8±12.69	
9	T	343.50± 21.83	314.01± 24.47	1.03± 0.09	1.03± 0.09	180.42± 26.09	149.22± 26.74	12.19± 3.51	4.56± 0.94	26.07± 0.31	33.75± 10.38	36.74± 0.59	44.30± 1.10	36.74± 9.93	49.93± 10.47
	Tc	358.44± 53.57	274.709± 12.56	1.17± 0.18	1.17± 0.18	223.10± 53.11	122.11± 26.15	4.85± 0.046	13.64± 1.69	25.96± 0.57	46.83± 0.90	42.81± 0.95	45.69± 1.58	27.00± 1.66	21.48± 5.21
	Pa	324.57± 29.57	335.22± 32.84	1.19± 0.14	1.19± 0.14	158.27± 32.67	167.07± 25.85	15.42± 2.39	14.60± 0.93	30.82± 0.78	49.15± 2.12	49.54± 1.08	40.49± 1.38	37.10 ± 1.88	43.77± 12.26
	Pac	337.33± 14.64	305.62± 18.38	1.23± 0.26	1.23± 0.26	165.82± 9.87	151.41± 15.46	14.96± 0.39	15.61± 0.87	32.35± 0.23	35.64± 0.51	46.05± 5.35	33.01± 1.52	48.74± 5.60	44.37± 8.73
18	T	192.50± 7.67	209.06± 18.85	2.15± 0.44	2.15± 0.44	13.38± 4.76	38.76± 30.73	2.19± 1.33	1.13± 0.95	28.14± 2.62	29.17± 1.67	17.25± 2.32	17.60± 0.77	26.84± 10.90	61.36± 31.20
	Tc	224.14± 37.86	160.3± 6.46	2.41± 0.56	2.41± 0.56	62.11± 20.24	28.66± 4.42	0.281± 0.36	0.86± 0.26	28.48± 0.67	31.46± 4.53	16.07± 0.78	18.39± 0.93	69.62± 19.63	45.71± 14.90
	Pa	215.41± 63.92	169.36± 46.54	1.95± 0.96	1.95± 0.96	61.86± 60.27	34.85± 26.74	0.20± 0.34	1.15± 0.51	28.71± 0.77	27.86± 6.17	15.88± 1.47	15.87± 2.53	77.57± 1.27	63.44± 17.98
	Pac	163.42± 35.96	135.61± 0.85	1.97± 0.37	1.97± 0.37	22.82± 30.03	14.36± 17.28	0.005± 0	0.005± 0	27.34± 1.00	33.47± 1.25	16.44± 0.64	18.15± 0.18	59.52± 6.32	55.22± 7.56
27	T	189.77± 15.00	144.27± 19.05	3.30± 0.58	3.30± 0.58	46.56± 19.84	20.41± 22.47	3.055± 0.30	3.49± 0.36	25.77± 0.91	27.81± 0.60	17.41± 0.12	15.28± 4.04	11.32± 10.77	102.14± 9.32
	Tc	184.14± 4.59	121.07± 15.86	3.442± 0.37	3.442± 0.37	40.94± 5.12	1.7± 0.87	2.81± 0.068	1.66± 0.52	26.28± 0.08	27.79± 0.45	14.15± 4.89	17.55± 0.13	6.75± 8.38	62.89± 13.72
	Pa	160.79± 24.16	124.66± 12.61	4.38± 0.56	4.38± 0.56	29.94± 21.65	23.10± 24.26	3.38± 0.13	0.79± 0.21	25.13± 2.17	28.77± 0.59	12.93± 4.01	17.57± 0.06	13.62± 17.64	66.35± 11.66
	Pac	185.70± 8.73	117.16± 14.10	4.15± 0.30	4.15± 0.30	43.63± 12.98	11.55± 5.11	3.57± 0.34	0.78± 0.07	26.02± 0.06	27.96± 0.81	10.6± 0.01	17.38± 0.01	7.92± 1.71	59.28± 11.84
36	Pa	176.79± 15.37	153.56± 41.76	7.316± 0.15	7.316± 0.15	65.65± 13.40	42.28± 40.04	4.131± 0.37	5.74± 0.16	19.09± 9.27	24.71± 1.67	10.64± 0.06	6.02± 4.03	25.37± 21.25	102.24± 34.58
	Pac	174.81± 26.27	143.36± 1.24	9.08± 0.17	9.08± 0.17	65.29± 25.41	38.73± 0.60	5.305± 0.03	6.19± 0.27	24.17± 0.18	25.96± 0.43	7.22± 4.91	3.75± 0.004	22.22± 18.01	95.25± 1.23
%R	T	55.32	66.03	52.84	52.84	76.50	89.70	88.32	86.66	57.14	53.76	61.45	66.15	85.07	34.76*
	Tc	56.64	71.49	50.83	50.83	79.33	99.14	89.26	93.64	56.29	53.79	68.67	61.13	91.10	17.03
	Pa	58.37	63.84	4.51*	4.51*	66.86	78.66	84.21	78.05	68.25	58.92	76.44	86.66	66.53	34.88*
	Pac	58.84	66.24	29.79*	29.79*	67.04	80.45	79.72	76.34	59.81	56.83	84.02	91.70	70.68	25.66*

Pa, *P. australis*; T, *T. latifolia*; c, control

*Indica un incremento con respecto al inicial

Tabla 4.4 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex-mina "San José", en mg/kg

Tiempo (sem)	Suelo	Hg _{TOT}		Hg _{SOL}		Hg _{ELEM}		Hg _{INTER}		Hg _{FE}		Hg _{ORG}		Hg _{RES}	
		Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof
	San José	433.38±12.02		6.3±3.23		168.14±13.82		21.99±2.49		62.31±3.026		43.15±5.47		82.63±15.54	
9	T	387.19± 20.44	388.37± 41.34	1.27± 0.40	1.27± 0.40	171.64± 26.37	163.99± 12.14	18.51± 1.78	26.23± 0.26	36.66± 0.55	39.27± 1.63	32.70± 0.71	42.14± 14.30	65.32± 15.96	63.32± 3.59
	Tc	361.22± 1.96	404.43± 11.87	1.69± 0.04	1.69± 0.04	144.91± 11.21	146.47± 7.51	22.30± 0.26	27.47± 1.15	37.09± 1.48	40.65± 1.66	30.86± 0.18	57.59± 0.54	58.21± 14.95	64.69± 8.79
	Pa	374.21± 6.15	413.99± 16.81	1.63± 0.15	1.63± 0.15	134.36± 13.61	161.74± 15.48	31.63± 0.55	40.21± 2.14	42.75± 0.98	46.19± 0.51	33.94± 0.98	58.59± 2.61	59.08± 15.32	51.96± 7.36
	Pac	406.94± 9.31	409.22± 6.87	0.97± 0.17	0.97± 0.17	169.40± 15.83	139.66± 28.60	35.74± 1.48	42.06± 0.35	43.97± 0.03	46.86± 2.28	37.71± 0.73	58.41± 1.54	58.10± 9.46	52.29± 15.57
18	T	164.81± 4.14	195.73± 14.98	1.83± 0.47	1.83± 0.47	28.27± 7.46	18.00± 16.79	1.09± 0.40	0.30± 0.40	34.98± 0.48	39.31± 1.99	19.08± 1.39	18.24± 0.80	54.30± 14.01	78.47± 11.96
	Tc	155.85± 26.24	193.33± 7.73	2.95± 0.04	2.95± 0.04	34.58± 17.41	20.78± 5.08	1.05± 0.30	0.95± 0.16	32.90± 1.55	40.08± 0.49	19.50± 1.93	18.34± 0.83	49.67± 9.21	57.37± 30.81
	Pa	180.00± 13.11	193.80± 47.56	1.77± 0.33	1.77± 0.33	91.45± 21.95	35.55± 44.31	1.13± 0.54	0.03± 0.03	33.71± 1.90	42.69± 1.27	15.31± 4.80	15.71± 3.87	30.54± 3.72	64.92± 3.46
	Pac	193.71± 3.76	182.04± 18.74	2.41± 0.16	2.41± 0.16	107.05± 5.50	45.91± 12.50	1.82± 0.29	0.08± 0.10	34.69± 0.37	43.40± 2.22	16.97± 0.27	19.23± 1.16	23.68± 11.17	49.98± 2.24
27	T	127.72± 12.52	92.91± 3.88	4.69± 0.57	4.69± 0.57	22.03± 6.35	16.03± 9.95	1.01± 0.73	0.05± 0.04	25.23± 0.34	25.82± 0.18	10.67± 0.04	15.29± 3.98	16.71± 4.72	43.84± 7.98
	Tc	110.63± 8.54	93.16± 0.02	5.92± 0.30	5.92± 0.30	14.69± 4.43	31.58± 2.17	0.54± 0.49	0.00± 0	24.24± 0.07	25.23± 1.15	17.64± 0.01	14.06± 4.80	29.44± 4.37	45.20± 4.02
	Pa	108.15± 3.92	65.08± 4.74	6.98± 0.18	6.98± 0.18	12.58± 9.09	5.55± 1.74	0.08± 0.09	0.04± 0.04	24.63± 0.45	25.36± 0.42	12.96± 3.95	15.32± 4.00	26.65± 12.20	18.91± 8.07
	Pac	93.96± 3.52	49.24± 1.01	6.97± 0.24	6.97± 0.24	19.15± 3.08	11.88± 5.15	0.01± 0.00	0.51± 0.25	24.72± 0.05	26.88± 0.72	17.56± 0.08	10.65± 0.08	25.04± 3.44	6.91± 0.62
36	Pa	102.22± 5.81	93.00± 7.13	10.53± 0.77	10.53± 0.77	12.63± 13.40	24.54± 3.07	4.70± 0.31	6.15± 0.38	25.43± 0.41	26.78± 0.30	3.72± 0.01	3.72± 0.02	22.79± 12.23	47.67± 6.26
	Pac	93.83± 17.44	76.51± 4.81	11.02± 0.42	11.02± 0.42	21.40± 14.58	20.33± 1.91	4.96± 0.51	6.42± 0.30	25.33± 1.26	26.60± 0.65	3.73± 0.02	3.74± 0.00	14.71± 14.96	32.81± 4.45
%R	T	70.53	78.56	25.52	25.52	86.90	90.46	95.42	99.78	59.51	58.57	75.28	64.56	79.78	46.95
	Tc	74.47	78.50	6.06	6.06	91.26	81.22	97.54	100.0	61.11	59.51	59.12	67.42	64.37	45.30
	Pa	76.41	78.54	67.10*	67.10*	92.49	85.41	78.64	72.04	59.19	57.02	91.38	91.37	72.42	42.31
	Pac	78.35	82.35	74.87*	74.87*	87.27	87.91	77.46	70.79	59.35	57.31	91.36	91.34	82.20	60.29

*Indica un incremento con respecto al inicial

4.4 Reactores terrestres. Determinación de parámetros

4.4.1 Seguimiento de parámetros de comportamiento en los reactores terrestres

4.4.1.1 Potencial de hidrógeno

Los valores del potencial de hidrógeno (Figura 4.19) estuvieron en un rango de 5.5 a 7.5, aproximadamente, manteniéndose constantes durante cada semana con pequeñas variaciones con respecto al tiempo. Nuevamente, se observó el efecto neutralizador por los carbonatos contenidos en el suelo.

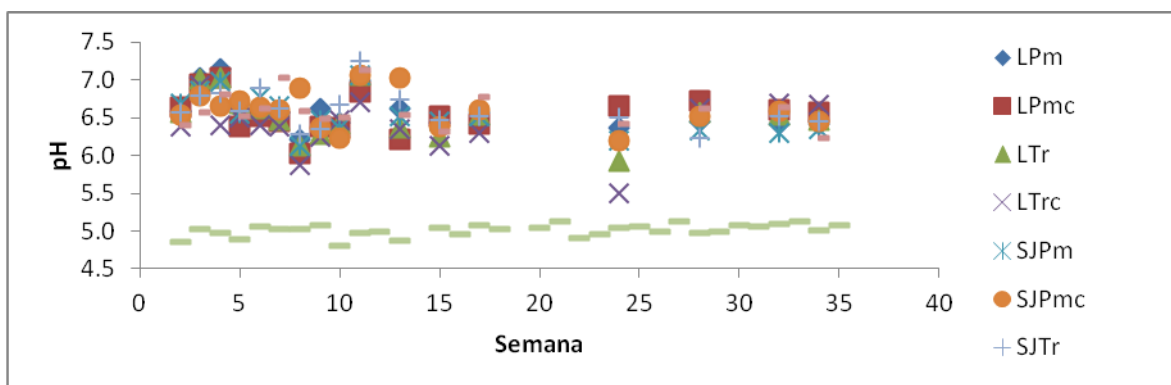


Figura 4.19 Valores de pH en los reactores terrestres y su alimentación (L, La Lorena; SJ, San José; Pm: *P. monspeliensis*; Tr, *Cyperus odoratus*; subíndice c para control sin planta)

4.4.1.2 Potencial de oxidación-reducción, Eh

En la Figura 4.20 se muestra el comportamiento de Eh que, en promedio, se mantuvo en un rango de 180 hasta 400 mV durante el periodo de la experimentación. Los dos tipos de reactores, con *Polypogon monspeliensis* y *Cyperus odoratus*, se encontraron en condiciones de oxidación. Consultando la literatura, Marín y Correa (2010) y UPR (2012) señalan que los aceptores de electrones, como el Fe^{+3} , el Mn^{+4} y los NO_3^- , pueden lograr valores de potenciales redox como los que se tuvieron en esta parte de la investigación. También, en esas dos referencias se señala que pudieran ser aceptores de electrones el NH_4^+ , el Mn^{+2} , el Fe^{+2} , los SO_4^{-2} y el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (que posiblemente, pudieran haber estado presentes durante el proceso atribuyéndose esto a la aireación natural de los suelos que fue diferente a las condiciones de inundación de los reactores

inundados, ya que al desalojar el agua quedan los poros disponibles para el aire circundante (Fenoglio-Limón *et al.*, 2001).

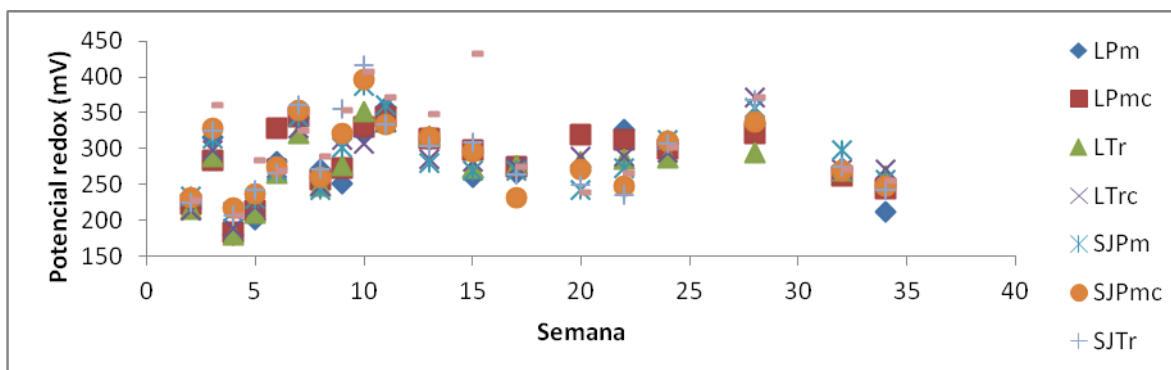


Figura 4.20 Potencial redox en los reactores terrestres y su alimentación (L, La Lorena; SJ, San José; Pm: *P. monspeliensis*; Tr, *Cyperus odoratus*; subíndice c para control sin planta)

4.4.2 Reactores terrestres: Mercurio y sus especies

En la Figura 4.21a y b se observó que, para todos los tratamientos, durante las primeras 9 semanas la reducción de mercurio total fue escasa. De las semanas 9 a la 18, se denota la mayor reducción de Hg_{TOT} y de las semanas 27 y 36 se comienza a ver una estabilidad o comienza a ser asintótica la remoción del metal. En el comportamiento de las especies, para el Hg_{SOL} se observó un aumento en las concentraciones en el lapso de las semanas 9 a 18. Lo mismo se vio para el Hg_{INTER} (especialmente al llegar a la semana 18) observando reducciones (intercambio o remoción) al llegar a la semana 36. En el caso de las especies Hg_{ELEM} , y Hg_{ORG} se denotó una disminución considerable hasta llegar a la semana 9 pareciendo que los sistemas entraban en un periodo de estabilidad. Para el Hg_{FE} se observó una reducción en su concentración y un comportamiento diferente en la toma de muestra superficial para todos los reactores (hasta la semana 36) donde hubo un incremento en su concentración, posiblemente por las condiciones de oxidación cercanas a esa zona. Además, se pudo ver que el mercurio intercambiable y el elemental fueron los que mayor remoción, eliminación o intercambio tuvieron experimentalmente. Y, finalmente, el Hg_{RES} tuvo un comportamiento muy similar al de los reactores inundados con un alto intercambio conforme transcurrió el tiempo.

Los resultados obtenidos de la secuenciación química del Hg para la ex-mina “La Lorena” (Tabla 4.5) fueron los siguientes: Hg_{TOT} , se observó una remoción del 49-78%; Hg_{SOL} , del 53-97%; Hg_{ELEM} , de 51-96%; Hg_{INTER} , 88-92%; Hg_{FE} , 58-68%; Hg_{ORG} , de 82-91%, y; Hg_{RES} , para los reactores *P. monspeliensis* con planta de 3-14% y los reactores controles en la superficie una remoción del 20% y a 10 cm de profundidad se observa un incremento del 7% con respecto a la concentración inicial.

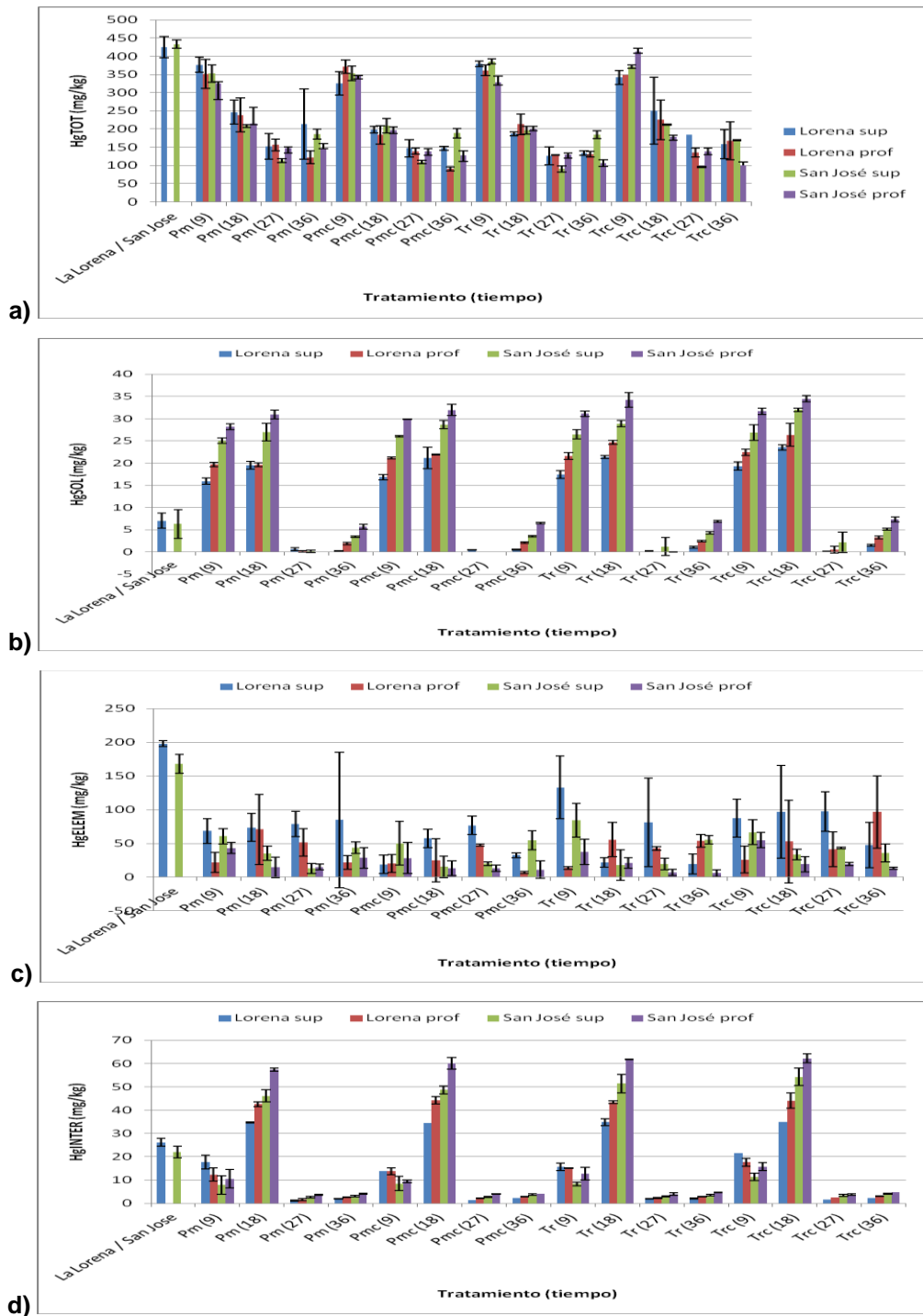


Figura 4.21a Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo terrestre para los suelo de la ex-mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda: a) Hg_{TOT}; b) Hg_{SOL}; c) Hg_{ELEM}; d) Hg_{INTER} (Pm, *P. monspeliensis*; Tr, *C. odoratus*; c, control)

Para el suelo de la ex-mina “San José” (Tabla 4.6) el Hg_{TOT} tuvo una remoción del 56-77%; el Hg_{SOL} , en las muestras superficiales del 18-45%, para el reactor con planta de *P. monspeliensis* del 9% y los demás reactores (Pmc, Tr y Trc) presentaron un incremento de la concentración del 2-16%. Para el Hg_{ELEM} , hubo una remoción del 67-93%. Respecto del Hg_{INTER} , del 78-85% se removió de los suelos. Para el Hg_{FE} , en las muestras superficiales hubo un incremento del 13-17% y las muestras a 10 cm de profundidad tuvieron una remoción del 70-77%. No se tiene ninguna explicación sobre el por qué de estas diferencias. En la literatura tampoco se encontró alguna razón de este fenómeno que será una línea de investigación interesante a seguir. Respecto del Hg_{ORG} hubo una remoción del 57-68% y para Hg_{RES} , del 15-80%.

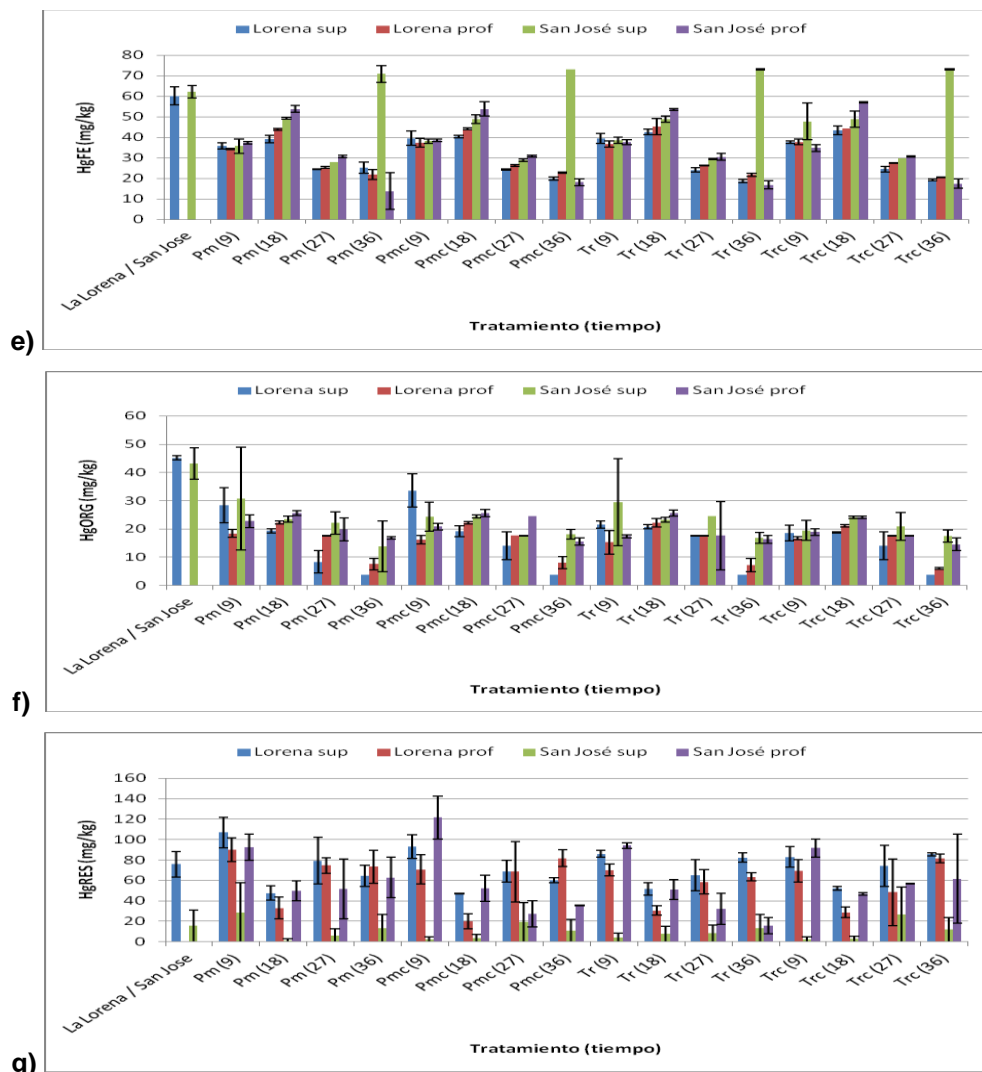


Figura 4.21b Especiación de mercurio en suelos durante el proceso de biorremediación tipo terrestre para los suelo de la ex-mina “La Lorena” y “San José” y las tomas de muestra superficial y profunda: e) Hg_{FE} ; b) Hg_{ORG} ; c) Hg_{RES} (Pm, *P. monspeliensis*; Tr, *C. odoratus*; c, control)

Por tanto, el patrón de remoción determinado para las ex-minas “La Lorena” (Ec. 4.3) y “San José” (Ec. 4.4), respectivamente, es el siguiente:

$$\mathbf{Hg_{INTER} \cong Hg_{ORG} > Hg_{ELEM} \cong Hg_{SOL} \cong Hg_{FE} > Hg_{RES}} \quad (4.3)$$

$$\mathbf{Hg_{ELEM} > Hg_{RES} > Hg_{ORG} > Hg_{FE}} \quad (4.4)$$

Fernández-Martínez *et al.* (2005) mencionaron en su publicación una clasificación diferente para las especies de mercurio en suelos: A la primera le denominaron móvil, indicando con ello las uniones orgánicas, hidróxidos, nitratos, sulfatos, óxidos y complejos. A la segunda le llamaron semimóvil, involucrando en ella a los complejos de Hg^{2+} , Hg^0 , amalgamas y Hg_2Cl_2 (en minoría). Finalmente, a la tercera, considerada inmóvil, consideraron que pertenecían Hg_2Cl_2 (mayormente), HgS y $HgSe$. Para esta investigación, todas las especies de mercurio determinadas se encontrarían dentro de las especies móviles y semimóviles. Probablemente por ello, se deberían considerar los aumentos de la fracción soluble en los reactores terrestres (que formarían primordialmente justamente esa fracción soluble), mientras que en los reactores inundados, al recambiar el agua con solución nutritiva semanalmente, estos cloruros eran “lavados” o lixiviados.

Tabla 4.5 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex-mina "La Lorena", en mg/kg

Tiempo	Suelo	Hg _{TOT}		Hg _{SOL}		Hg _{ELEM}		Hg _{INTER}		Hg _{FE}		Hg _{ORG}		Hg _{RES}	
		Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof
	Lorena	424.71±29.16		7±1.7		198.1±4.21		26.16±1.75		60.14±4.38		45.15±0.76		75.8±12.69	
9	Pm	376.58± 20.67	351.27± 39.68	15.92± 0.64	19.67± 0.46	68.69± 18.37	21.62± 14.92	17.67± 3.00	12.34± 2.85	35.84± 1.61	34.32± 0.30	28.41± 6.27	18.43± 1.36	106.83± 15.13	89.79± 11.58
	Pmc	325.29± 32.34	371.71± 17.91	16.83± 0.62	21.16± 0.18	18.92± 13.69	20.35± 13.64	13.91± 0.00	13.77± 1.50	39.57± 3.53	37.26± 2.12	33.62± 5.94	16.14± 1.53	93.19± 11.47	70.59± 14.31
	Tr	379.57± 7.83	361.44± 14.68	17.42± 0.88	21.58± 0.80	133.27± 46.29	13.84± 1.95	15.68± 1.67	15.13± 0.19	39.38± 2.46	36.73± 1.47	21.6± 1.27	15.25± 4.11	85.79± 3.33	70.08± 5.91
	Trc	341.69± 18.65	348.34± 0.23	19.32± 0.92	22.42± 0.67	87.76± 28.05	26.15± 20.24	21.54± 0.00	17.62± 1.77	37.74± 0.63	37.75± 1.27	18.52± 2.73	16.69± 0.59	82.92± 10.10	69.29± 11.11
18	Pm	246.16± 32.87	238.43± 46.50	19.52± 0.87	19.57± 0.43	73.76± 20.63	70.83± 52.27	34.66± 0.19	42.57± 1.06	39.15± 1.87	43.93± 0.41	19.33± 0.69	22.25± 0.52	47.48± 7.11	32.84± 10.78
	Pmc	198.81± 9.44	184.21± 25.53	21.16± 2.39	21.94± 0.10	57.55± 13.62	24.69± 32.10	34.59± 0.00	44.21± 1.64	40.35± 0.70	44.05± 0.47	19.16± 1.85	22.21± 0.50	46.93± 0.20	19.9± 7.08
	Tr	187.47± 5.39	213.16± 27.87	21.36± 0.31	24.64± 0.43	21.57± 7.08	55.79± 25.17	34.9± 1.44	43.42± 0.62	42.58± 1.42	45.27± 3.92	20.76± 0.77	22.26± 1.51	51.39± 6.12	30.42± 4.49
	Trc	250.2± 91.73	225.24± 55.00	23.54± 0.63	26.35± 2.59	96.89± 68.95	52.99± 61.36	34.89± 0.00	44.11± 3.26	43.37± 2.20	44.2± 0.02	18.72± 0.29	21.12± 0.37	52.38± 1.80	28.6± 5.18
27	Pm	152.58± 35.20	156.23± 15.58	0.62± 0.35	0.14± 0.16	78.84± 18.81	51.82± 20.25	1.14± 0.20	1.59± 0.46	24.42± 0.12	25.31± 0.40	8.33± 3.99	17.61± 0.07	79.32± 22.82	74.54± 7.64
	Pmc	147.02± 23.61	139.12± 8.69	0.47± 0.04	0.00± 0.00	76.77± 13.72	47.89± 1.39	1.3± 0.00	2.22± 0.11	24.17± 0.27	26.32± 0.50	14.12± 4.92	17.63± 0.00	68.88± 10.53	68.4± 29.33
	Tr	126.61± 24.74	128.6± 1.24	0.14± 0.12	0± 0	81.33± 65.47	42.68± 2.73	1.87± 0.10	2.39± 0.21	24.11± 1.03	26.35± 0.18	17.56± 0.07	17.53± 0.061	65.13± 15.35	58.59± 12.14
	Trc	184.68± 0.18	135.24± 12.63	0.11± 0.07	0.55± 0.77	97.56± 29.44	41.53± 25.77	1.56± 0.00	2.47± 0.03	24.55± 1.40	27.47± 0.29	14.12± 4.91	17.54± 0.03	74.21± 20.10	48.29± 32.44
36	Pm	213.56± 96.84	121.94± 17.69	0.17± 0.15	1.9± 0.26	84.84± 100.21	21.87± 10.19	1.99± 0.04	2.64± 0.18	25.11± 2.69	21.87± 2.44	3.72± 0.01	7.57± 2.01	64.46± 10.38	73.3± 16.29
	Pmc	147.07± 4.97	90.64± 5.62	0.5± 0.11	2.11± 0.19	32.6± 3.38	6.95± 1.86	2.22± 0.00	2.85± 0.17	19.83± 0.78	22.74± 0.26	3.71± 0.01	7.96± 2.13	60.12± 2.18	81.69± 8.14
	Tr	133.36± 6.04	131.37± 7.84	1.08± 0.21	2.4± 0.14	19.65± 15.02	54.02± 9.29	2.07± 0.24	2.88± 0.08	18.64± 0.88	21.77± 0.81	3.71± 0.02	7.27± 2.33	82.38± 4.63	63.43± 4.12
	Trc	158.36± 39.61	167.53± 51.69	1.5± 0.23	3.27± 0.32	47.58± 33.64	96.69± 53.31	2.25± 0.00	3.09± 0.18	19.27± 0.38	20.5± 0.02	3.71± 0.01	5.97± 0.30	85.51± 1.44	81.44± 4.08

%R	Pm	49.72	71.29	97.57	72.86	57.17	88.96	92.39	89.91	58.25	63.63	91.76	83.23	14.96	3.30
	Pmc	65.37	78.66	92.86	69.86	83.54	96.49	91.51	89.11	67.03	62.19	91.78	82.37	20.69	7.77*
	Tr	68.60	69.07	84.57	65.71	90.08	72.73	92.09	88.99	69.01	63.80	91.78	83.90	8.68*	16.32
	Trc	62.71	60.55	78.57	53.29	75.98	51.19	91.40	88.19	67.96	65.91	91.78	86.78	12.81*	7.44*

Pa, *P. australis*; T, *T. latifolia*; c, control

*Indica un incremento con respecto al inicial

Tabla 4.6 Especiación de Hg después de las 36 semanas de la biorremediación para el suelo de la ex-mina "San José", en mg/kg

Tiempo (sem)	Suelo	HgTOT		HgSOL		HgELEM		HgINTER		HgFE		HgORG		HgRES	
		Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof
	San José	433.38±12.02		6.3±3.23		168.14±13.82		21.99±2.49		62.31±3.026		43.15±5.47		82.63±15.54	
9	Pm	352.73± 23.67	325.98± 3.95	25.02± 0.60	28.13± 0.66	60.69± 11.28	43.29± 7.96	7.90± 3.99	10.51± 3.93	35.72± 3.44	37.31± 0.48	30.84± 18.20	22.73± 2.29	107.56± 28.72	92.47± 12.55
	Pmc	352.39± 19.86	347.11± 0.44	26.06± 0.19	29.9± 0.06	50.26± 32.38	28.5± 22.75	8.51± 3.13	9.5± 0.53	38.08± 0.96	38.56± 0.56	24.4± 5.12	20.8± 1.13	101.13± 2.42	121.59± 21.07
	Tr	385.43± 7.03	329.31± 16.59	26.47± 1.00	31.12± 0.62	84.52± 24.76	37.51± 19.09	8.36± 0.76	12.68± 2.71	38.43± 1.52	37.56± 1.25	29.4± 15.40	17.37± 0.48	103.54± 4.01	94.06± 2.77
	Trc	371.52± 4.95	412.76± 9.71	26.86± 1.73	31.64± 0.75	66.75± 18.40	54.95± 11.49	11.3± 1.62	15.72± 1.67	47.67± 8.96	34.8± 1.73	19.45± 3.	18.89± 1.23	97.52± 2.41	91.78± 8.77
18	Pm	208.57± 3.54	214.63± 45.06	26.99± 1.95	30.90± 1.00	35.56± 10.89	14.46± 15.46	46.14± 2.67	57.4± 0.70	49.25± 0.52	53.73± 1.69	23.45± 1.12	25.58± 0.78	43.01± 1.25	49.74± 9.78
	Pmc	208.51± 20.06	196.16± 9.48	28.65± 0.93	31.96± 1.27	15.45± 16.14	13.08± 10.91	48.66± 1.70	60.12± 2.53	48.82± 2.06	53.71± 3.49	24.42± 0.63	25.7± 1.29	37.18± 3.38	52.13± 12.86
	Tr	196.77± 10.12	199.26± 8.61	28.87± 0.69	34.2± 1.65	17.82± 22.87	21.11± 7.49	51.37± 3.99	61.80± 0.01	48.87± 1.44	53.65± 0.42	23.2± 0.83	25.61± 1.16	48.28± 7.47	51.17± 9.80
	Trc	212.57± 1.68	178.64± 4.49	32.01± 0.39	34.47± 0.60	33.67± 7.81	19.32± 11.29	54.31± 3.73	62.24± 1.90	48.85± 3.85	57.08± 0.26	24.09± 0.35	24.16± 0.47	53.84± 2.57	46.72± 1.41
27	Pm	113.7± 5.56	148.48± 2.45	0.14± 0.24	0.00± 0.00	13± 7.39	15.21± 4.07	2.58± 0.29	3.58± 0.26	27.92± 0.04	30.62± 0.55	22.08± 4.01	19.86± 4.05	80.94± 6.14	51.73± 29.21
	Pmc	109.91± 4.63	138.49± 8.21	0.00± 0.00	0.00± 0.00	20.08± 2.77	13.08± 4.84	2.71± 0.28	3.95± 0.12	28.86± 0.66	30.89± 0.46	17.52± 0.10	24.58± 0.05	71.1± 19.19	27.2± 12.86
	Tr	90.53± 8.21	129.27± 3.98	1.2± 2.06	0.02± 0.03	19.6± 8.51	6.89± 4.49	3.09± 0.23	3.98± 0.48	29.47± 0.35	30.4± 1.62	24.53± 0.05	17.62± 12.03	57.32± 8.20	31.9± 15.26

Tiempo (sem)	Suelo	HgTOT		HgSOL		HgELEM		HgINTER		HgFE		HgORG		HgRES	
		Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof
	San José	433.38±12.02		6.3±3.23		168.14±13.82		21.99±2.49		62.31±3.026		43.15±5.47		82.63±15.54	
	Trc	95.44± 1.73	138.81± 9.36	2.17± 2.32	0.1± 0.01	43.31± 1.36	19.21± 2.37	3.44± 0.44	3.73± 0.39	29.71± 0.12	30.6± 0.37	20.97± 4.93	17.59± 0.03	19.26± 26.59	57± 0.35
36	Pm	186.13± 13.86	146.16± 13.77	3.45± 0.14	5.7± 0.57	43.76± 8.69	28.55± 15.52	3.09± 0.31	4.12± 0.13	70.88± 4.10	13.79± 9.04	13.79± 9.04	16.83± 0.47	70.09± 13.44	62.66± 19.79
	Pmc	189.07± 13.06	128.1± 11.32	3.53± 0.15	6.44± 0.16	54.9± 14.14	11.2± 12.75	3.74± 0.28	4.12± 0.08	73.01± 0.02	18.14± 1.72	18.14± 1.72	15.49± 1.28	70.15± 10.86	35.49± 0.36
	Tr	184.11± 10.98	106.9± 9.16	4.29± 0.28	6.89± 0.23	55.46± 6.43	5.99± 4.92	3.52± 0.28	4.66± 0.19	73.1± 0.18	16.77± 1.93	16.77± 1.93	16.3± 1.49	64.62± 13.26	15.73± 7.85
	Trc	169.5± 1.26	99.52± 9.69	5.12± 0.19	7.33± 0.52	36.3± 13.34	13.35± 1.44	4.18± 0.27	4.74± 0.01	73.11± 0.23	17.43± 2.17	17.43± 2.17	14.57± 2.29	60.49± 11.79	61.64± 43.71
%R	Pm	57.05	66.27	45.24	9.52	73.97	83.02	85.95	81.26	-13.75	77.87	68.04	61.00	15.18	24.17
	Pmc	56.37	70.44	43.97	2.22*	67.35	93.34	82.99	81.26	-17.17	70.89	57.96	64.10	15.10	57.05
	Tr	57.52	75.33	31.90	9.37*	67.02	96.44	83.99	78.81	-17.32	73.09	61.14	62.22	21.80	80.96
	Trc	60.89	77.04	18.73	16.35*	78.41	92.06	80.99	78.44	-17.33	72.03	59.61	66.23	26.79	25.40

*Indica un incremento con respecto al inicial

4.5 Especies vegetales

En la Tabla 4.7 se muestran las concentraciones de acumulación de mercurio total en la parte aérea muestreada en las especies vegetales con respecto al tiempo; así como al final del tratamiento, cuando se sacrificaron las plantas, que se determinó su contenido en las raíces y el resto de la parte aérea. Desde 1990, Baker y Walker correlacionaron los contenidos de metales pesados entre la parte aérea y de la raíz, buscando con ello definir si las plantas eran acumuladoras o incluso hiperacumuladoras de metales. Por ello, en esta tabla se presenta en la última columna esta correlación.

Tabla 4.7 Mercurio en parte del follaje para 9, 18, 27 y 36 semanas y en raíz a las 36 semanas de las especies vegetales, en $\mu\text{g/g}$ y relación de acumulación de Baker y Walker (1990)

Tiempo (sem)	9	18	27	36	Raíz	Total parte aérea	Parte aérea/raíz*
LT	10.04± 13.775	7.02± 4.698	7.81± 4.154	No había planta	20.05± 16.43	24.87± 11.227	2.35± 2.083
LPa	5.5± 4.144	5.25± 4.242	5.1± 1.516	3.85± 1.427	40.11± 46.244	19.71± 0.362	1.07± 0766
LPm	2.75± 0.708	8.02± 3.546	5.77± 5.028	3.26± 2.084	4.22± 3.298	19.81± 8.022	6.54± 3.733**
LTr	1.03± 0.836	14.86± 2.046	5.29± 2.978	4.75± 1.419	2.73± 0.454	25.94± 1.816	9.65± 1.481**
SJT	8.86± 8.767	23.69± 23.921	2.91± 1.995	No había planta	8.4± 9.375	35.45± 22.846	10.79± 13.937
SJPa	d4.75± 0.779	3.64± 1.128	4.29± 1.747	3.67± 3.188	5.52± 1.818	16.35± 4.593	3.19± 1.439**
SJPM	3.13± 1.136	11.84± 6.356	5.77± 3.288	5.08± 3.162	3.63± 1.879	25.83± 8.469	7.99± 2.571**
SJTr	11.17± 8.056	43.96± 63.735	3.46± 2.087	4± 2.033	3.54± 0.491	62.60± 67.823	19.46± 22.586

Resultados por triplicado

*Relación por reactor y se especifica el promedio

**Se observa una clara hiperacumulación del metal

L, ex-mina La Lorena; SJ, ex-mina San José; T, *Typha latifolia*; Pa, *Phragmites australis*; Pm, *Polypogon monspeliensis*; Tr, *Cyperus odoratus*

De acuerdo con el criterio de Baker y Walker (1990) para la acumulación de mercurio total, en este caso los contenidos en las plantas muestran desviaciones estándar muy grandes y no permiten realmente evaluar la acumulación. Para las plantas terrestres *P. monspeliensis* y *C. odoratus* en el suelo de la ex-mina La Lorena se podría apreciar que se da acumulación. Para el suelo de la ex-mina San José, *P. australis* y *P. monspeliensis* también se considerarían que son acumuladoras del metal. En el análisis estadístico (Figura 4.22) no mostraron diferencias entre las especies vegetales ($p = 0.383$).

Nuevamente, estos hallazgos guían a continuar la investigación hacia el posible uso de lotes de terreno donde las plantas puedan proliferar con mayor abundancia y poder evaluar la posible acumulación del mercurio total en la biomasa vegetal.

De acuerdo con los experimentos realizados usando *T. latifolia*, cuando se comparan las concentraciones obtenidas en esta investigación con los resultados de Willis *et al.* (2010), para la misma especie vegetal, de 5.29-79.2 mg/kg se ve que están dentro de los mismos intervalos. Sin embargo, comparándolos con los del estudio realizado por Arroyo *et al.* (2010), los resultados de esta investigación son mucho mayores que los reportados por ellos (0.26 µg/L en fase acuosa, sin considerar la masa de las plantas, con respecto a los de la presente investigación, de 3 hasta 27 µg/L).

Para *P. australis* comparando los resultados obtenidos de 0.0287-0.389 mg/kg para la parte aérea y 5.567-12.767 mg/kg en raíz de Anjum *et al.* (2012) el rango de la parte aérea obtenido es mayor; mientras que para la raíz, el suelo de la ex-mina “La Lorena”, dio mayores resultados y, para el suelo de la ex-mina “San José”, quedó en el rango reportado.

Los resultados de esta investigación también fueron más altos que los obtenidos por Munteanu y Munteanu (2005) señalados en la Tabla 2.25 del Capítulo 2.

Para los pastos, de-Souza *et al.* (1999) describen que, *P. monspeliensis*, se obtuvieron concentraciones entre 6.27-13.35 ppm de Hg en la parte aérea después de cinco días. Estos datos son comparables con los obtenidos en esta investigación, aunque debe tenerse en cuenta que el experimento abarcó 36 semanas. Esto plantea una línea futura de investigación interesante, ya que tal vez después de la primera semana el pasto ya no acumula más sino que simplemente lo transfiere en otra forma química a otro medio, por ejemplo, del suelo a la atmósfera, usando a la planta como medio de transporte.

El estudio de Higuera *et al.* (2007) señaló que ellos tuvieron rangos de 6-525 y 9-750 (µg mercurio total/g biomasa seca) para la parte aérea y raíz, respectivamente. En esta investigación, los resultados obtenidos están cercanos al rango más bajo de ambas partes de la planta. Estos investigadores no señalaron en su publicación el tiempo de duración de sus experimentos, por lo que no puede hacerse ningún señalamiento de las posibles razones para alcanzar concentraciones tan altas en parte aérea y radicular a diferencia de lo que se alcanzó en esta experimentación después de 36 semanas.

Para *C. odoratus* no se encontraron investigaciones relacionadas con la acumulación de mercurio total por lo que los resultados de esta investigación son los primeros datos que se tienen.

Kumar *et al.* (2008) mencionaron en su publicación que las variaciones en el transporte del mercurio total de la rizosfera a la parte aérea pudieran estar asociadas con la diferencia en la tasa de crecimiento de la planta y la eficiencia de absorción hacia el metal. Ellos observaron en sus tres plantas, *E. crassipes*, *L. minor* y *S. polurrhiza*, que un pequeño aumento en la concentración de mercurio provocaba la descomposición de los tejidos vegetales liberándose de nuevo el mercurio hacia el efluente. Ellos asociaban este comportamiento a los mecanismos de acumulación que, al tener una sobrecarga, incidían en los mecanismos de regulación en la planta, mostrando las plantas síntomas de toxicidad, reduciéndose la producción de biomasa así como el comportamiento de la cinética de acumulación en tallos y hojas. Probablemente esto fue lo que ocurrió con *Typha latifolia* a partir de la semana 18.

Para el estudio realizado por Vidal-Durango *et al.* (2010), usando una especie denominada *Cecropia peltata*, los dos primeros meses no presentaron diferencias significativas pero, a partir del tercer mes, la concentración de Hg_{TOT} decreció considerablemente en la parte aérea. Esto probablemente fue debido a la mayor capacidad de retención de Hg por parte de la raíz pero, en especial, a la ganancia considerable de biomasa por parte de tallos y hojas, lo que redujo considerablemente la concentración del contaminante. En México esta especie ha sido estudiada por Carvajal y González-Villarreal (2005) desde el punto de vista botánico, por lo que también resultaría interesante estudiar su potencial acumulador. Lo único problemático es que sus flores y frutos son comestibles y no sería muy bueno que si se cultivaran en presencia de mercurio, éste se traslocara a estas partes del árbol.

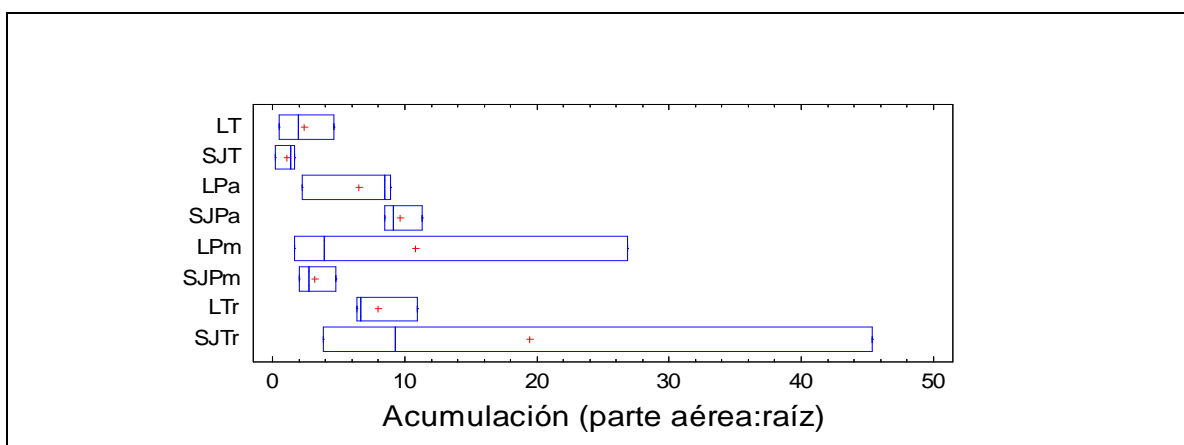


Figura 4.22 Análisis de medias "t" de student para comparar la acumulación de las plantas por el criterio de Baker y Walker (1990)

Otro estudio (Wenzel, 2009) menciona que, para el mercurio, existe la rizovolatilización y principalmente se debe a la presencia de microorganismos por la degradación de metil-mercurio y reducción del Hg^{+2} a Hg^0 .

4.6 Análisis estadístico

Como se había mencionado se realizó una prueba factorial con un parcelas divididas y se analizó con JMP 7© (2007). En todos los casos el tiempo fue un efecto que resultó significativo para todos los parámetros.

Para el pH (Figura 4.23) no se presentaron diferencias significativas en el tipo de tratamiento ($p>0.7041$), en la combinación Suelo-Tratamiento ($p>0.4051$), en el Tratamiento-Muestra ($p>0.1852$) y en el Suelo-Tratamiento-Muestra ($p>0.2659$). Los demás sí presentaron efecto significativo. Para el Eh no mostraron diferencias significativas el efecto Tratamiento ($p>0.9121$), los efectos Suelo-Tratamiento ($p>0.8765$) y los efectos Tratamiento-Muestra ($p>0.8061$). Aquí la Muestra es referida a la determinación dentro del reactor (superficial) y en el efluente (profundidad).

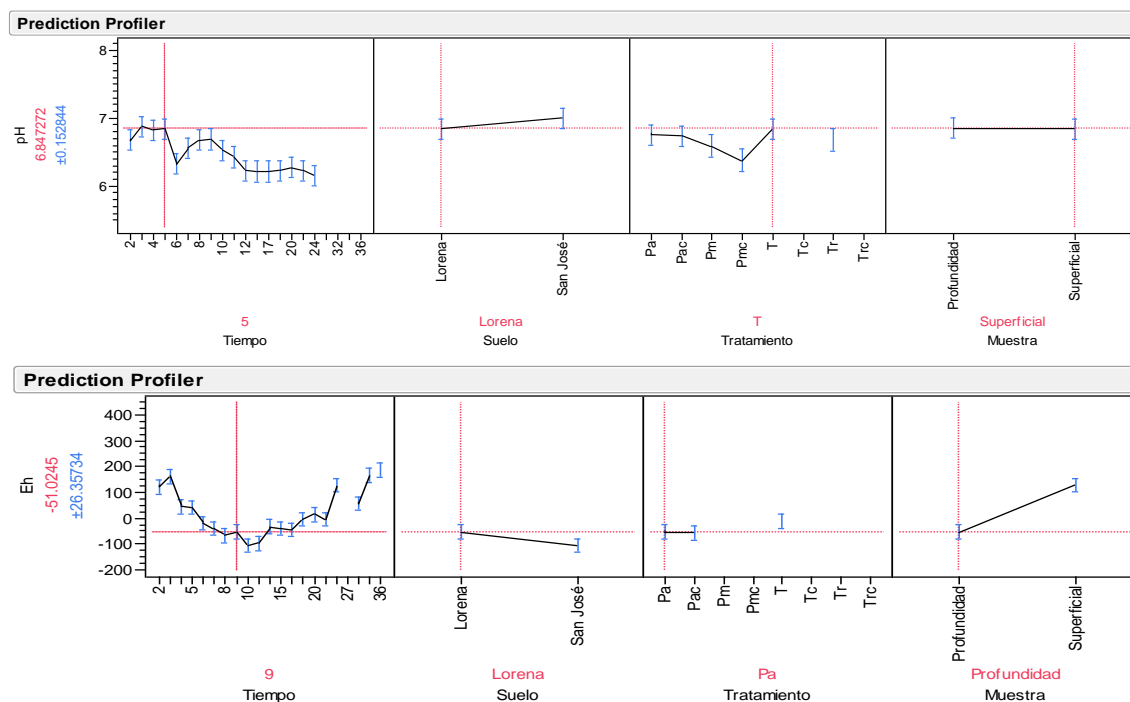


Figura 4.23 Análisis de varianza, ANDEVA, para el pH (arriba) y Eh (abajo) con respecto a los factores tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para el Hg_{TOT} (Figura 4.23a) no se tuvieron diferencias significativas con respecto del tipo de suelo ($p>0.7532$), del tratamiento y de la toma de muestra ($p>1.000$). Los efectos Tiempo-Muestra

($p > 0.0835$), Suelo-Tratamiento, Suelo-Muestra y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$) así como Tiempo-Suelo-Muestra ($p > 0.1010$) no fueron significativos.

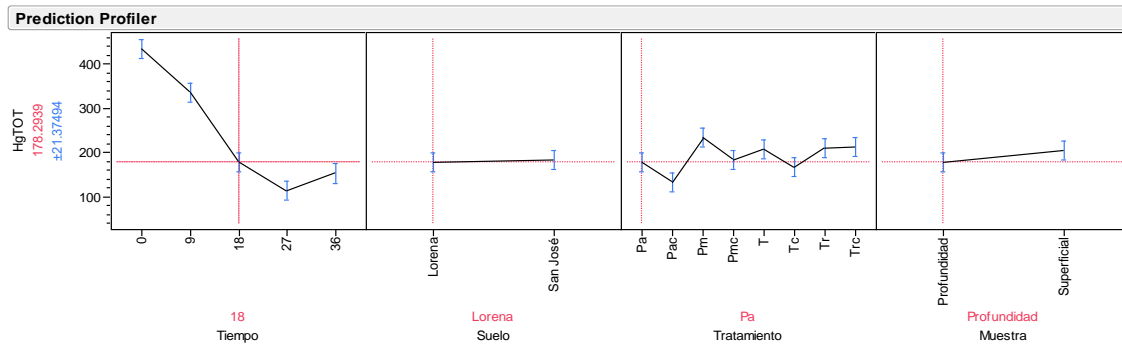


Figura 4.23a Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio total y sus especies en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para el Hg_{SOL} (Figura 4.23b) no hubo diferencias significativas en el Suelo ($p > 0.0617$), en el Tratamiento y Muestra y en los efectos Suelo-Tratamiento, Suelo-Muestra y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$). En los efectos Tiempo-Suelo-Muestra ($p > 0.0896$) y Suelo-Tratamiento-Muestra ($p > 0.6470$) tampoco hubo diferencias estadísticamente significativas.

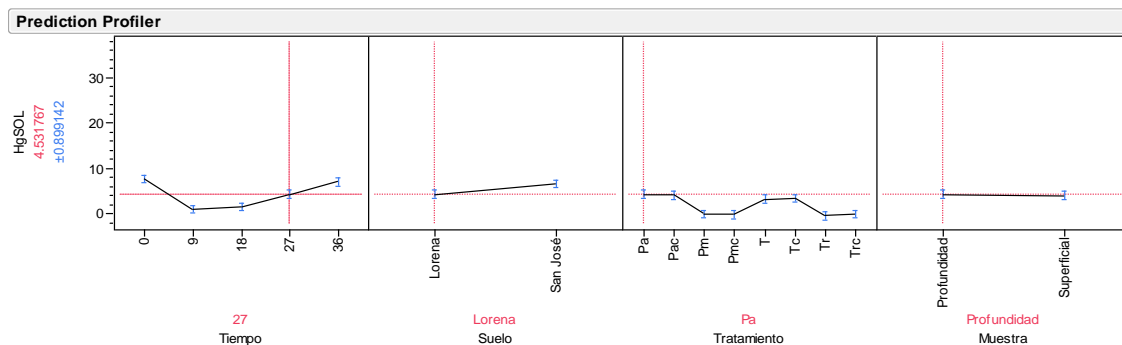


Figura 4.23b Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio soluble en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para el Hg_{ELEM} (Figura 4.23c) con el Tratamiento y la Muestra, los efectos Suelo-Muestra, Suelo-Tratamiento y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$) no se reportaron diferencias significativas.

Para el Hg_{INTER} (Figura 4.23d), el Tratamiento y la toma de Muestra, los efectos Suelo-Tratamiento, Suelo-Muestra y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$) tampoco las hubo. Para el efecto Suelo-Tratamiento-Muestra ($p > 0.1656$) no hubo diferencias significativas.

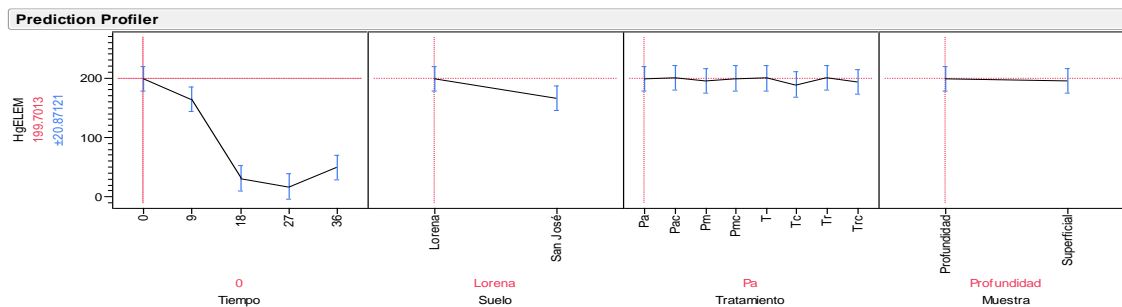


Figura 4.23c Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio elemental en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

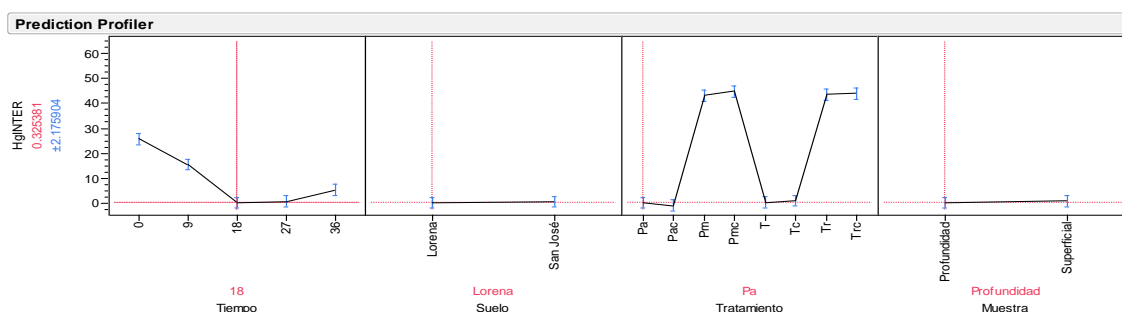


Figura 4.23d Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio elemental en suelos con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para el Hg_{FE} (Figura 4.23e), el Tratamiento y la toma de Muestra, los efectos Suelo-Tratamiento, Suelo-Muestra y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$) y, para el efecto Suelo-Tratamiento-Muestra ($p > 0.1995$), no hubieron diferencias significativas.

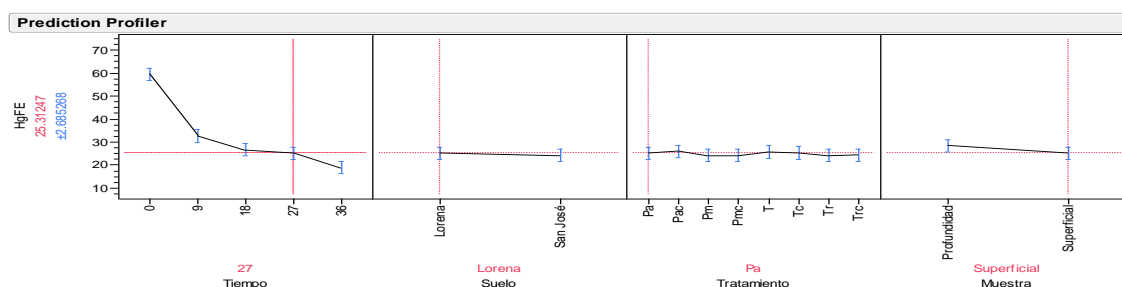


Figura 4.23e Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio fuertemente enlazado, FE, con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para el Hg_{ORG} (Figura 4.23f), el Tratamiento y la toma de Muestra, los efectos Suelo-Tratamiento, Suelo-Muestra y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$), así como para el efecto Tiempo-Muestra ($p > 0.6384$) no hubieron diferencias significativas.

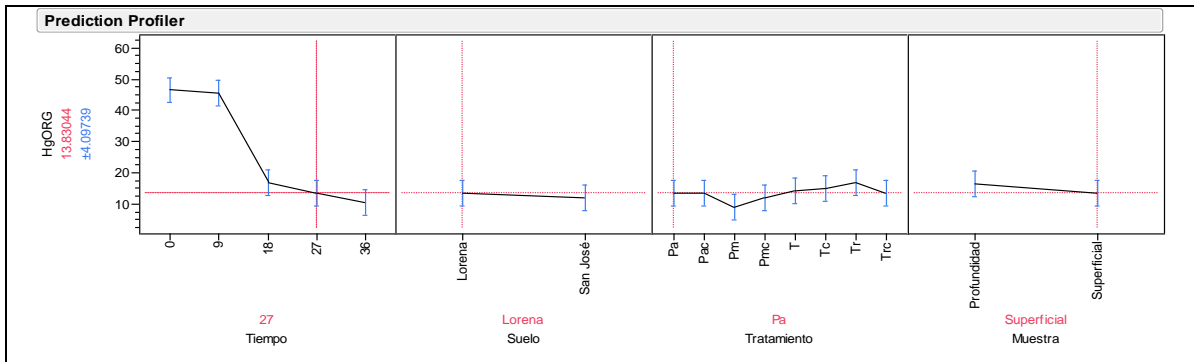


Figura 4.23f Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio orgánico con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para el Hg_{RES} (Figura 4.23g), el Tratamiento y la toma de Muestra, los efectos Suelo-Tratamiento, Suelo-Muestra y Tratamiento-Muestra ($p > 1.000$) no hubieron diferencias significativas.

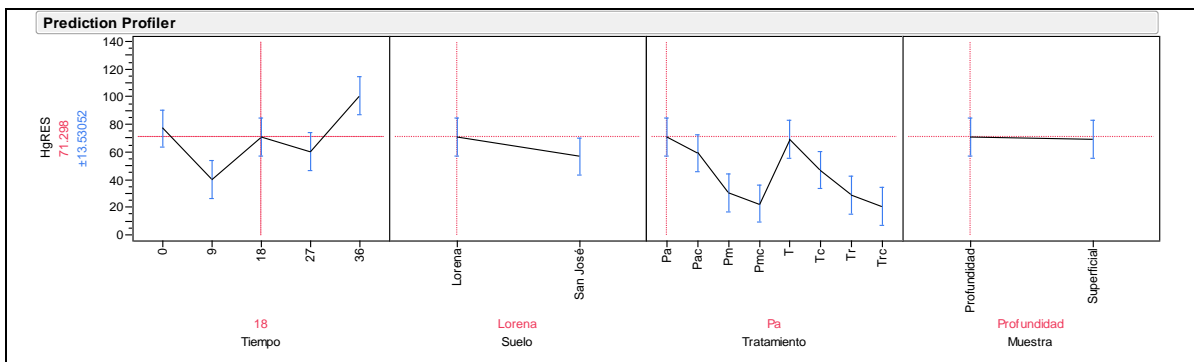


Figura 4.23g Análisis de varianza, ANDEVA, para el mercurio residual con respecto al tiempo, suelo, tratamiento y muestra

Para la parte aérea (Figura 4.24) de las plantas no hubo diferencias significativas en el suelo ($p > 0.6907$) y en el Tratamiento ($p > 0.8583$). Para los efectos Tiempo-Suelo ($p > 0.1795$), Tiempo-Tratamiento ($p > 0.3542$), Suelo-Tratamiento ($p > 0.8612$) y el Tiempo-Suelo-Tratamiento ($p > 0.8603$) tampoco hubieron diferencias significativas.

Para las raíces de las especies vegetales no hubo diferencias significativas en el Tratamiento ($p > 0.1315$) y la Muestra ($p > 0.2142$), además del efecto por el Suelo-Tratamiento ($p > 0.3153$).

En resumen, el tipo de Tratamiento y el efecto Suelo-Tratamiento en todos los casos no fueron diferentes significativamente ($p < 0.05$). Es decir, que no hubo variabilidad en el tratamiento con planta o sin planta en los reactores o en cuanto a que la muestra se tomara superficial o profunda.

Sí se determinaron diferencias significativas con respecto de los dos tipos de suelo. Éste es el efecto más importante. Esto quiere decir que para la especiación química del metal hubieron diferencias entre ellos ($p < 0.05$).

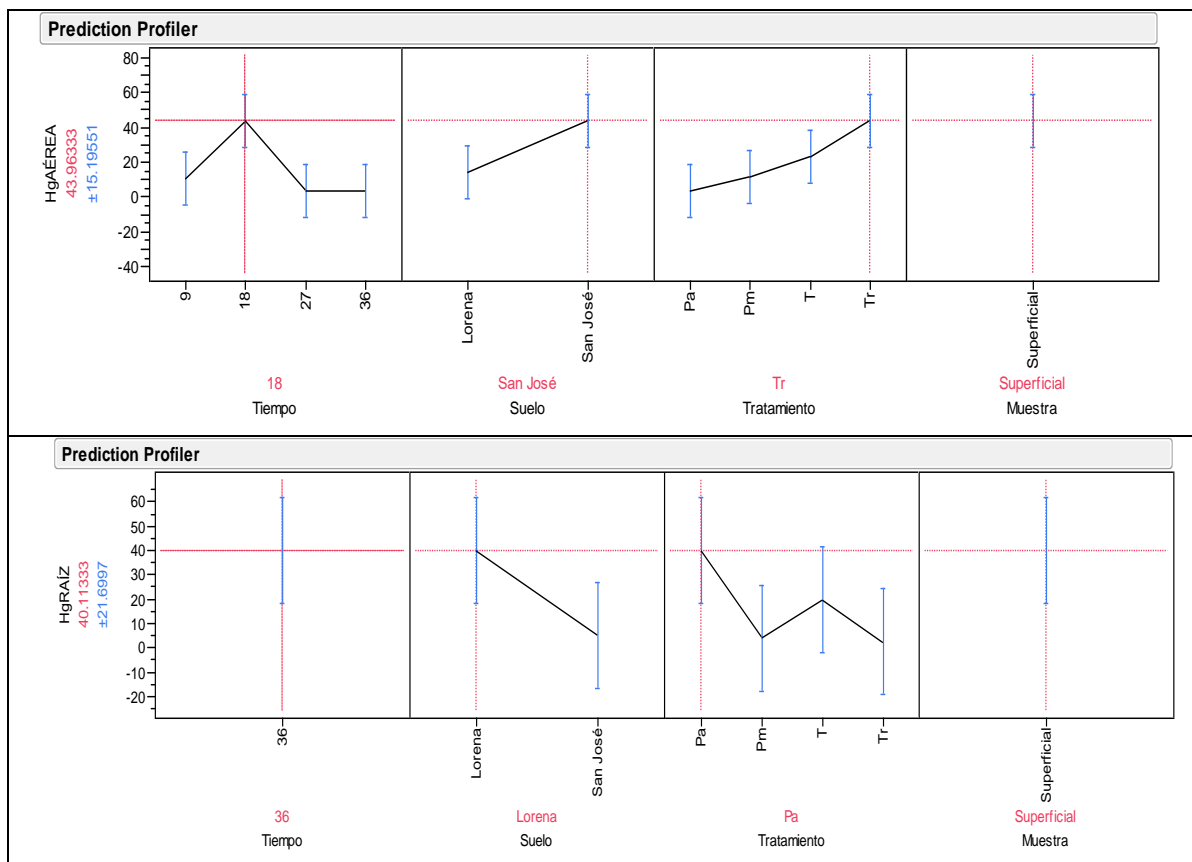


Figura 4.24 Análisis de varianza, ANDEVA, para las especies vegetales, la parte aérea arriba y la parte de la raíz abajo

Consecuentemente, la hipótesis de la que se partió: Para cada suelo, si se cambia la especie vegetal y sus condiciones de saturación de agua o solamente recibiendo agua de lluvia ácida entonces variará el ciclo biogeoquímico del mercurio (y sus especies) dependiendo del suelo o del residuo minero, sí se cumplió.

4.7 Destinos ambientales del mercurio

Para todo proceso es importante conocer el destino ambiental. En este caso se partió de una concentración inicial conocida y de ahí se fue eliminando el mercurio conforme iba pasando al agua, a la planta o a la atmósfera.

4.7.1 Reactores inundados

Para los reactores que se inundaron simulando lo que ocurre en los humedales se tuvieron dos posibles salidas del mercurio fuera del sistema en estudio que fueron: hacia la atmósfera y en los efluentes líquidos semanales. Además, debe considerarse lo que se acumuló en las especies vegetales. Se observa en las Figuras 4.25a y b en las abscisas el tiempo y en las ordenadas la concentración de mercurio total en los suelos en estudio. Para realizar los balances de materia se tomaron los datos obtenidos de cada una de las cuatro etapas de muestreo (9, 18, 27 y 36 semanas). Se consideró lo retenido en el material biológico, lo que se salió con los efluentes líquidos y las diferencias se consideraron como emisiones de cada sistema a la atmósfera.

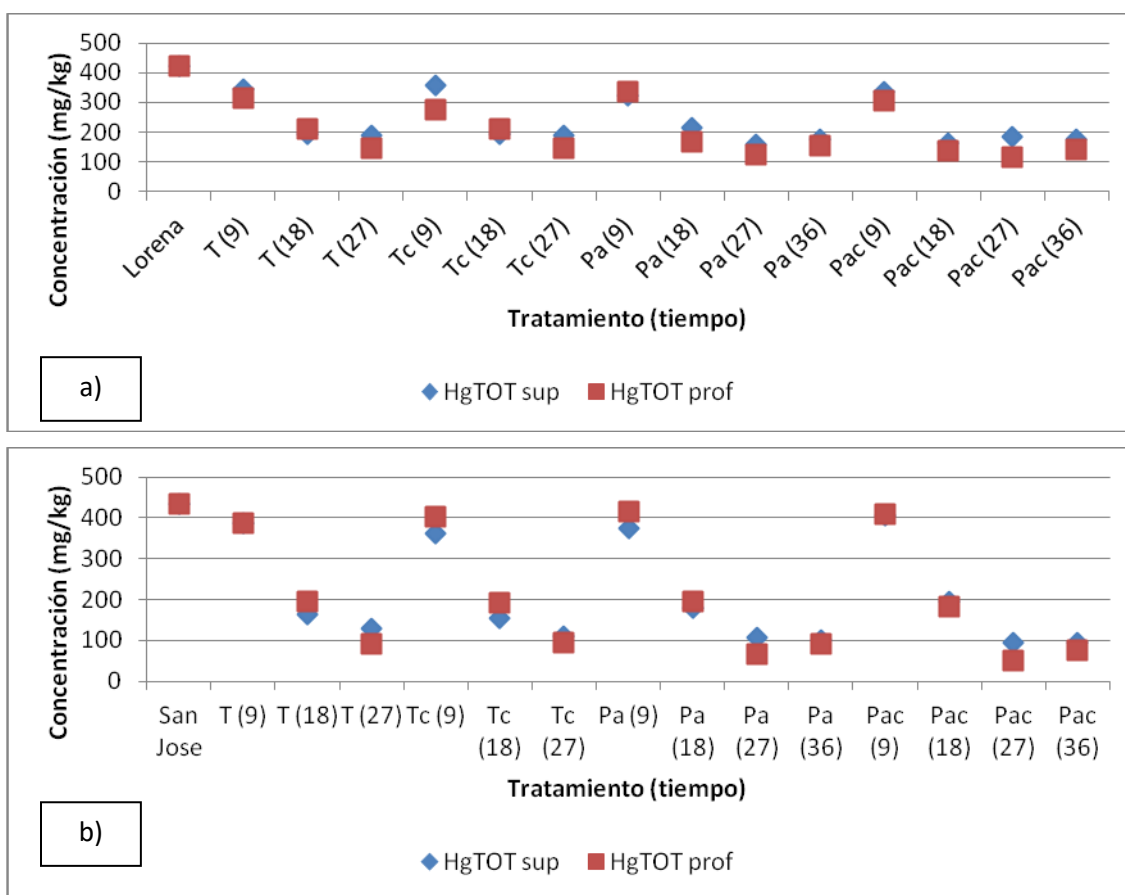


Figura 4.25 Mercurio total en los sistemas inundados versus tiempo: a) Suelo "La Lorena"; b) Suelo "San José"

En las Figuras 4.26a y b se pueden observar de manera visual los balances de masa considerando esas emisiones de Hg a la atmósfera después de las 36 semanas, para los suelos de las ex-minas "La Lorena" y "San José" empleando *Typha latifolia* (aunque estas plantas solamente sobrevivieron 27 semanas) y *Phragmites australis* y sus respectivos controles. Aquí en los reactores sin planta es

mayor la emisión (o pérdida) de Hg y esto puede ser debido a que la planta acumula el metal y evita que se todo se pierda como una emisión a la atmósfera o con los efluentes líquidos.

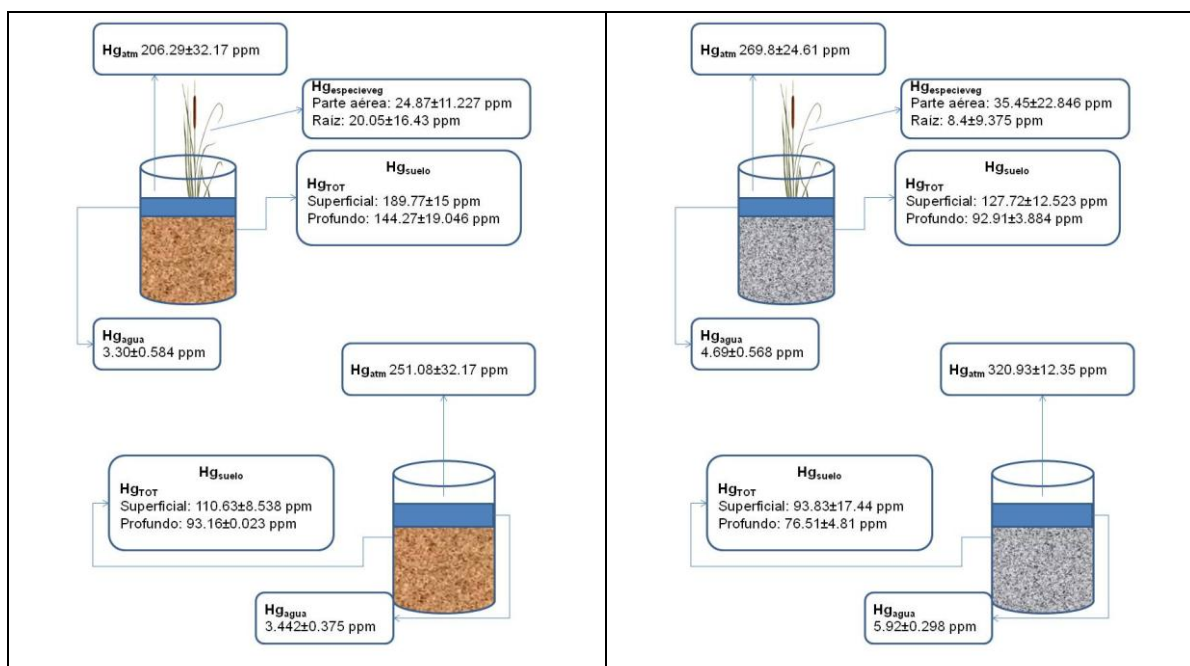


Figura 4.26a Balance de masa de mercurio total para los reactores con *Typha latifolia* y su control en el suelo “La Lorena” en el lado izquierdo y en el de “San José” en el lado derecho

Realizando los cálculos correspondientes para las 36 semanas (1.5 kg de suelo inicial y un área de los reactores de 0.016 m²) las emisiones de mercurio para estos reactores se encuentran en un rango de 2.776x10⁶-4.9092x10⁶ ng/m²h y resultan ser un orden de magnitud mayores con respecto a lo reportado por García-Sánchez *et al.* (2006), en la Tabla 2.5, que van de 0-2.03x10⁵ ng/m²h.

Además, se puede observar que los reactores control (sin planta) tienen mayores emisiones ($p < 0.0193$) a la atmósfera con respecto de los reactores con planta debido a que no hubo acumulación en tejido vegetal.

La acumulación de los sistemas vegetales de mercurio fue baja, de 10% para *T. latifolia* en las 27 semanas antes de morir las plantas y, para el caso de los reactores que tuvieron a *P. australis* fue de 14% para el material recolectado proveniente de la ex-mina “La Lorena” y de 5% para el suelo de la ex-mina “San José”.

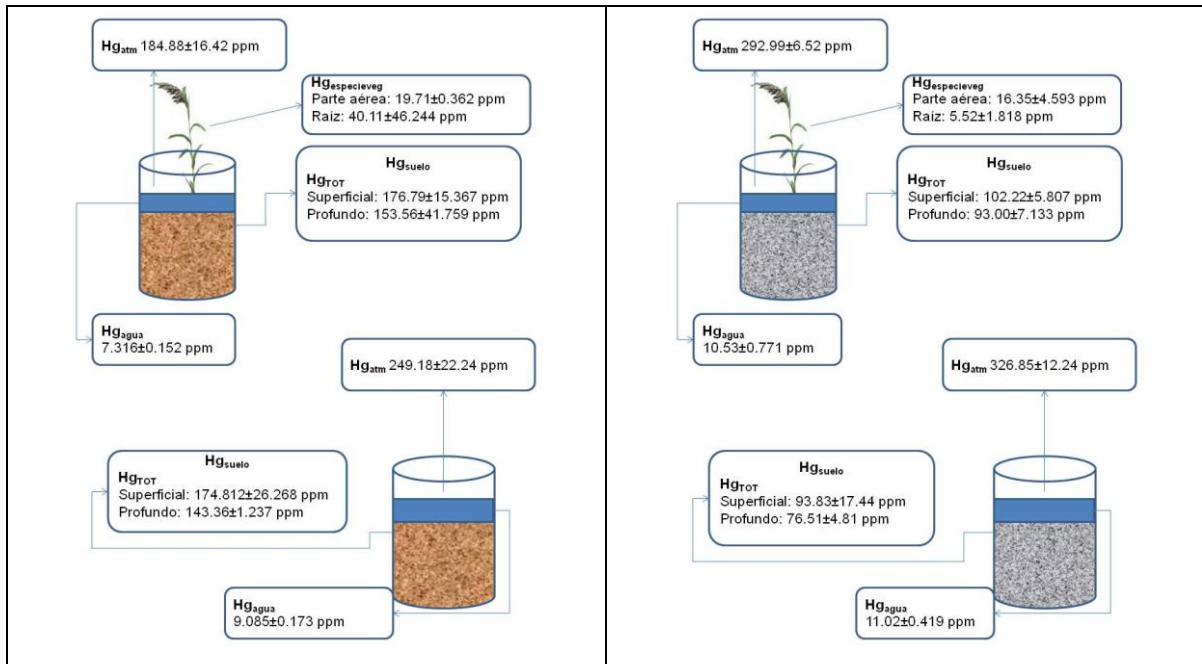


Figura 4.26b Balance de masa de mercurio total para los reactores con *Phagmytes australis* y su control en el suelo “La Lorena” en el lado izquierdo y en el de “San José” en el lado derecho

4.7.2 Reactores terrestres

De la misma manera que en los sistemas acuáticos se tienen cuatro grandes etapas, una del tiempo cero a la semana 9, otra de la semana 9 a la semana 18, una tercera de la semana 18 a la semana 27 y una cuarta etapa de la semana 27 a la 36 (Figuras 4.27a y b).

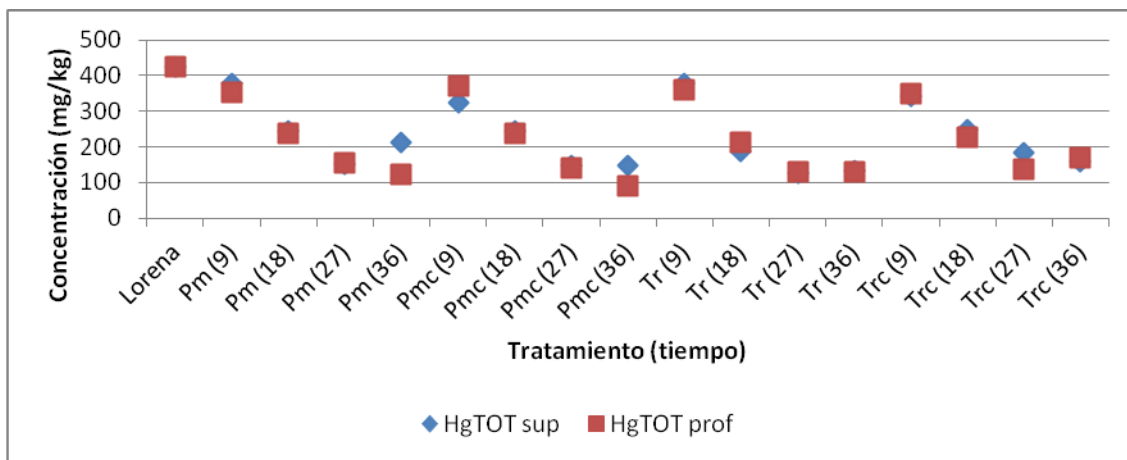


Figura 4.27a Mercurio total en los sistemas terrestres versus tiempo: Suelo “La Lorena”

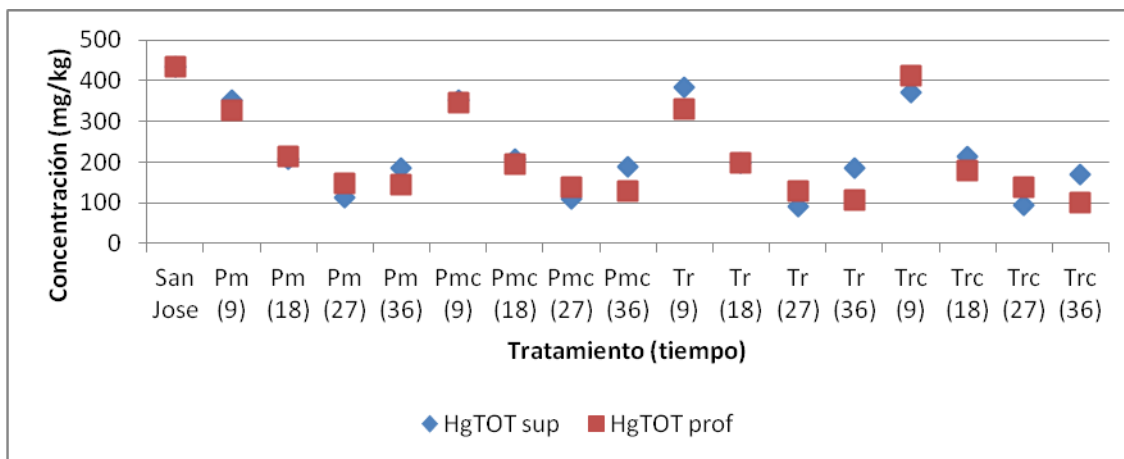


Figura 4.27b Mercurio total en los sistemas terrestres versus tiempo: a) Suelo “San José”

Las Figuras 4.28a y b muestran los balances de materia de Hg total, considerando las diferencias entre ellos y lo retenido en las plantas, así como el mercurio enviado a la atmosfera (determinado por diferencia) para cada tipo de pasto utilizado y sus controles.

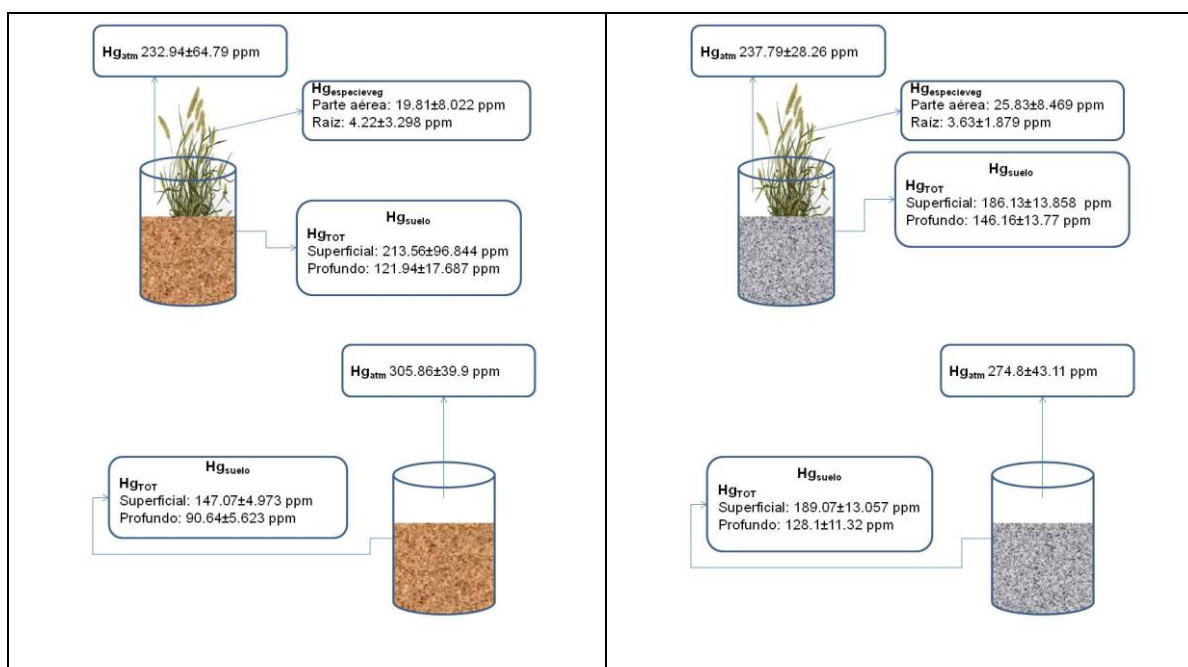


Figura 4.28a Balance de masa para los sistemas terrestres con *Polypogon monspeliensis* y su control teniendo en el lado izquierdo el suelo “La Lorena” y en el lado derecho el de “San José”

En el caso de los reactores terrestres solamente había una salida que era a la atmosfera, considerando que la acumulación que realizó la planta no es una salida. Por ello, se estimó que las

eficiencias del proceso de biorremediación para *P. monspeliensis* y *C. odoratus* fueron del 5-6% y 6-15% para los suelos de las ex-minas La Lorena y San José, respectivamente.

Después del período experimental, en los dos suelos utilizados se redujeron sus concentraciones por debajo del LMP que establece la norma (DOF, 2004), de 310 mg/kg para sitios industriales. Sin embargo, la mayor parte del metal se fue a la atmosfera. La diferencia entre reactores sin planta y con ella es la acumulación, lo que quiere decir que en los reactores con planta las emisiones a la atmósfera (estimadas) fueron menores.

Realizando los cálculos correspondientes para las 36 semanas (1.5 kg de suelo inicial y un área de los reactores de 0.016 m²) las emisiones de mercurio para estos reactores se encuentra un rango de 3.3305x10⁶-4.5938x10⁶ ng/m²h y son, nuevamente, un orden de magnitud mayor con respecto a lo reportado por García-Sánchez *et al.* (2006), en la Tabla 2.5, que van de 0-2.03x10⁵ ng/m²h.

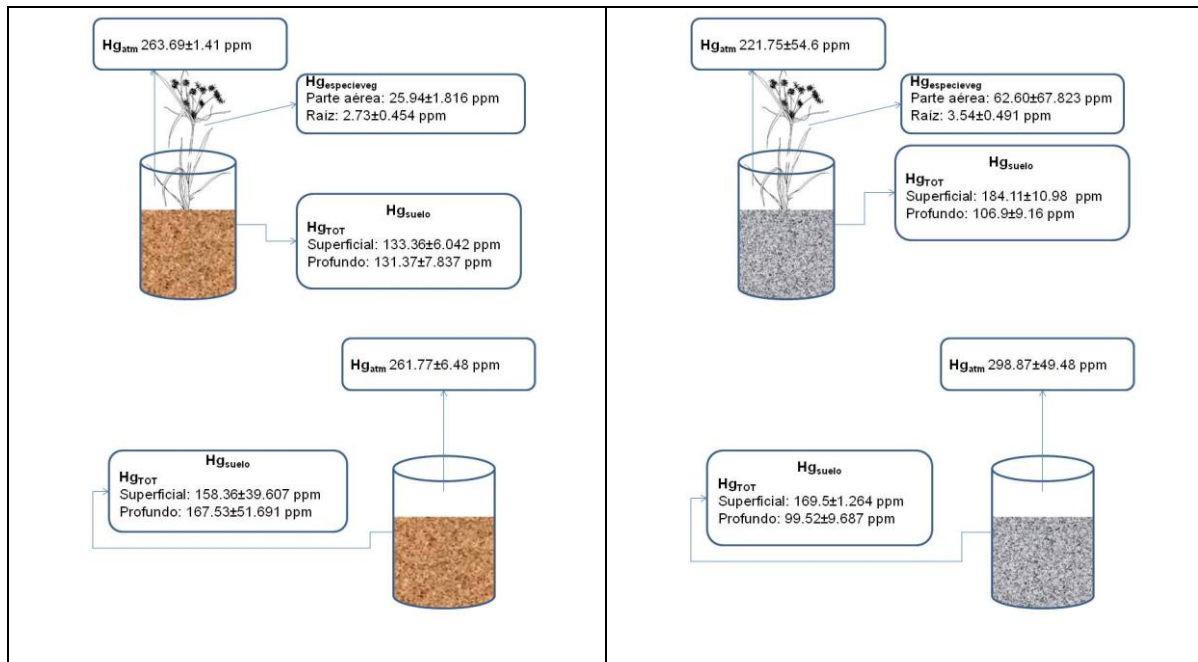


Figura 4.28b Balance de masa para los sistemas terrestres con *Cyperus odoratus* y su control teniendo en el lado izquierdo el suelo “La Lorena” y en el lado derecho el de “San José”

Se realizó una comparación de medias para conocer si se determinaban diferencias significativas entre las emisiones estimadas (Figura 4.29). Se puede observar que sí hay diferencias significativas entre todas las muestras ($p < 0.0193$).

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

De acuerdo con el objetivo general y los objetivos específicos,

- Evaluar la biogeoquímica del mercurio en procesos biológicos de remediación con cuatro especies vegetales a nivel de laboratorio.
 - Determinar la concentración máxima de mercurio susceptible de extracción por las plantas a través del tiempo.
 - Determinar el balance másico de mercurio total en el sistema de biorremediación de suelos de tipo inundado (*Typha latifolia* y *Phragmites australis*) utilizando los datos obtenidos experimentalmente.
 - Determinar el balance másico de mercurio total en el sistema de biorremediación terrestre (*Polypogon mospeliensis* y *Cyperus odoratus*) de suelos con simulación de lluvia estacional utilizando los datos obtenidos experimentalmente.

puede concluirse lo siguiente:

Se determinaron los cambios en las concentraciones del mercurio y sus especies químicas en los suelos de los diferentes reactores para evaluar la biogeoquímica del mercurio en dos procesos biológicos con cuatro especies vegetales a nivel laboratorio. Se probó que hay un comportamiento de eliminación del mercurio elemental y del intercambiable, que es seguido por las demás especies determinadas en el estudio y que hubo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para cada uno de los sistemas en estudio.

Se comprobó que cambiando el tipo de sistema o la especie vegetal cambia el ciclo del mercurio porque no dependió del tratamiento, y sí de las propiedades del suelo de acuerdo con el análisis estadístico.

Se observó el intercambio entre las diferentes especies de mercurio con los incrementos y decrementos en las concentraciones con respecto a las que se tenían inicialmente, especialmente el mercurio soluble y residual. Por esta razón, la hipótesis es correcta (para cada suelo, si se cambia la especie vegetal y sus condiciones de saturación de agua o solamente recibiendo agua de lluvia ácida entonces variará el ciclo biogeoquímico del mercurio -las especies estudiadas- dependiendo del suelo o del residuo minero), ya que cambiando el tipo de sistema o la especie

vegetal cambia el ciclo del metal porque no depende del tratamiento y sí de las propiedades del suelo, siendo este efecto estadísticamente significativo ($p < 0.05$). Esto es un hallazgo interesante que amerita investigaciones futuras.

También, se determinó el balance másico de mercurio en cada sistema, los de suelos de tipo inundado (usando *Typha latifolia* y *Phragmites australis*) y los terrestres (con *Polypogon monspeliensis* y *Cyperus odoratus*) a partir de los datos obtenidos experimentalmente. Los resultados indicaron que, para los sistemas inundados se observó un patrón significativo de eliminación de mercurio, probablemente liberado a la atmósfera, debido a que las plantas retuvieron alrededor de 10% del mercurio total inicial para *T. latifolia* en los dos suelos, mientras que *P. australis* en el suelo de la Lorena y San José, retuvieron 14 y 5%, respectivamente. En los suelos, el contenido de Hg total al inicio fue de 424.71 y 433.38 mg/kg en los materiales de la Lorena y San José, respectivamente. Haciendo esos balances de masa, se estimaron emisiones que podrían ir desde los 184.88 hasta los 292.99 mg mercurio total/kg muestra, respectivamente.

Para los sistemas terrestres se presentaron eficiencias en la absorción en la planta. La especie *C. odoratus* de 6 y 15% y *P. monspeliensis* de 5 y 6% para los suelos de las ex-minas La Lorena y San José, respectivamente. Las pérdidas, que podrían ser emisiones, se estimaron desde los 221.75 hasta los 263.69 mg mercurio total/kg muestra.

Se determinó que la remoción principal del metal podría ser por volatilización.

No se pudo determinar si hay un máximo de acumulación del metal por parte de las especies vegetales debido a que no se determinaron diferencias estadísticamente significativas ($p\text{-value} < 0.05$) en función del tiempo. De las cuatro especies, de acuerdo con el criterio de Baker y Walker (1990), sólo una especie fue acumuladora del metal (*P. monspeliensis*) en los dos suelos mientras que *C. odoratus* presentó esta propiedad en el suelo de la ex-mina La Lorena y *P. australis* en el suelo de la ex-mina San José. Una de ellas, *Typha latifolia*, murió a las 27 semanas, por lo que sería recomendable realizar un estudio adicional para determinar si fue una plaga o que la concentración de mercurio total era relativamente elevada.

5.2 Recomendaciones

Un tema para investigar es observar el comportamiento a un valor de pH de alimentación todavía más ácido y un control a pH de 7, porque posiblemente la acidificación aumenta el proceso de eliminación del mercurio a la atmósfera.

Otro punto importante es constatar si las plantas están sirviendo de vehículo para la traslocación del mercurio de los suelos en estudio a la atmosfera y para ello se plantearía un experimento “destrutivo” con reactores que vayan siendo sacrificados en forma periódica para conocer las relaciones de concentración entre la parte aérea y radicular de las plantas. Un punto de mejora para próximos trabajos sería el de estudiar el mecanismo de quelación (fijación) en su sistema aéreo y en su raíz. Es decir, hacer un seguimiento en un rango de tiempo menor en las plantas para conocer con mayor detalle si existe una concentración de absorción mayor a la encontrada en el presente trabajo.

El tercer punto importante y que no fue abordado en esta investigación es el estudio de los consorcios microbianos que proliferan en simbiosis con las raíces (en la llamada rizosfera), adaptados a este ambiente con mercurio. Ellos podrían tener la capacidad enzimática para intercambiar el mercurio en sus estados de oxidación y conocer la ayuda y/o afectación sobre la disponibilidad del metal o su eliminación.

Además, se recomienda realizar la cuantificación de las emisiones a la atmosfera por los sistemas de tratamiento y poder verificar los resultados que fueron estimados por diferencia en el balance de masas en la presente investigación.

Por último, es recomendable estudiar otros suelos de la región con características distintas y someterlos a procesos biológicos y conocer si hay efectos similares con los resultados obtenidos en la presente investigación.

Se recomienda también mantener actualizada la investigación bibliográfica ya que anualmente están siendo publicados muchos trabajos sobre el tema, enfocándose primordialmente al estudio de la cuantificación de las posibles emisiones a la atmósfera de mercurio elemental, así como de la posible producción de mercurio orgánico (metil o dimetil mercurio) que puede emitirse a la atmósfera.

A N E X O S

Anexo I

DATOS EXPERIMENTALES

Tabla A1 Valores de pH determinados para los suelos muestreados en Pinal de Amoles, Querétaro

Muestra de suelo	masa (g)	pH	M	σ
QP/L	10.0068	7.87	7.96	0.05
	10.0059	7.97		
	10.0051	7.98		
	10.0055	7.99		
	10.0059	8		
QP/SJ	10.0059	8.16	8.29	0.08
	10.0033	8.28		
	10.006	8.31		
	10.0057	8.33		
	10.0012	8.36		

Tabla A2 Porcentaje de humedad y fracción sólida de los suelos QP/L y QP/SJ

Muestra	Masa húmeda (g)	Masa seca (g)	%Humedad	Fracción sólida
QP/L	14.9155	14.6558	1.74	98.26
	14.9035	14.5971	2.06	97.94
	14.9677	14.7425	1.50	98.50
	μ		1.77	98.23
	σ		0.28	0.28
QP/SJ	15.1286	14.8838	1.62	98.38
	15.0526	14.8555	1.31	98.69
	15.0673	14.9896	0.52	99.48
	μ		1.15	98.85
	σ		0.57	0.57

Tabla A3 Determinación de la conductividad hidráulica de los suelos

Muestra	h_1 (cm)	h_2 (cm)	t (s)	K (cm/s)	Muestra	H_1 (cm)	h_2 (cm)	t (s)	K (cm/s)	
QP/L	30	23.5	654	9.11E-03	QP/SJ	30	23.5	625	9.54E-03	
	20	13.5	1046	9.17E-03		25	18.5	790	9.30E-03	
	30	23.5	1500	3.97E-03		30	23.5	725	8.22E-03	
	20	13.5	2333	4.11E-03		25	18.5	932	7.88E-03	
	30	23.5	1750	3.41E-03		30	23.5	929	6.41E-03	
	25	18.5	2086	3.52E-03		25	18.5	1234	5.95E-03	
	20	13.5	2871	3.34E-03		22	15.5	1448	5.90E-03	
	30	23.5	744	8.01E-03		30	23.5	590	10.1E-03	
	25	18.5	815	9.02E-03		25	18.5	736	9.98E-03	
	μ			6.12E-03		M				8.34E-03
	σ			2.64E-03		Σ				1.72E-03

Tabla A4 Determinación de materia orgánica en los suelos

Muestra	masa (g)	V _{FeSO4} (mL)	%C _{Org}	%MO	Muestra	masa (g)	V _{FeSO4} (mL)	%C _{Org}	%MO
QP/SJ	0.5015	8.3	0.54	0.93	QP/L	0.5035	7.8	0.94	1.63
	0.5011	8.4	0.41	0.70		0.5007	8	0.68	1.17
	0.5002	8.3	0.54	0.94		0.5024	7.9	0.81	1.40
	0.5027	8.6	0.13	0.23		0.5037	8.1	0.54	0.93
	0.5019	8.5	0.27	0.47		0.5023	7.8	0.95	1.63
Blanco	ND	8.7	μ	0.58	Blanco	ND	8.5	μ	1.35
			σ	0.30				σ	0.30

Tabla A5 Determinación de la densidad real (ρ_r) de los suelos

Muestra	m _{Matraz (g)}	m _{Matraz + suelo (g)}	m _{Matraz aforado (g)}	T (°C)	m _{Matraz + agua (g)}	T (°C)	m _{suelo (g)}	V _{suelo (cm³)}	ρ_r (g/cm ³)
QP/L	28.3947	33.2732	56.1658	31	53.1492	43	4.879	1.985	2.457
	27.517	32.4009	55.3408	31	52.378	35	4.884	1.965	2.486
	21.2169	26.1054	49.0521	30	46.0695	38	4.889	1.985	2.463
								μ	2.469
								σ	0.015
QP/SJ	20.9509	25.8241	48.8932	36	45.7552	45	4.873	1.841	2.647
	22.1642	27.1151	50.072	37	46.9977	36	4.951	1.881	2.632
	21.2239	26.199	49.1388	32	46.0168	39	4.975	1.927	2.582
								μ	2.621
								σ	0.034

Tabla A6 Determinación de mercurio total (Hg_{TOT}) en los suelos de Querétaro

QP/L			QP/SJ		
Masa	C _{AA} (mg/L)	Hg _{TOT} (µg/g)	Masa	C _{AA} (mg/L)	Hg _{TOT} (µg/g)
10.0013	76.40	381.95	10.0019	62.90	314.44
10.0016	65.70	328.45	10.0052	67.10	335.33
10.0019	73.90	369.43	10.0082	66.70	333.23
10.0003	77.40	386.99	10.0047	67.30	336.34
10.0049	81.40	406.80	10.0056	69.60	347.81
M		374.72	M		333.43
Σ		29.16	Σ		12.04

Tabla A7 Determinación de especies solubles (Hg_{SOL}) en suelos

Muestra	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{SOL} (µg/g)	Muestra	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{SOL} (µg/g)
QP/L	10.0054	1.6	8.00	QP/SJ	10.0018	1.9	9.50
	10.0011	1.2	6.00		10.0046	1.2	6.00
	10.0012	1.9	9.50		10.0063	1.4	7.00
	10.0013	1.1	5.50		10.0036	1.6	8.00
	10.0052	1.2	6.00		10.0019	0.2	1.00
	µ		7.00		M		6.30
	σ		1.70		Σ		3.23

Tabla A8 Determinación de mercurio elemental (Hg_{ELEM}) en suelos

Muestra	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	M2 (µg/g)	Hg _{ELEM} (µg/g)
QP/L	10.0011	44.8	223.98	144.75
	10.0012	43.7	218.47	146.75
	10.0052	43.2	215.89	152.84
	µ		219.45	148.11
	σ		4.13	4.21
QP/SJ	10.0018	51.4	256.95	66.98
	10.0036	54.1	270.4	55.03
	10.0061	50.2	250.85	82.58
	µ		259.40	68.20
	σ		10.00	13.82

Tabla A9 Determinación de mercurio intercambiable (Hg_{INTER}) en suelos

QP/L			QP/SJ		
Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{INTER} (µg/g)	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{INTER} (µg/g)
10.0054	5.6	27.985	10.0046	4.4	21.990
10.0054	5.2	25.986	10.0063	4.9	24.485
10.0013	4.9	24.497	10.0019	3.9	19.496
M		26.16	µ		21.99
Σ		1.75	σ		2.49

Tabla A10 Determinación de mercurio fuertemente enlazado (Hg_{F-E}) en suelos

QP/L			QP/SJ		
Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{F-E} (µg/g)	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{F-E} (µg/g)
10.0054	11.8	58.968	10.0046	12.4	61.971
10.0054	11.3	56.470	10.0063	11.9	59.463
10.0013	13	64.992	10.0019	13.1	65.488
M		60.14	µ		62.31
Σ		4.38	σ		3.02

Tabla A11 Determinación de mercurio orgánico (Hg_{ORG}) en suelos

QP/L			QP/SJ		
Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{ORG} (µg/g)	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{ORG} (µg/g)
10.0054	9	44.98	10.0046	9	44.98
10.0054	9.2	45.98	10.0063	9.5	47.47
10.0013	8.9	44.49	10.0019	7.4	36.99
µ		45.15	µ		43.15
σ		0.76	σ		5.47

Tabla A12 Determinación de sulfuro de mercurio (HgS) en suelos

Muestra	HgS (µg/g)	Muestra	HgS (µg/g)
QP/L	11.6	QP/SJ	47.1
	12.6		87.4
	20.4		59.9
µ	14.86	µ	64.79
σ	4.83	σ	20.64

Tabla A13 Determinación de mercurio residual (Hg_{RES}) en suelos

QP/L			QP/SJ		
Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{RES} (µg/g)	Masa (g)	C _{AA} (mg/L)	Hg _{RES} (µg/g)
10.0054	15.7	78.46	10.0046	16.2	80.96
10.0054	17.4	86.95	10.0063	19.8	98.94
10.0013	12.4	61.99	10.0019	13.6	67.99
µ		75.80	µ		82.63
σ		12.69	σ		15.54

Tabla A14 Valores de pH para el determinar el reactivo para obtener el lixiviado de las muestras de suelo

Muestra	Masa	pH	pH _{-HCl}
QP/L	5.0131	7.517	7.096
	5.0055	7.805	6.943
	5.0053	7.764	6.758
	µ	7.70	6.93
	σ	0.16	0.17
QP/SJ	5.0032	8.236	6.986
	5.0082	8.122	7.012
	5.0064	8.07	7.079
	µ	8.14	7.03
	σ	0.08	0.05

Tabla A15 Concentración de Hg en el lixiviado (Hg_{LIX-139}) en suelos

Muestra	Masa	C _{AA} (mg/L)	Hg _{LIX-139} (µg/g)
QP/L	5.0275	6	119.34
	5.0150	5.9	117.65
	5.0071	4.4	87.88
	μ		108.29
	σ		17.70
QP/SJ	5.0132	5.8	115.69
	5.0116	5.9	117.73
	5.0183	5.1	101.63
	μ		111.68
	σ		8.77

Tabla A16 Concentración de Hg en el lixiviado (Hg_{LIX-141}) en suelos

Muestra	Masa	C _{AA} (mg/L)	Hg _{LIX-141} (µg/g)
QP/L	5.0084	1.7	33.94
	5.0151	1.2	23.93
	5.0468	1.7	33.68
	μ		30.52
	σ		5.71
QP/SJ	5.0108	1.1	21.95
	5.003	0.9	17.99
	5.0107	1.2	23.95
	μ		21.30
	σ		3.03

Tabla A17 Determinación del PN en suelos contaminados con Hg

Muestra	Reacción	m (g)	Va (mL)	pH (t2)	Vb (mL)	pH (t24)	Vc (mL)	pH _{final}	V _{NaOH} (mL)	PN (kg/ton)
QP/SJ	Fuerte	2.0087	3	7.8	2	7.71	1	2.17	7	131.9
	Fuerte	2.0178	3	7.96	2	7.56	1.1	2.49	8.7	129.6
	Fuerte	2.0087	3	7.86	2	7.55	3	2.69	32.8	117.5
	μ									126.3
	s									7.8
QP/L	Fuerte	2.0048	3	7.07	2	7	2.2	2.19	10.8	152.6
	Fuerte	2.0018	3	7.62	2	7.48	2.9	2.03	14.7	160.6
	Fuerte	2.0024	3	7.76	2	7.42	3.2	1.84	12.2	174.3
	μ									162.5
	s									11.0

Tabla A18 Determinación de HgTOT y sus especies inicial

Muestra	Masa	C (mg/L)	Hg_{TOT} (µg/g)	Masa (g)	C (mg/L)	Hg_{SOL} (µg/g)	Masa (g)	C (mg/L)	Hg_{ELEM} (µg/g)	Masa (g)	C (mg/L)	Hg_{INTER} (µg/g)	
QP/L	10.0013	86.4	431.94	10.0054	1.6	8				10.0054	5.6	27.985	
	10.0016	75.7	378.44	10.0011	1.2	6	10.0011	44.8	194.74				
				10.0054							10.0054	5.2	25.986
	10.0019	83.9	419.42	10.0012	1.9	9.5	10.0012	43.7	196.74				
	10.0003	87.4	436.99	10.0013	1.1	5.5				10.0013	4.9	24.497	
	10.0049	91.4	456.78	10.0052	1.2	6	10.0052	43.2	202.83				
QP/SJ	10.0019	82.9	414.42	10.0018	1.9	9.5	10.0018	51.4	166.92				
	10.0052	87.1	435.27	10.0046	1.2	6				10.0046	4.4	21.99	
	10.0082	86.7	433.14	10.0063	1.4	7				10.0063	4.9	24.485	
	10.0047	87.3	436.29	10.0036	1.6	8	10.0036	54.1	154.98				
	10.0056	89.6	447.75	10.0019	0.2	1				10.0019	3.9	19.496	
				10.0061			10.0061	50.2	182.53				
Muestra	Masa (g)	C (mg/L)	Hg_{FE} (µg/g)	Masa (g)	C (mg/L)	Hg_{ORG} (µg/g)	Masa (g)	C (mg/L)	Hg_{RES} (µg/g)				
QP/L	10.0054	11.8	58.968	10.0054	9	44.98	10.0054	15.7	78.46				
	10.0054	11.3	56.47	10.0054	9.2	45.98	10.0054	17.4	86.95				
	10.0013	13	64.992	10.0013	8.9	44.49	10.0013	12.4	61.99				
QP/SJ													
		10.0046	12.4	61.971	10.0046	9	44.98	10.0046	16.2	80.96			
		10.0063	11.9	59.463	10.0063	9.5	47.47	10.0063	19.8	98.94			
		10.0019	13.1	65.488	10.0019	7.4	36.99	10.0019	13.6	67.99			

Tabla A19 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 9 semanas para los reactores inundados

Reactor	HgTOT superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial			HgSOL superficial
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
LT	5.3535	68.45	319.651	5.3535	35.47	154.011	5.0243	3.08	15.3255	5.0243	5.17	25.725	5.0243	7.517	37.4032	5.0243	8.58	42.6925	0.347
	5.2246	72.8	348.352	5.2246	34.96	181.066	5.024	2.58	12.8384	5.024	5.26	26.1744	5.024	7.288	36.2659	5.024	5.08	25.2787	1.023
	5.3372	77.39	362.503	5.3372	33.37	206.194	5.0072	1.681	8.39291	5.0072	5.27	26.3121	5.0072	7.321	36.5524	5.0072	8.46	42.2392	1.125
LTc	5.0108	64.25	320.558	5.0108	27.06	185.549	5.0755	0.991	4.88129	5.0755	5.19	25.564	5.0755	8.555	42.1387	5.0755	5.72	28.175	1.042
	5.0439	79.96	396.32	5.0439	27.37	260.661	5.139	0.99	4.81611	5.139	5.42	26.367	5.139	8.938	43.4812	5.139	5.31	25.832	1.298
Lpa	5.0514	68.16	337.332	5.0514	34.16	168.27	5.0697	3.682	18.1569	5.0697	6.29	31.0176	5.0697	9.871	48.6765	5.0697	7.23	35.653	1.192
	5.0325	58.53	290.76	5.0325	34.02	121.759	5.0104	2.888	14.41	5.0104	6.31	31.4845	5.0104	10.17	50.7445	5.0104	7.86	39.218	1.336
	5.0793	70.22	345.618	5.0793	32.68	184.77	5.0662	2.776	13.6386	5.0662	6.07	29.9534	5.0662	9.968	49.1887	5.0662	7.38	36.418	1.05
Lpac	5.1372	67.19	326.978	5.1372	34.55	158.841	5.1426	3.021	14.6862	5.1426	6.62	32.1822	5.1426	10.25	49.8289	5.1426	10.84	52.697	1.416
	5.0535	70.28	347.68	5.0535	35.35	172.801	5.075	3.094	15.2414	5.075	6.6	32.5123	5.075	8.58	42.266	5.075	9.09	44.778	1.043
SJT	5.198	85.39	410.687	5.198	43.48	201.568	5.0724	3.508	17.2896	5.0724	7.49	36.9155	5.0724	6.617	32.6128	5.0724	9.52	46.921	1.515
	5.0729	75.79	373.504	5.0729	44.98	151.836	5.0857	3.597	17.6819	5.0857	7.33	36.0324	5.0857	6.517	32.0359	5.0857	14.97	73.589	1.49
	5.0289	75.91	377.369	5.0289	43.42	161.516	5.0627	4.16	20.5424	5.0627	7.5	37.0356	5.0627	6.773	33.4456	5.0627	15.28	75.454	0.803
SJTc	5.1543	74.76	362.61	5.1543	43.25	152.834	5.0847	4.572	22.4792	5.0847	7.33	36.0395	5.0847	6.303	30.99	5.0847	9.69	47.643	1.662
	5.019	72.24	359.833	5.019	44.74	136.979	5.1792	4.581	22.1125	5.1792	7.9	38.1333	5.1792	6.366	30.7287	5.1792	14.25	68.785	1.718
SJPa	5.1264	77.53	378.092	5.1264	47.37	147.082	5.0779	6.553	32.2624	5.0432	8.54	42.3342	5.0779	6.956	34.2464	5.0779	14.05	69.172	1.624
	5.0311	73.88	367.117	5.0311	49.73	120.004	5.1427	6.429	31.253	5.1381	8.64	42.0389	5.1427	6.754	32.8329	5.1427	13.7	66.599	1.781
	5.017	75.74	377.417	5.017	48.45	135.988	5.048	6.333	31.3639	5.0327	8.83	43.8631	5.048	7.012	34.7266	5.048	8.37	41.452	1.483
SJPaC	5.01	82.87	413.523	5.01	46.68	180.589	5.1834	7.192	34.6877	5.0581	8.9	43.9888	5.1834	7.711	37.1908	5.1834	10.66	51.414	0.849
	5.0205	80.4	400.359	5.0205	48.63	158.201	5.0702	7.46	36.7836	5.1773	9.1	43.9418	5.0702	7.751	38.2184	5.0702	13.14	64.79	1.084
Reactor	HgTOT profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgF-E profundo			HgORG profundo			HgRES profundo			HgSOL profundo
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
LT	5.0344	61.68	306.293	5.0344	33.33	140.483	5.1887	1.045	5.03498	5.1887	5.6	26.9817	5.1887	8.949	43.1177	5.1887	11.3	57.3361	0.347
	5.292	72.27	341.412	5.292	34.33	179.233	5.0852	1.053	5.17679	5.0852	5.81	28.5633	5.0852	9.046	44.4722	5.0852	8.65	42.5254	1.023
	5.0921	59.95	294.328	5.0921	33.89	127.943	5.1757	0.719	3.47296	5.1757	9.46	45.6943	5.1757	9.379	45.3031	5.1757	8	38.6421	1.125
LTc	5.0213	56.96	283.592	5.0213	28.72	140.601	5.1413	2.56	12.4482	5.1413	9.5	46.1945	5.1413	9.626	46.8072	5.1413	3.66	17.7971	1.042
	5.0042	53.21	265.827	5.0042	32.47	103.613	5.1663	3.067	14.8414	5.1663	9.81	47.4711	5.1663	9.212	44.5774	5.1663	5.2	25.1631	1.298
Lpa	5.0191	74.89	373.025	5.0191	35.36	196.898	5.0751	2.838	13.98	5.0751	10.13	49.9005	5.0751	8.522	41.9795	5.0751	6.06	29.8516	1.192
	5.1546	64.68	313.7	5.1546	33.13	153.019	5.3527	3.0301	14.1522	5.3527	10.01	46.7521	5.3527	8.613	40.2274	5.3527	10.39	48.5269	1.336
	5.0549	64.49	318.948	5.0549	33.9	151.289	5.1189	3.207	15.6625	5.1189	10.4	50.7922	5.1189	8.04	39.2662	5.1189	10.84	52.9411	1.05
Lpac	5.0791	59.45	292.621	5.0791	30.91	140.478	5.0527	3.28	16.2289	5.0527	7.13	35.2782	5.0527	6.889	34.0857	5.0527	7.72	38.1974	1.416
	5.3716	68.46	318.62	5.3716	33.58	162.335	5.09	3.054	15	5.09	7.33	36.002	5.09	6.501	31.9303	5.09	10.29	50.5403	1.043
SJT	5.259	72.07	342.603	5.259	39.19	156.303	5.259	5.47	26.003	5.259	7.88	37.4596	5.259	7.04	33.4664	5.259	14.12	67.123	1.515
	5.0468	85.39	422.991	5.0468	49.46	177.984	5.0468	5.351	26.5069	5.0468	8.2	40.6198	5.0468	6.925	34.3039	5.0468	12.69	62.8616	1.49
	5.0512	80.72	399.509	5.0512	48.86	157.685	5.0512	5.289	26.1769	5.0512	8.03	39.743	5.0512	11.85	58.6494	5.0512	12.12	59.9857	0.803
SJTc	5.0154	79.45	396.03	5.0154	51.13	141.165	5.0154	5.279	26.314	5.0154	7.92	39.4784	5.0154	11.63	57.9714	5.0154	11.73	58.4699	1.662
	5.0385	83.2	412.821	5.0385	52.61	151.781	5.0385	5.768	28.6196	5.0385	8.43	41.8279	5.0385	11.53	57.2095	5.0385	14.29	70.904	1.718
SJPa	5.0085	79.58	397.225	5.0085	50.7	144.155	5.0085	7.637	38.1202	5.0085	9.34	46.6207	5.0085	11.38	56.8034	5.0085	11.7	58.4007	1.624
	5.0012	86.19	430.847	5.0012	51.52	173.308	5.0012	8.022	40.1004	5.0012	9.27	46.3389	5.0012	12.32	61.5852	5.0012	8.79	43.9395	1.781
	5.0248	83.19	413.897	5.0248	49.47	167.768	5.0248	8.521	42.3947	5.0248	9.17	45.6297	5.0248	11.53	57.3655	5.0248	10.76	53.5345	1.483
SJPaC	5.1383	83.11	404.365	5.1383	50.25	159.878	5.1383	8.593	41.8086	5.1383	9.3	45.2484	5.1383	12.23	59.5041	5.1383	13.01	63.2991	0.849
	5.0027	82.86	414.076	5.0027	58.96	119.436	5.0027	8.465	42.3022	5.0027	9.7	48.4738	5.0027	11.47	57.319	5.0027	8.26	41.2777	1.084

Tabla A20 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 18 semanas para los reactores inundado

18	HgTOT superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial			HgSOL superficial
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
LT	5.1311	39.3	191.479	5.0337	34.93	17.9987	5.0183	0.702	3.4372	5.0183	6.152	30.6478	5.0183	3.936	19.6082	5.0183	7.64	38.0607	1.839
	5.0781	37.66	185.404	5.0771	35.93	8.48212	5.0189	0.448	2.23156	5.0189	5.693	28.3578	5.0189	3.447	17.1701	5.0189	3.27	16.2884	1.879
	5.0126	40.23	200.644	5.0035	37.42	13.6753	5.0076	0.168	0.83873	5.0076	5.09	25.4114	5.0076	2.937	14.9623	5.0076	5.24	26.1602	2.659
LTc	5.0188	50.37	250.307	5.0262	35.08	76.4209	5.0061	0.108	0.53934	5.0061	5.608	28.0058	5.0061	3.33	16.6297	5.0061	16.72	83.438	2.016
	5.1566	40.71	197.368	5.0228	30.05	47.8005	5.0013	0.0046	0.02299	5.0013	5.791	28.9475	5.0013	3.105	15.521	5.0013	11.15	55.736	2.812
Lpa	5.0783	38.02	187.169	5.0023	29.71	38.6872	5.0098	0.001	0.00499	5.0098	5.712	28.5041	5.0098	3.509	17.5107	5.0098	15.27	76.201	2.943
	5.0192	57.94	288.592	5.0155	31.76	130.283	5.0011	0.119	0.59487	5.0011	5.614	28.0638	5.0011	2.933	14.6618	5.0011	15.56	77.783	1.904
	5.1207	34.92	170.485	5.0046	30.8	16.6261	5.0017	0.001	0.005	5.0017	5.915	29.5649	5.0017	3.095	15.4697	5.0017	15.75	78.723	1.017
Lpac	5.0556	38.19	188.85	5.0053	28.99	44.0535	5.0041	0.001	0.005	5.0041	5.331	26.6332	5.0041	3.382	16.8961	5.0041	11.02	55.055	2.235
	5.031	27.77	137.994	5.0032	27.3	158.174	5.0044	0.001	0.005	5.0044	5.615	28.0503	5.0044	3.2	15.9859	5.0044	12.81	63.994	1.71
SJT	4.9995	33.26	166.317	5.0143	29.3	20.2344	5.0027	0.252	1.25332	5.0027	6.941	34.6863	5.0027	3.598	17.9803	5.0027	13.96	69.762	2.013
	5.0136	33.69	167.993	5.0475	27.94	29.6077	5.002	0.13	0.64974	5.002	7.11	35.5358	5.002	4.132	20.6517	5.002	10.14	50.68	2.183
	5.0193	32.15	160.132	5.0173	25.12	34.965	5.0115	0.275	1.37184	5.0115	6.962	34.7301	5.0115	3.732	18.6172	5.0115	8.51	42.452	1.298
SJTc	5.02	35.02	174.402	5.0054	25.53	46.8901	5.0282	0.253	1.25791	5.0282	6.396	31.8006	5.0282	4.198	20.8723	5.0282	11.3	56.183	2.923
	5.0129	27.53	137.296	5.003	23.02	22.2648	5.0053	0.168	0.83911	5.0053	6.806	33.994	5.0053	3.631	18.1358	5.0053	8.64	43.154	2.981
SJPa	5.0028	33.88	169.305	5.0054	19.34	72.7095	5.0164	0.334	1.66454	5.0164	6.332	34.5467	5.0164	3.73	18.589	5.0164	5.75	28.656	1.887
	5.0149	35.32	176.075	5.012	18.05	86.0414	5.0393	0.116	0.57548	5.0393	6.357	31.5731	5.0393	3.537	17.5471	5.0393	7.02	34.826	1.392
	5.0146	39.04	194.632	5.0012	15.81	115.601	5.0008	0.227	1.13482	5.0008	7.011	35.0494	5.0008	1.961	9.80343	5.0008	5.63	28.145	2.021
SJPac	5.0155	38.33	191.058	5.008	16.05	110.936	5.0057	0.405	2.02269	5.0057	6.893	34.4258	5.0057	3.359	16.7759	5.0057	3.16	15.782	2.291
	5.0135	39.38	196.37	5.0102	18.68	103.16	5.0191	0.323	1.60885	5.0191	7.016	34.9465	5.0191	3.446	17.1644	5.0191	6.34	31.579	2.519
Reactor	HgTOT profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgFE profundo			HgORG profundo			HgRES profundo			HgSOL profundo
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
LT	5.0285	41.07	204.186	5.0318	33.82	36.1548	5.0051	0.444	2.21774	5.0051	5.456	27.2522	5.0051	3.424	17.1026	5.0051	7.869	39.3049	1.839
	5.1289	47.16	229.874	5.0685	32.27	70.7045	5.0136	0.096	0.4787	5.0136	6.012	29.9785	5.0136	3.452	17.2132	5.0136	16.73	83.4231	1.879
	5.0435	38.96	193.12	5.0201	36.89	9.40838	5.0129	0.138	0.68822	5.0129	6.073	30.2869	5.0129	3.707	18.4873	5.0129	21.18	105.627	2.659
LTc	5.0489	31.45	155.727	5.0253	26.17	25.5358	5.0244	0.136	0.6767	5.0244	5.679	28.2571	5.0244	3.564	17.7335	5.0244	7.07	35.1783	2.016
	5.0132	33.06	164.865	5.0139	26.69	31.7847	5.0221	0.21	1.04538	5.0221	6.963	34.6618	5.0221	3.826	19.0458	5.0221	11.3	56.2514	2.812
Lpa	5.0142	44.53	222.319	5.0071	32.06	62.2459	5.0008	0.344	1.71972	5.0008	6.096	30.4751	5.0008	2.723	13.6128	5.0008	16.32	81.5869	2.943
	5.1545	31.09	150.791	5.0153	23.53	33.4995	5.0029	0.145	0.72458	5.0029	6.461	32.2863	5.0029	3.081	15.3961	5.0029	12.63	63.1134	1.904
	5.0286	27.15	134.978	5.0111	25.29	8.80802	5.0237	0.204	1.01519	5.0237	4.183	20.8163	5.0237	3.739	18.6068	5.0237	9.17	45.6337	1.017
Lpac	5.0682	27.37	135.008	5.0689	26.94	2.13942	5.0023	0.001	0.005	5.0023	6.521	32.59	5.0023	3.657	18.2766	5.0023	12.12	60.5721	2.235
	5.0859	27.71	136.21	5.0513	22.15	26.5847	5.0215	0.001	0.00498	5.0215	6.901	34.3573	5.0215	3.619	18.0175	5.0215	10.02	49.8855	1.71
SJT	5.0076	40.88	204.09	5.0098	38.63	11.3176	5.0179	0.028	0.1395	5.0179	7.456	37.147	5.0179	3.741	18.6383	5.0179	13.21	65.8144	2.013
	5.0422	41.28	204.673	5.0007	33.52	37.096	5.0133	0.151	0.753	5.0133	8.238	41.0807	5.0133	3.762	18.7601	5.0133	16.04	79.9872	2.183
	5.0312	35.91	178.437	5.0099	34.64	5.57881	5.0168	0.001	0.00498	5.0168	7.965	39.6916	5.0168	3.476	17.3218	5.0168	17.98	89.5989	1.298
SJTc	5.0116	37.66	187.864	5.0051	34.17	17.1882	5.0869	0.161	0.79125	5.0869	8.084	39.7295	5.0869	3.852	18.931	5.0869	7.24	35.5816	2.923
	5.0301	40	198.803	5.0064	34.93	24.3765	5.0848	0.226	1.11115	5.0848	8.223	40.4293	5.0848	3.611	17.7539	5.0848	16.1	79.1575	2.981
SJPa	5.0019	49.76	248.705	5.0032	32.42	86.7092	5.0125	0.013	0.06484	5.0125	8.451	42.1496	5.0125	3.811	19.0075	5.0125	13	64.8379	1.887
	5.0242	33.32	165.798	5.0045	31.08	10.5373	5.0204	0.001	0.00498	5.0204	8.389	41.7746	5.0204	3.348	16.672	5.0204	13.74	68.4208	1.392
	5.0365	33.62	166.862	5.0399	31.75	9.38856	5.0242	0.001	0.00498	5.0242	8.871	44.1414	5.0242	2.3	11.4446	5.0242	12.36	61.5023	2.021
SJPac	5.1916	35.05	168.782	5.0015	26.35	37.0718	5.0314	0.03	0.14906	5.0314	8.419	41.8323	5.0314	3.706	18.4144	5.0314	9.74	48.3961	2.291
	5.0079	39.12	195.291	5.0021	28.12	54.7505	5.0133	0.001	0.00499	5.0133	9.018	44.9704	5.0133	4.021	20.0517	5.0133	10.34	51.5628	2.519

Tabla A21 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 27 semanas para los reactores inundado

Reactor	HgTOT superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial			HgSQL superficial
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
LT	5.0296	36.1	179.438	5.0015	31.03	24.3343	5.5985	0.728	3.25087	5.5985	5.541	24.7432	5.5985	3.8823	17.3363	5.5985	5.0813	22.6305	2.632
	5.0098	36.65	182.832	5.0032	26.02	52.8747	5.5993	0.607	2.71016	5.5993	5.857	26.1506	5.5993	3.8823	17.3339	5.5993	0.2837	1.26668	3.561
	5.0224	41.58	206.973	5.0054	28.93	62.4788	5.5307	0.709	3.20484	5.5307	5.848	26.4343	5.5307	3.8823	17.5489	5.5307	2.2107	9.99286	3.711
LTc	5.0096	37.55	187.39	5.0094	30.07	37.3223	5.5135	0.609	2.7614	5.5135	5.784	26.2265	5.5135	3.8823	17.6036	5.5135	2.7953	12.675	3.176
	5.0139	36.28	180.837	5.0099	27.32	44.567	5.5023	0.629	2.8579	5.5023	5.798	26.3435	5.5023	2.3529	10.6905	5.5023	0.1801	0.818	3.707
Lpa	5.0218	33.24	165.479	5.008	25.43	38.5316	5.5194	0.714	3.23405	5.5194	4.999	22.6429	5.5194	2.3529	10.6574	5.5194	0.2559	1.159	3.75
	5.0132	36.55	182.269	5.0093	27.31	45.9723	5.5267	0.77	3.48309	5.5267	5.891	26.6479	5.5267	3.8823	17.5616	5.5267	1.3033	5.895	4.615
	5.0955	27.44	134.629	5.0341	26.04	5.31054	5.5707	0.765	3.43314	5.5707	5.814	26.0919	5.5707	2.3529	10.5593	5.5707	7.5319	33.801	4.787
Lpac	5.0161	36.02	179.522	5.0323	29.2	34.459	5.5097	0.734	3.33049	5.5097	5.745	26.0677	5.5097	2.3529	10.6762	5.5097	2.0119	9.129	4.372
	5.0007	38.38	191.873	5.032	27.99	52.8131	5.5049	0.838	3.8057	5.5049	5.721	25.9814	5.5049	2.3529	10.6855	5.5049	1.4781	6.713	3.943
SJT	5.0033	26.57	132.762	5.0043	21.99	22.9069	5.5125	0.211	0.95692	5.5125	5.641	25.5828	5.5125	2.3529	10.6707	5.5125	3.6249	16.439	5.293
	5.05	22.92	113.465	5.0162	19.7	15.2835	5.4945	0.066	0.3003	5.4945	5.54	25.207	5.4945	2.3529	10.7057	5.4945	4.7389	21.562	4.165
	5.0441	27.63	136.942	5.0577	22.06	27.9005	5.5346	0.391	1.76616	5.5346	5.512	24.8979	5.5346	2.3529	10.6281	5.5346	2.6859	12.132	4.618
SJTc	5.008	23.37	116.663	5.026	21.13	11.5599	5.5008	0.195	0.88623	5.5008	5.321	24.1828	5.5008	3.8823	17.6443	5.5008	7.1583	32.533	5.707
	5.0029	20.93	104.589	5.0308	17.46	17.8238	5.5049	0.043	0.19528	5.5049	5.348	24.2875	5.5049	3.8823	17.6311	5.5049	5.8033	26.355	6.129
SJPa	5.0028	22.39	111.887	5.0273	19.55	14.6682	5.5097	0.04	0.1815	5.5097	5.542	25.1466	5.5097	2.3529	10.6762	5.5097	5.0949	23.118	6.787
	5.0022	21.71	108.502	5.039	21.34	2.62808	5.5407	0.011	0.04963	5.5407	5.392	24.3291	5.5407	3.8823	17.5172	5.5407	8.9153	40.226	7.02
	5.0062	20.84	104.071	5.0133	16.77	20.4434	5.5085	0	0	5.5085	5.377	24.4032	5.5085	2.3529	10.6785	5.5085	3.6599	16.61	7.137
SJPac	5.0208	19.37	96.4488	5.0021	15.03	21.3303	5.509	0.001	0.00454	5.509	5.438	24.6778	5.509	3.8823	17.618	5.509	4.9813	22.605	6.794
	5.0069	18.32	91.4738	5.047	15.04	16.9741	5.5443	0.001	0.00451	5.5443	5.49	24.7552	5.5443	3.8823	17.5058	5.5443	6.0933	27.476	7.14
Reactor	HgTOT profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgFE profundo			HgORG profundo			HgRES profundo			HgSQL profundo
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
LT	5.0716	31.78	156.657	5.0015	31.2	0.70346	5.5072	0.86	3.90398	5.5072	5.988	27.1826	5.5072	3.8823	17.6237	5.5072	21.0497	95.5554	2.632
	5.0046	33.46	167.146	5.0075	24.49	44.8796	5.539	0.727	3.28128	5.539	6.289	28.3851	5.539	2.3529	10.6197	5.539	24.0911	108.734	3.561
	5.0042	31.36	156.668	5.0117	28.27	15.6484	5.5112	0.724	3.26422	5.5112	6.14	27.8524	5.5112	3.8823	17.611	5.5112	20.6137	93.5082	3.711
LTc	5.0062	26.49	132.286	5.0209	26.35	1.08439	5.5011	0.448	2.03596	5.5011	6.185	28.108	5.5011	3.8823	17.6433	5.5011	15.9747	72.5978	3.176
	5.0314	22.11	109.86	5.0258	21.62	2.31501	5.5601	0.288	1.29494	5.5601	6.11	27.4725	5.5601	3.8823	17.4561	5.5601	11.8297	53.1901	3.707
Lpa	5.0195	24	119.534	5.0092	22.39	7.78943	5.5069	0.227	1.03053	5.5069	6.262	28.428	5.5069	3.8823	17.6247	5.5069	13.6287	61.871	3.75
	5.0059	23.11	115.414	5.0421	21.17	10.4476	5.5438	0.154	0.69447	5.5438	6.304	28.4282	5.5438	3.8823	17.5074	5.5438	12.7697	57.5855	4.615
	5.0512	28.09	139.026	5.0312	17.7	51.0752	5.5177	0.141	0.63885	5.5177	6.501	29.4552	5.5177	3.8823	17.5902	5.5177	17.5657	79.588	4.787
Lpac	5.0224	25.54	127.13	5.0414	22.58	15.1576	5.5871	0.162	0.72488	5.5871	6.377	28.5345	5.5871	3.8823	17.3717	5.5871	15.1187	67.65	4.372
	5.0262	21.55	107.188	5.0502	20.05	7.93484	5.5823	0.185	0.82851	5.5823	6.115	27.3857	5.5823	3.8823	17.3867	5.5823	11.3677	50.9096	3.943
SJT	5.0253	17.87	88.9002	5.027	16.69	5.89837	5.5047	0	0	5.5047	5.664	25.7235	5.5047	3.8823	17.6318	5.5047	8.3237	37.8027	5.293
	5.0141	18.63	93.1872	5.018	15.41	16.4136	5.5306	0.017	0.07685	5.5306	5.758	26.0279	5.5306	3.8823	17.5492	5.5306	9.0327	40.8306	4.165
	5.0826	19.65	96.6533	5.0271	14.25	25.7874	5.4981	0.015	0.06821	5.4981	5.652	25.6998	5.4981	2.3529	10.6987	5.4981	11.6301	52.8824	4.618
SJTc	5.0253	18.73	93.1785	5.0209	12.68	30.0424	5.5597	0	0	5.5597	5.429	24.4123	5.5597	3.8823	17.4573	5.5597	9.4187	42.3526	5.707
	5.019	18.7	93.146	5.0144	12.04	33.1189	5.5166	0	0	5.5166	5.747	26.0441	5.5166	2.3529	10.6628	5.5166	10.6001	48.0373	6.129
SJPa	5.0338	14.14	70.2253	5.007	12.89	5.86538	5.5014	0.007	0.03181	5.5014	5.598	25.439	5.5014	2.3529	10.6923	5.5014	6.1821	28.0933	6.787
	5.0765	13.02	64.119	5.0332	12.17	3.67036	5.5071	0.016	0.07263	5.5071	5.668	25.7304	5.5071	3.8823	17.6241	5.5071	3.4537	15.6784	7.02
	5.0174	12.22	60.8881	5.0158	10.79	7.10805	5.5054	0	0	5.5054	5.483	24.8983	5.5054	3.8823	17.6295	5.5054	2.8547	12.9632	7.137
SJPac	5.0842	9.869	48.5278	5.073	8.176	8.23605	5.4962	0.071	0.32295	5.4962	6.022	27.3917	5.4962	2.3529	10.7024	5.4962	1.4231	6.47311	6.794
	5.0042	10	49.958	5.0338	6.933	15.2528	5.5558	0.153	0.68847	5.5558	5.86	26.3688	5.5558	2.3529	10.5876	5.5558	1.6341	7.35313	7.14

Tabla A22 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 36 semanas para los reactores inundado

36	HgTOT superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial			HgSOL superficial
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
Lpa	5.0047	38.84	194.018	5.0389	22.82	80.7985	5.5063	0.885	4.01812	5.5063	1.849	8.39493	5.5063	2.3529	10.6828	5.5063	10.9331	49.639	7.46
	5.01889	34.5	171.851	5.002	22.22	60.7952	5.5191	0.846	3.83215	5.5191	5.463	24.7459	5.5191	2.3529	10.658	5.5191	3.6181	16.389	7.331
	5.0153	33	164.497	5.0441	22.02	55.3592	5.5625	1.011	4.54382	5.5625	5.372	24.1438	5.5625	2.3529	10.5748	5.5625	2.2441	10.086	7.158
Lpac	5.0094	38.75	193.386	5.0486	22.24	83.2569	5.5022	1.172	5.32514	5.5022	5.291	24.0404	5.5022	2.3529	10.6907	5.5022	7.6941	34.959	8.962
	5.0052	31.28	156.238	5.0176	21.86	47.3209	5.5011	1.163	5.28531	5.5011	5.346	24.2951	5.5011	0.8235	3.74243	5.5011	2.0875	9.487	9.207
SJPa	5.0104	20.83	103.934	5.019	18.67	10.9372	5.5473	1.006	4.53374	5.5473	5.557	25.0437	5.5473	0.8235	3.71126	5.5473	5.2265	23.554	9.865
	5.013	19.2	95.751	5.0523	19.32	0.15102	5.5335	0.996	4.49986	5.5335	5.725	25.8652	5.5335	0.8235	3.72052	5.5335	7.6645	34.628	10.341
	5.0033	21.41	106.979	5.0231	16.11	26.7998	5.5325	1.119	5.05648	5.5325	5.614	25.3683	5.5325	0.8235	3.72119	5.5325	2.2565	10.197	11.374
SJPac	5.009	21.27	106.159	5.0237	14.96	31.7118	5.5061	1.012	4.5949	5.5061	5.383	24.4411	5.5061	0.8235	3.73903	5.5061	0.9085	4.125	10.721
	5.0003	16.3	81.4951	5.0029	14.09	11.0859	5.5417	1.179	5.31877	5.5417	5.813	26.2239	5.5417	0.8235	3.71502	5.5417	5.6055	25.288	11.313
Reactor	HgTOT profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgFE profundo			HgORG profundo			HgRES profundo			HgSOL profundo
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	CHg (ppm)
Lpa	5.0003	39.13	195.638	5.0541	22.84	82.6607	5.5094	1.304	5.91716	5.5094	5.667	25.7151	5.5094	2.3529	10.6768	5.5094	29.8061	135.251	7.46
	5.0123	30.66	152.924	5.0322	22.41	41.5908	5.581	1.271	5.69342	5.581	5.084	22.7737	5.581	0.8235	3.68886	5.581	23.4815	105.185	7.331
	5.0211	22.52	112.127	5.0005	21.91	2.58778	5.562	1.249	5.61399	5.562	5.703	25.6338	5.562	0.8235	3.70146	5.562	14.7445	66.2734	7.158
Lpac	5.039	28.72	142.489	5.0275	20.78	39.1569	5.4901	1.401	6.37967	5.4901	5.769	26.27	5.4901	0.8235	3.74993	5.4901	20.7265	94.3812	8.962
	5.0143	28.93	144.237	5.0176	21.26	38.3103	5.4989	1.32	6.0012	5.4989	5.643	25.6551	5.4989	0.8235	3.74393	5.4989	21.1435	96.126	9.207
SJPa	5.0116	20.28	101.165	5.0337	14.82	27.5614	5.5494	1.301	5.86099	5.5494	6.019	27.1155	5.5494	0.8235	3.70986	5.5494	12.1365	54.6748	9.865
	5.0182	18.04	89.8729	5.011	13.72	21.4235	5.5011	1.321	6.00334	5.5011	5.837	26.5265	5.5011	0.8235	3.74243	5.5011	10.0585	45.7113	10.341
	5.0074	17.62	87.9698	5.0355	12.76	24.6196	5.5332	1.457	6.58299	5.5332	5.908	26.6934	5.5332	0.8235	3.72072	5.5332	9.4315	42.6132	11.374
SJPac	5.0023	15.99	79.9132	5.0546	12.32	18.9786	5.516	1.465	6.63978	5.516	5.768	26.1421	5.516	0.8235	3.73232	5.516	7.9335	35.9568	10.721
	5.0232	14.69	73.1108	5.0362	10.36	21.6831	5.5088	1.368	6.20825	5.5088	5.962	27.0567	5.5088	0.8235	3.7372	5.5088	5.5365	25.1257	11.313

Tabla A23 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 9 semanas para los reactores terrestres

Reactor	HgTOT superficial			HgSQL superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
LPm	5.0361	71.62	355.53	5.1033	3.093	15.18	5.0382	55.49	65.01	5.0382	0.001	0	5.0382	6.85	33.99	5.0382	6.423	31.87	5.0382	18.97	94.13
	5.057	76.33	377.35	5.0496	3.235	16.02	5.073	55.34	88.61	5.073	4.016	19.79	5.073	7.42	36.57	5.073	6.53	32.18	5.073	20.86	102.8
	5.0522	80.2	396.86	5.0879	3.37	16.56	5.086	66.7	52.44	5.086	3.162	15.54	5.086	7.52	36.96	5.086	4.308	21.18	5.086	25.14	123.57
LPmc	5.1162	71.25	348.16	5.0327	3.3	16.39	5.0306	64.9	9.24	5.0306	2.799	13.91	5.0306	7.46	37.07	5.0306	7.607	37.8	5.0306	17.12	85.08
	5.0716	61.35	302.42	5.0703	3.503	17.27	5.0517	51.84	28.6	5.0517	0.001	0	5.0517	8.5	42.07	5.0517	5.949	29.44	5.0517	20.47	101.3
LTr	5.0755	75.26	370.7	5.2807	3.466	16.41	5.0403	55.22	80.4	5.0403	2.785	13.81	5.0403	8.5	42.16	5.0403	4.516	22.4	5.0403	18.07	89.63
	5.0964	78.59	385.52	5.0818	3.618	17.8	5.0301	43.23	152.86	5.0301	3.254	16.17	5.0301	7.74	38.47	5.0301	4.479	22.26	5.0301	16.83	83.65
	5.059	77.4	382.49	5.0186	3.621	18.04	5.0531	40	166.55	5.0531	3.444	17.04	5.0531	7.58	37.5	5.0531	4.069	20.13	5.0531	17	84.11
LTrc	5.0024	71.01	354.88	5.0811	3.793	18.66	5.0542	46.22	107.6	5.0542	0	0	5.0542	7.54	37.3	5.0542	4.135	20.45	5.0542	15.32	75.78
	5.127	67.37	328.51	5.0713	4.051	19.97	5.0797	48.89	67.92	5.0797	4.376	21.54	5.0797	7.76	38.19	5.0797	3.37	16.59	5.0797	18.3	90.06
SJPm	5.133	77.66	378.24	5.0179	4.882	24.32	5.0275	56.91	70.92	5.0275	2.515	12.51	5.0275	7.68	38.19	5.0275	10.33	51.37	5.0275	27.51	136.8
	5.2374	73	348.46	5.0303	5.11	25.4	5.0375	52.49	62.56	5.0375	1.104	5.48	5.0375	7.43	37.17	5.0375	4.925	24.44	5.0375	21.46	106.5
	5.0508	66.97	331.48	5.1373	5.208	25.34	5.0097	51.61	48.59	5.0097	1.146	5.72	5.0097	6.37	31.79	5.0097	3.347	16.7	5.0097	15.91	79.4
SJPmc	5.0533	68.39	338.34	5.0568	5.298	26.19	5.0248	57.24	27.36	5.0248	2.155	10.72	5.0248	7.79	38.76	5.0248	5.632	28.02	5.0248	20.67	102.84
	5.1749	75.85	366.43	5.1016	5.291	25.93	5.0066	53.54	73.16	5.0066	1.26	6.29	5.0066	7.49	37.4	5.0066	4.16	20.77	5.0066	19.91	99.42
SJTr	5.0708	79.54	392.15	5.1818	5.248	25.92	5.0532	55.82	90.67	5.0532	1.574	7.79	5.0532	7.54	37.3	5.0532	3.088	15.28	5.0532	20.5	101.42
	5.0918	78.62	386.01	5.0653	5.495	27.12	5.0361	51.02	105.62	5.0361	1.624	8.06	5.0361	7.62	37.83	5.0361	9.23	45.82	5.0361	21.79	108.17
	5.11	77.29	378.13	5.216	5.626	26.97	5.0229	59.05	57.26	5.0229	1.853	9.22	5.0229	8.07	40.17	5.0229	5.444	27.1	5.0229	20.3	101.04
SJTrc	5.0231	75.35	375.02	5.1295	5.261	25.64	5.0089	54.02	79.76	5.0089	2.035	10.16	5.0089	10.82	54	5.0089	3.39	16.92	5.0089	19.88	99.22
	5.067	74.59	368.02	5.0768	5.704	28.09	5.0438	57.74	93.74	5.0438	2.512	12.45	5.0438	8.34	41.34	5.0438	4.436	21.99	5.0438	19.33	95.81
Reactor	HgTOT profundo			HgSQL profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgF-E profundo			HgORG profundo			HgRES profundo		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
LPm	5.0252	61.97	308.3	5.023	4.057	20.19	5.0094	53.43	21.46	5.0094	2.047	10.22	5.0094	6.82	34.04	5.0094	3.988	19.9	5.0094	16.73	83.49
	5.0937	73.14	358.97	5.0686	3.914	19.31	5.0454	61.16	36.62	5.0454	2.264	11.22	5.0454	6.99	34.64	5.0454	3.662	18.15	5.0454	20.82	103.16
	5.0099	77.46	386.53	5.1231	3.998	19.51	5.089	73.33	6.79	5.089	3.17	15.57	5.089	6.98	34.29	5.089	3.507	17.23	5.089	16.84	82.73
LPmc	5.0159	77.12	384.38	5.0162	4.271	21.29	5.0243	70.82	10.7	5.0243	2.554	12.71	5.0243	7.79	38.76	5.0243	3.46	17.22	5.0243	16.22	80.71
	5.1776	74.36	353.05	5.0453	4.245	21.03	5.0898	62.71	29.99	5.0898	3.019	14.83	5.0898	7.28	35.76	5.0898	3.065	15.05	5.0898	12.31	60.46
LTr	5.094	75.93	372.64	5.0366	4.173	20.71	5.0065	68	12.37	5.0065	3.07	15.33	5.0065	7.5	37.45	5.0065	3.368	16.82	5.0065	15.24	76.1
	5.0461	69.6	344.82	5.0471	4.386	21.73	5.0014	62.02	13.08	5.0014	3.027	15.13	5.0014	7.54	37.69	5.0014	3.672	18.35	5.0014	12.86	64.28
	5.036	73.9	366.86	5.0771	4.527	22.29	5.0021	65.73	16.06	5.0021	2.99	14.94	5.0021	7.01	35.04	5.0021	2.119	10.59	5.0021	13.98	69.87
LTrc	5.1612	71.88	348.17	5.0368	4.421	21.94	5.0679	57.93	40.46	5.0679	3.826	18.87	5.0679	7.47	36.85	5.0679	3.298	16.27	5.0679	15.64	77.15
	5.018	69.95	348.5	5.103	4.672	22.89	5.0133	62.92	11.84	5.0133	3.283	16.37	5.0133	7.75	38.65	5.0133	3.431	17.11	5.0133	12.32	61.44
SJPm	5.1984	65.98	317.31	5.0822	5.676	27.92	5.0186	50.61	37.28	5.0186	1.53	7.62	5.0186	7.6	37.86	5.0186	5.042	25.12	5.0186	20.85	103.86
	5.0427	65.19	323.19	5.0919	5.621	27.6	5.0094	51.16	40.27	5.0094	1.79	8.93	5.0094	7.41	36.98	5.0094	4.515	22.53	5.0094	18.94	94.52
	5.1973	68.35	328.78	5.0402	5.819	28.86	5.0151	49.67	52.31	5.0151	3.006	14.98	5.0151	7.44	37.09	5.0151	4.123	20.55	5.0151	15.85	79.01
SJPmc	5.039	69.9	346.79	5.0478	6.047	29.95	5.0053	60.95	12.42	5.0053	1.827	9.13	5.0053	7.8	38.96	5.0053	4.005	20	5.0053	21.36	106.69
	5.0155	69.7	347.42	5.0509	6.033	29.86	5.0371	55	44.59	5.0371	1.989	9.87	5.0371	7.69	38.17	5.0371	4.353	21.6	5.0371	27.5	136.49
SJTr	5.0814	67.6	332.59	5.0313	6.134	30.48	5.0218	54.79	29.35	5.0218	2.5	12.45	5.0218	7.3	36.94	5.0218	3.572	17.78	5.0218	18.98	94.49
	5.0671	63.1	311.32	5.0124	6.248	31.16	5.073	52.01	23.85	5.073	2.05	10.1	5.073	7.88	38.83	5.073	3.419	16.85	5.073	19.6	96.59
	5.0507	69.5	344.01	5.0702	6.433	31.72	5.0115	50.71	59.32	5.0115	3.107	15.5	5.0115	7.52	37.51	5.0115	3.504	17.48	5.0115	18.26	91.09
SJTrc	5.2206	84.76	405.89	5.0866	6.33	31.11	5.1531	67.6	46.82	5.1531	2.997	14.54	5.1531	6.92	33.57	5.1531	3.715	18.02	5.1531	17.64	85.58
	5.0855	85.36	419.62	5.0123	6.45	32.17	5.0312	65.28	63.08	5.0312	3.401	16.9	5.0312	7.25	36.03	5.0312	3.976	19.76	5.0312	19.72	97.99

Tabla A24 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 18 semanas para los reactores terrestres

Reactor	HgTOT superficial			HgSQL superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
LPm	5.042	57.3	284.11	5.0395	3.779	18.53	5.0074	35.41	88.8	5.011	7	34.92	5.011	7.456	37.2	5.011	4.035	20.13	5.011	10.585	52.81
	5.0172	45.6	227.22	5.0089	3.983	19.88	5.0017	31.43	50.24	5.0308	7.003	34.8	5.0308	8.238	40.94	5.0308	3.818	18.97	5.0308	7.93	39.41
	5.0058	45.48	227.14	5.0691	4.086	20.15	5.0542	25.22	82.24	5.0669	6.998	34.53	5.0669	7.965	39.3	5.0669	3.829	18.89	5.0669	10.18	50.23
LPmc	5.0238	38.61	192.14	5.0183	3.908	19.47	5.0401	25.15	47.92	5.0717	7.017	34.59	5.0717	8.084	39.85	5.0717	3.623	17.86	5.0717	9.55	47.07
	5.0295	41.34	205.43	5.0293	4.59	22.84	5.0229	23.2	67.17	5.033	7.247	36	5.033	8.223	40.85	5.033	4.121	20.47	5.033	9.42	46.79
LTr	5.0227	37.72	187.75	5.0262	4.359	21.68	5.0176	28.36	24.76	5.0432	7.347	36.42	5.0432	8.451	41.89	5.0432	4.026	19.96	5.0432	11.6	57.5
	5.0388	36.67	181.94	5.0751	4.332	21.34	5.0172	29.53	13.45	5.0368	6.997	34.73	5.0368	8.389	41.64	5.0368	4.192	20.81	5.0368	10.36	51.42
	5.0216	38.71	192.72	5.0134	4.225	21.07	5.0582	29.37	26.49	5.0162	6.734	33.56	5.0162	8.871	44.21	5.0162	4.315	21.51	5.0162	9.08	45.25
LTrc	5.0243	63.32	315.07	5.0432	4.839	23.99	5.0297	29.26	145.64	5.0338	7.181	35.66	5.0338	8.419	41.81	5.0338	3.81	18.92	5.0338	10.29	51.1
	5.119	37.95	185.34	5.0309	4.649	23.1	5.0044	22.84	48.14	5.0184	7.003	34.89	5.0184	9.018	44.92	5.0184	3.717	18.52	5.0184	10.77	53.65
SJPm	5.028	42.29	210.27	5.012	5.814	29	5.1	31.48	26.96	5.0468	9.841	48.75	5.0468	9.864	48.86	5.0468	4.74	23.48	5.0468	8.65	42.85
	5.0185	41.05	204.49	5.0505	5.072	25.11	5.0076	29.54	31.91	5.0359	8.746	43.42	5.0359	10.04	49.84	5.0359	4.495	22.31	5.0359	8.43	41.85
	5.0419	42.54	210.93	5.0421	5.415	26.85	5.0082	27.3	47.81	5.0535	9.35	46.26	5.0535	9.915	49.05	5.0535	4.962	24.55	5.0535	8.96	44.33
SJPmc	5.0175	39	194.32	5.0302	5.631	27.99	5.0016	32.47	4.04	5.0473	9.582	47.46	5.0473	10.15	50.27	5.0473	4.84	23.97	5.0473	7.99	39.58
	5.0226	44.74	222.63	5.0485	5.918	29.31	5.0293	33.5	26.86	5.0232	10.02	49.87	5.0232	9.517	47.37	5.0232	4.996	24.86	5.0232	6.99	34.79
SJTTr	5.006	37.08	185.18	5.0108	5.944	29.66	5.0467	30.57	4.09	5.0698	10.04	49.51	5.0698	9.978	49.2	5.0698	4.549	22.43	5.0698	8.09	39.89
	5.024	40.45	201.28	5.0219	5.742	28.58	5.0044	33.54	5.15	5.0196	9.768	48.65	5.0196	9.494	47.28	5.0196	4.634	23.08	5.0196	10.19	50.75
	5.0332	41.04	203.85	5.0188	5.693	28.36	5.0562	26.55	44.21	5.0038	11.2	55.96	5.0038	10.03	50.11	5.0038	4.821	24.09	5.0038	10.85	54.21
SJTrc	5.0219	42.46	211.37	5.0434	6.403	31.74	5.0005	30.3	28.15	5.0311	11.46	56.95	5.0311	9.282	46.12	5.0311	4.898	24.34	5.0311	11.2	55.65
	5.0361	43.06	213.76	5.0202	6.484	32.29	5.0554	28.77	39.19	5.0267	10.39	51.67	5.0267	10.37	51.57	5.0267	4.794	23.84	5.0267	10.46	52.02
Reactor	HgTOT profundo			HgSQL profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgF-E profundo			HgORG profundo			HgRES profundo		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
LPm	5.0285	37.72	187.53	5.0178	3.868	19.27	5.0152	31.51	11.9	5.0026	8.332	41.64	5.0026	8.813	44.04	5.0026	4.505	22.51	5.0026	4.96	24.79
	5.0359	56.14	278.7	5.0373	4.043	20.07	5.0324	30.19	108.66	5.0229	8.785	43.72	5.0229	8.894	44.27	5.0229	4.539	22.59	5.0229	9.06	45.09
	5.0288	50.1	249.07	5.0192	3.889	19.37	5.0073	27.45	92.64	5.0098	8.485	42.34	5.0098	8.712	43.47	5.0098	4.338	21.65	5.0098	5.74	28.64
LPmc	5.1653	41.79	202.26	5.0034	4.377	21.87	5.0017	26.61	47.39	5.0099	9.093	45.38	5.0099	8.894	44.38	5.0099	4.381	21.86	5.0099	4.99	24.9
	5.1292	34.09	166.16	5.0317	4.43	22.01	5.0298	28.6	1.99	5.0189	8.643	43.05	5.0189	8.775	43.71	5.0189	4.53	22.56	5.0189	2.99	14.89
LTr	5.0158	47.08	234.66	5.0078	4.968	24.8	5.007	25.83	80.89	5.0537	8.768	43.37	5.0537	8.351	41.31	5.0537	4.581	22.66	5.0537	5.69	28.15
	5.0558	36.74	181.67	5.0273	4.858	24.16	5.0174	25.48	30.56	5.0231	8.855	44.07	5.0231	9.876	49.15	5.0231	4.726	23.52	5.0231	5.53	27.52
	5.0293	44.89	223.14	5.0241	5.019	24.97	5.0095	28.5	55.94	5.0015	8.568	42.83	5.0015	9.073	45.35	5.0015	4.118	20.58	5.0015	7.12	35.59
LTrc	5.0417	37.58	186.35	5.0053	4.909	24.52	5.0124	30.52	9.6	5.033	8.416	41.8	5.033	8.901	44.21	5.033	4.199	20.86	5.033	5.02	24.94
	5.026	53.1	264.13	5.0148	5.653	28.18	5.0084	27.96	96.38	5.0297	9.339	46.42	5.0297	8.89	44.19	5.0297	4.302	21.38	5.0297	6.49	32.26
SJPm	5.0044	42.07	210.17	5.0417	6.406	31.77	5.0028	33.62	10.39	5.0021	11.64	58.18	5.0021	10.78	53.88	5.0021	5.288	26.43	5.0021	10.65	53.23
	5.0305	49.6	246.5	5.0152	5.978	29.8	5.007	37.08	31.56	5.0198	11.41	56.82	5.0198	11.11	55.33	5.0198	5.103	25.41	5.0198	7.77	38.7
	5.0255	36.74	182.77	5.037	6.274	31.14	5.0254	30.19	1.44	5.0079	11.46	57.21	5.0079	10.41	51.97	5.0079	4.988	24.9	5.0079	11.48	57.31
SJPmc	5.0047	40.61	202.86	5.0293	6.61	32.86	5.0034	32.95	5.36	5.0104	11.69	58.33	5.0104	10.27	51.24	5.0104	5.334	26.61	5.0104	12.27	61.22
	5.0341	38.15	189.46	5.0264	6.245	31.06	5.0434	27.76	20.79	5.0191	12.43	61.91	5.0191	11.28	56.19	5.0191	4.977	24.79	5.0191	8.64	43.04
SJTTr	5.0362	40.99	203.48	5.0186	7.227	36	5.0185	28.92	23.41	5.0092	12.38	61.79	5.0092	10.71	53.45	5.0092	5.29	26.4	5.0092	10.76	53.7
	5.0066	37.92	189.35	5.0257	6.799	33.82	5.016	28.65	12.74	5.0032	12.37	61.81	5.0032	10.68	53.37	5.0032	4.853	24.28	5.0032	11.9	59.46
	5.0208	41.16	204.95	5.0283	6.591	32.77	5.0086	29.05	27.18	5.0804	12.56	61.81	5.0804	11	54.13	5.0804	5.311	26.13	5.0804	8.2	40.35
SJTrc	5.0395	36.65	181.81	5.0476	7.057	34.95	5.0066	27.14	11.34	5.009	12.74	63.59	5.009	11.4	56.9	5.009	4.908	24.5	5.009	9.56	47.71
	5.0495	35.44	175.46	5.0242	6.83	33.99	5.0384	23.01	27.3	5.0417	12.28	60.89	5.0417	11.55	57.27	5.0417	4.806	23.83	5.0417	9.22	45.72

Tabla A25 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 27 semanas para los reactores terrestres

Reactor	HgTOT superficial			HgSOL superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
Lpm	5.0102	37.48	187.02	5.0306	0.206	1.02	5.0012	17.81	96.97	5.5313	0.303	1.37	5.5313	5.416	24.48	5.5313	2.35	10.62	5.5313	12.56	56.77
	5.0028	30.83	154.06	5.043	0.073	0.39	5.0393	14.82	80.15	5.5143	0.22	1	5.5143	5.401	24.43	5.5143	2.35	10.65	5.5143	17.38	78.8
	5.0426	23.53	116.66	5.0131	0.087	0.43	5.0427	11.46	59.41	5.5003	0.282	1.28	5.5003	5.342	24.28	5.5003	0.82	3.73	5.5003	22.53	102.4
LPmc	5.0361	32.98	163.72	5.0513	0.089	0.44	5.0026	15.37	86.47	5.5105	0.287	1.3	5.5105	5.371	24.37	5.5105	3.88	17.6	5.5105	13.54	61.43
	5.0297	26.22	130.33	5.0239	0.101	0.5	5.0632	12.71	67.07	5.5226	0.283	1.28	5.5226	5.297	23.98	5.5226	2.35	10.64	5.5226	16.86	76.92
LTr	5.0278	25.5	126.8	5.0079	0.047	0.23	5.0362	11.14	71.26	5.498	0.425	1.93	5.498	5.425	24.67	5.498	3.88	17.64	5.498	11.06	50.27
	5.0871	20.71	101.78	5.0369	0.037	0.18	5.0336	16.13	21.48	5.5391	0.388	1.75	5.5391	5.079	22.92	5.5391	3.88	17.51	5.5391	17.93	80.92
	5.046	30.53	151.26	5.0303	0.001	0	5.0098		151.25	5.5313	0.425	1.92	5.5313	5.474	24.74	5.5313	3.88	17.54	5.5313	14.2	64.18
LTrc	4.9999	36.31	184.55	4.9998	0.012	0.06	5.0626	13.39	118.37	5.5164	0.529	2.4	5.5164	5.199	23.56	5.5164	2.35	10.65	5.5164	19.51	88.42
	5.0024	36.98	184.81	5.0238	0.031	0.15	5.0177	21.66	76.74	5.513	0.344	1.56	5.513	5.631	25.54	5.513	3.88	17.59	5.513	13.23	59.99
SJPm	5.0009	21.88	109.38	5.0098	0.085	0.42	5.0055	20.92	4.47	5.5573	0.498	2.24	5.5573	6.199	27.89	5.5573	3.88	17.45	5.5573	16.9	76.03
	5.0135	24.06	119.98	5.0161	0.001	0	5.0068	20.55	17.36	5.5239	0.608	2.75	5.5239	6.169	27.92	5.5239	5.41	24.48	5.5239	17.45	78.97
	5.0454	22.55	111.74	5.0095	0.001	0	5.0097	18.95	17.16	5.5622	0.611	2.75	5.5622	6.222	27.97	5.5622	5.41	24.32	5.5622	19.54	87.82
SJPmc	5.0008	22.64	113.18	5.0216	0.001	0	5.0057	18.25	22.03	5.5583	0.558	2.51	5.5583	6.312	28.39	5.5583	3.88	17.45	5.5583	12.79	57.53
	5.0174	21.4	106.63	5.0001	0.001	0	5.0054	17.72	18.12	5.5125	0.641	2.91	5.5125	6.467	29.33	5.5125	3.88	17.6	5.5125	18.67	84.67
SJTTr	5.0189	16.27	81.04	5.0166	0.001	0	5.0055	14.27	9.77	5.5043	0.694	3.15	5.5043	6.575	29.86	5.5043	5.41	24.57	5.5043	13.68	62.16
	5.0355	19.19	95.27	5.0062	0.001	0	5.0093	14.19	24.45	5.5283	0.725	3.28	5.5283	6.496	29.38	5.5283	5.41	24.47	5.5283	13.7	61.95
	5.0257	19.15	95.26	5.0098	0.717	3.58	5.022	13.48	24.58	5.511	0.626	2.84	5.511	6.431	29.17	5.511	5.41	24.54	5.511	10.55	47.86
SJTTrc	5.0073	19.36	96.66	5.0033	0.763	3.81	5.01	10.12	42.35	5.5503	0.694	3.13	5.5503	6.615	29.8	5.5503	3.88	17.48	5.5503	0.1	0.45
	5.0019	18.85	94.21	5.0093	0.106	0.53	5.0131	9.908	44.27	5.5304	0.829	3.75	5.5304	6.555	29.63	5.5304	5.41	24.46	5.5304	8.42	38.06
Reactor	HgTOT profundo			HgSOL profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgF-E profundo			HgORG profundo			HgRES profundo		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
Lpm	5.0318	32.15	159.73	5.0212	0.021	0.1	5.0004	20.33	57.99	5.5337	0.287	1.3	5.5337	5.513	24.91	5.5337	3.88	17.53	5.5337	17.91	80.91
	5.0307	34.16	163.76	2.0102	0.025	0.31	5.0113	20.28	68.28	5.498	0.296	1.35	5.498	5.571	25.33	5.498	3.88	17.64	5.498	16.85	76.62
	5.0035	27.86	139.2	5.0145	0.001	0	5.0071	22.03	29.2	5.4977	0.466	2.12	5.4977	5.652	25.7	5.4977	3.88	17.64	5.4977	14.53	66.07
LPmc	5.0084	26.64	132.98	5.0163	0.001	0	5.0079	17.24	46.91	5.5023	0.471	2.14	5.5023	5.87	26.67	5.5023	3.88	17.63	5.5023	19.62	89.14
	5.003	29.07	145.26	5.0349	0.001	0	5.0321	19.4	48.88	5.5023	0.506	2.3	5.5023	5.714	25.96	5.5023	3.88	17.63	5.5023	10.49	47.66
LTr	5.0226	25.65	127.67	5.064	0.001	0	5.0306	16.55	45.42	5.5512	0.501	2.26	5.5512	5.868	26.43	5.5512	3.88	17.47	5.5512	16.09	72.46
	5.0054	26.03	130.01	5.0218	0.001	0	5.0338	17.59	42.65	5.5336	0.583	2.63	5.5336	5.787	26.14	5.5336	3.88	17.53	5.5336	11.05	49.92
	5.0116	25.68	126.1	5.0063	0.001	0	5.0036	17.64	39.96	5.5129	0.506	2.29	5.5129	5.839	26.48	5.5129	3.88	17.6	5.5129	11.77	53.37
LTrc	5.0073	25.3	126.32	5.0413	0.001	0	5.0021	20.61	23.3	5.5384	0.542	2.45	5.5384	6.041	27.27	5.5384	3.88	17.51	5.5384	15.78	71.23
	5.027	28.99	144.17	5.0245	0.219	1.03	5.0129	16.71	59.75	5.5226	0.551	2.49	5.5226	6.114	27.68	5.5226	3.88	17.56	5.5226	5.6	25.35
SJPm	5.035	29.24	145.18	5.0134	0.001	0	5.0129	26.1	15.01	5.5458	0.745	3.36	5.5458	6.661	30.03	5.5458	3.88	17.49	5.5458	9.29	41.88
	5.0069	29.39	146.75	5.019	0.001	0	5.0091	27.15	11.24	5.5119	0.775	3.52	5.5119	6.861	31.12	5.5119	5.41	24.54	5.5119	6.33	28.71
	5.0027	30.06	150.22	5.0069	0.001	0	5.0099	26.22	19.37	5.5263	0.854	3.86	5.5263	6.791	30.72	5.5263	3.88	17.55	5.5263	18.7	84.6
SJPmc	5.0399	29.09	144.3	5.0057	0.001	0	5.0025	25.57	16.51	5.5115	0.89	4.04	5.5115	6.881	31.21	5.5115	5.41	24.54	5.5115	8	36.29
	5.0062	26.57	132.69	5.0093	0.001	0	5.0053	24.63	9.66	5.4955	0.85	3.87	5.4955	6.718	30.56	5.4955	5.41	24.61	5.4955	3.98	18.11
SJTTr	5.0036	26.79	133.85	5.0019	0.001	0	5.0012	24.38	11.98	5.5011	0.909	4.13	5.5011	7.099	32.26	5.5011	5.41	24.59	5.5011	10.89	49.49
	5.0251	25.45	126.61	5.0065	0.001	0	5.0412	24.83	3.47	5.508	0.961	4.36	5.508	6.455	29.3	5.508	5.41	24.56	5.508	4.92	22.33
	5.0137	25.54	127.35	5.0049	0.01	0.05	5.126	25.03	5.23	5.4994	0.758	3.45	5.4994	6.522	29.65	5.4994	0.82	3.73	5.4994	5.25	23.87
SJTTrc	5.0126	29.16	145.43	5.0095	0.022	0.11	5.0469	25.12	20.89	5.5066	0.761	3.45	5.5066	6.797	30.86	5.5066	3.88	17.62	5.5066	12.5	56.75
	5.0003	26.44	132.19	5.0074	0.019	0.09	5.0059	22.94	17.53	5.5197	0.886	4.01	5.5197	6.699	30.34	5.5197	3.88	17.57	5.5197	12.64	57.25

Tabla A26 Especiación de Hg en suelos al tiempo de 36 semanas para los reactores terrestres

Reactor	HgTOT superficial			HgSQL superficial			HgELEM superficial			HgINTER superficial			HgF-E superficial			HgORG superficial			HgRES superficial		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
Lpm	5.0178	65.3	325.34	5.0043	0.001	0	5.006	25.02	200.39	5.5237	0.613	2.77	5.5237	5.924	26.81	5.5237	0.82	3.71	5.5237	11.65	52.73
	5.0293	32.29	160.51	5.0348	0.043	0.21	5.0163	25.67	32.36	5.4992	0.431	1.96	5.4992	5.831	26.51	5.4992	0.82	3.73	5.4992	15.94	72.47
	5.052	31.29	154.84	5.0043	0.061	0.3	5.0179	26.65	21.76	5.5109	0.445	2.02	5.5109	4.851	22.01	5.5109	0.82	3.72	5.5109	15.03	68.18
LPmc	5.0219	30.25	150.59	5.0373	0.085	0.42	5.0307	24.14	30.21	5.5386	0.492	2.22	5.5386	4.516	20.38	5.5386	0.82	3.7	5.5386	13.66	61.66
	5.0607	29.06	143.56	5.0125	0.116	0.58	5.0304	21.73	34.99	5.5144	0.458	2.08	5.5144	4.253	19.28	5.5144	0.82	3.72	5.5144	12.92	58.57
LTr	5.0565	27.66	136.75	5.0215	0.179	0.89	5.0489	22.5	24.45	5.5467	0.453	2.04	5.5467	4.102	18.49	5.5467	0.82	3.7	5.5467	17.18	77.43
	5.031	27.56	136.35	5.0064	0.209	1.04	5.0061	20.87	31.68	5.5038	0.406	1.84	5.5038	4.311	19.58	5.5038	0.82	3.72	5.5038	19.07	86.62
	5.0024	25.29	126.39	5.0095	0.263	1.31	5.022	24.56	2.81	5.5405	0.513	2.31	5.5405	3.954	17.84	5.5405	0.82	3.7	5.5405	18.41	83.07
LTrc	5.0115	26.13	130.35	5.0284	0.335	1.67	5.0146	21.04	23.79	5.5043	0.567	2.58	5.5043	4.303	19.54	5.5043	0.82	3.72	5.5043	19.05	86.52
	5.0265	37.47	186.36	5.0229	0.269	1.34	5.0349	22.89	71.37	5.5331	0.498	2.25	5.5331	4.206	19	5.5331	0.82	3.7	5.5331	18.7	84.49
SJPm	5.0226	39.78	198.01	5.0319	0.661	3.28	5.0217	30.68	41.98	5.5024	0.708	3.22	5.5024	16.12	73.24	5.5024	0.799	3.63	5.5024	12.65	57.47
	5.0003	37.9	189.49	5.0002	0.708	3.54	5.0208	26.66	53.2	5.487	0.729	3.32	5.487	16.12	73.45	5.487	4.593	20.93	5.487	15.05	68.57
	5.0496	34.52	170.9	5.0068	0.707	3.53	5.0468	26.5	36.1	5.5092	0.605	2.75	5.5092	16.12	73.15	5.5092	3.706	16.82	5.5092	18.56	84.22
SJPmc	5.0428	40	198.3	5.034	0.689	3.42	5.0952	26.49	64.91	5.4948	0.78	3.55	5.4948	16.12	73.34	5.4948	4.254	19.35	5.4948	13.73	62.47
	5.049	36.32	179.84	5.0003	0.727	3.63	5.0285	26.41	44.9	5.496	0.866	3.94	5.496	16.12	73.33	5.496	3.72	16.92	5.496	17.11	77.83
SJTTr	5.0142	39.47	196.79	5.0439	0.813	4.03	5.0181	26.14	62.53	5.5138	0.707	3.21	5.5138	16.12	73.09	5.5138	4.165	18.88	5.5138	15.01	68.03
	5.028	35.79	177.95	5.0287	0.854	4.25	5.0385	24.15	53.88	5.5059	0.793	3.6	5.5059	16.12	73.19	5.5059	3.596	16.33	5.5059	16.7	75.83
	5.0578	35.93	177.6	5.0419	0.926	4.59	5.0327	24.77	49.96	5.5068	0.827	3.75	5.5068	16.12	73.18	5.5068	3.325	15.09	5.5068	11.01	49.98
SJTTrc	5.0193	34.21	170.39	5.0013	0.998	4.99	5.0241	27.84	26.87	5.5137	0.963	4.37	5.5137	16.12	73.09	5.5137	3.505	15.89	5.5137	15.18	68.83
	5.0814	34.27	168.61	5.0085	1.053	5.26	5.0037	23.54	45.74	5.5073	0.878	3.99	5.5073	16.12	73.18	5.5073	4.178	18.97	5.5073	11.49	52.16
Reactor	HgTOT profundo			HgSQL profundo			HgELEM profundo			HgINTER profundo			HgFE profundo			HgORG profundo			HgRES profundo		
	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)	masa (g)	CHg (mg/L)	CHg (ppm)
Lpm	5.0614	28.8	142.25	5.0088	0.321	1.6	5.0395	21.66	33.2	5.5067	0.589	2.67	5.5067	4.218	19.15	5.5067	1.242	5.64	5.5067	19.99	90.75
	5.0111	22.04	109.96	5.017	0.397	1.98	5.0252	17.89	18.98	5.5014	0.538	2.44	5.5014	5.256	23.88	5.5014	1.633	7.42	5.5014	15.55	70.66
	5.0393	22.9	113.61	5.0359	0.426	2.11	5.0078	19.64	13.45	5.5651	0.625	2.81	5.5651	5.023	22.56	5.5651	2.149	9.65	5.5651	13.02	58.49
LPmc	5.0096	18.96	94.62	5.0029	0.396	1.98	5.025	16.96	8.26	5.5062	0.601	2.73	5.5062	5.049	22.92	5.5062	2.084	9.46	5.5062	19.26	87.45
	5.0366	17.46	86.67	5.0051	0.449	2.24	5.0197	15.82	5.63	5.5341	0.657	2.97	5.5341	4.994	22.56	5.5341	1.428	6.45	5.5341	16.81	75.94
LTr	5.0246	25.44	126.58	5.0065	0.501	2.5	5.0257	15.53	46.82	5.5197	0.648	2.93	5.5197	4.903	22.21	5.5197	2.016	9.13	5.5197	12.98	58.79
	5.015	25.5	127.12	5.0182	0.448	2.23	5.0463	14.97	50.72	5.5674	0.62	2.78	5.5674	4.961	22.28	5.5674	1.038	4.66	5.5674	14.44	64.84
	5.044	28.33	140.41	5.0059	0.492	2.46	5.0134	14.73	64.5	5.5047	0.643	2.92	5.5047	4.588	20.84	5.5047	1.765	8.02	5.5047	14.68	66.67
LTrc	5.0494	41.22	204.08	5.0167	0.611	3.04	5.0225	13.39	134.39	5.5537	0.657	2.96	5.5537	4.55	20.48	5.5537	1.28	5.76	5.5537	17.45	78.55
	5.0045	26.22	130.98	5.004	0.7	3.5	5.0265	13.77	59	5.5054	0.709	3.22	5.5054	4.518	20.52	5.5054	1.362	6.18	5.5054	18.57	84.33
SJPm	5.0103	29.52	147.3	5.0122	1.038	5.18	5.0735	24.39	21.94	5.5147	0.878	3.98	5.5147	14.59	66.14	5.5147	3.831	17.37	5.5147	12.69	57.53
	5.0243	31.33	155.89	5.0259	1.127	5.61	5.0023	20.81	46.28	5.5004	0.908	4.13	5.5004	16.12	73.27	5.5004	3.63	16.5	5.5004	10.11	45.95
	5.0158	27.37	136.42	5.0366	1.27	6.3	5.0899	22.94	17.44	5.504	0.933	4.24	5.504	16.12	73.22	5.504	3.657	16.61	5.504	18.61	84.51
SJPmc	5.0018	27.23	136.1	5.0102	1.267	6.32	5.0291	22.04	20.22	5.5187	0.896	4.06	5.5187	16.12	73.02	5.5187	3.221	14.59	5.5187	7.89	35.74
	5.0066	24.05	120.09	5.0182	1.315	6.55	5.0177	22.35	2.18	5.5209	0.923	4.18	5.5209	16.12	73	5.5209	3.621	16.4	5.5209	7.78	35.23
SJTTr	5.0101	19.73	98.45	5.0015	1.359	6.79	5.0797	18.56	0.31	5.5049	0.992	4.51	5.5049	16.12	73.21	5.5049	3.783	17.18	5.5049	3.55	16.12
	5.0092	23.37	116.64	5.0275	1.439	7.16	5.0205	20.15	9.14	5.5061	1.072	4.87	5.5061	16.12	73.19	5.5061	3.773	17.13	5.5061	5.15	23.38
	5.0228	21.22	105.62	5.0309	1.354	6.73	5.0062	18.1	8.5	5.5288	1.021	4.62	5.5288	16.12	72.89	5.5288	3.224	14.58	5.5288	1.7	7.69
SJTTrc	5.0224	21.37	106.37	5.0373	1.402	6.96	5.0127	17.46	12.34	5.5242	1.045	4.73	5.5242	16.12	72.95	5.5242	3.576	16.18	5.5242	6.79	30.73
	5.0392	18.68	92.67	5.0426	1.553	7.7	5.0633	14.3	14.37	5.5	1.043	4.74	5.5	16.12	73.27	5.5	2.849	12.95	5.5	20.36	92.55

Tabla A27 Acumulación de las especies vegetales respecto al tiempo en parte aérea y al final del proceso en raíz

Tiempo (sem)	9			18			27			36			raíz		
Especie	m (mg)	C (µg/L)	C (µg/g)	m (mg)	C (µg/L)	C (µg/g)	m (mg)	C (µg/L)	C (µg/g)	m (mg)	C (µg/L)	C (µg/g)	m (mg)	C (µg/L)	C (µg/g)
LT	50.8	52.71	25.94	51.3	9.07	4.42	52.2	15.6	7.47	-			115.4	88.65	19.20
	51.2	4.883	2.38	51.3	8.61	4.20	57.4	27.85	12.13	-			117.1	19.04	4.06
	51.4	3.681	1.79	43.2	21.5	12.44	65	9.994	3.84	-			100.7	148.6	36.89
Lpa	51.4	20.71	10.07	51.6	1.153	0.56	51	12.77	6.26	59.5	6.295	2.64	101.8	380.6	93.47
	25.5	4.527	4.44	53	18.68	8.81	57.8	7.828	3.39	60.2	8.404	3.49	102.7	62.8	15.29
	27.6	2.198	1.99	56	14.31	6.39	51.3	11.61	5.66	51.9	11.27	5.43	101.3	46.93	11.58
LPm	14.1	1.434	2.54	56.3	12.8	5.68	51	7.02	3.44	65.3	3.67	1.41	100.5	6.226	1.55
	70.7	10.02	3.54	52.4	13.14	6.27	51.6	4.826	2.34	63.9	14.1	5.52	103.7	32.8	7.91
	56.6	4.927	2.18	52.1	25.21	12.10	52.1	24.06	11.55	67.9	7.781	2.86	108.9	13.99	3.21
LTr	36.3	2.218	1.53	27.6	18.89	17.11	51.6	4.263	2.07	74.1	9.504	3.21	112.1	11.74	2.62
	18.8	1.129	1.50	38.1	19.98	13.11	55.9	13.14	5.88	62.2	14.92	6.00	105.8	9.902	2.34
	43.3	0.116	0.07	39.9	22.92	14.36	50.5	16.03	7.94	66.6	13.46	5.05	105.9	13.67	3.23
SJT	23.5	17.84	18.98	57.6	27.28	11.84	59.9	2.129	0.89	-			115.1	88.34	19.19
	31.7	4.866	3.84	53.3	109.2	51.22	65.9	12.86	4.88	-			113.5	10.14	2.23
	25.5	3.825	3.75	55.5	17.76	8.00	55.3	6.537	2.96	-			128.2	19.36	3.78
SJPa	39.4	8.512	5.40	34.5	3.689	2.67	51.6	13.02	6.31	63.1	7.969	3.16	103.5	15.14	3.66
	51.6	8.025	3.89	58.5	7.874	3.36	61.4	8.009	3.26	52.3	1.593	0.76	105.3	23.6	5.60
	70.9	14.09	4.97	53.5	10.44	4.88	53.1	7.016	3.30	54.4	15.4	7.08	116.4	33.94	7.29
SJPM	70.8	7.25	2.56	52.2	32.87	15.74	61	10.06	4.12	58.8	20.52	8.72	119.4	22.37	4.68
	73.8	13.1	4.44	52.1	9.395	4.51	50.5	7.343	3.64	60.1	8.363	3.48	105	6.157	1.47
	51	4.875	2.39	52	31.78	15.28	52.7	20.15	9.56	64.8	7.884	3.04	108.1	20.56	4.75
SJTr	40.3	5.452	3.38	33.9	8.154	6.01	53.3	5.523	2.59	74.1	10.12	3.41	109.6	17.83	4.07
	39.9	17.03	10.67	32.2	151.4	117.55	58.6	13.68	5.84	65.8	16.49	6.27	111.5	13.8	3.09
	35	27.26	19.47	27.9	9.298	8.33	56.2	4.362	1.94	73.7	6.863	2.33	100.3	13.92	3.47

Tabla A28 Valores de pH y Eh de la disolución nutritiva de los reactores terrestres

Fecha	14-may-13	21-may-13	28-may-13	04-jun-13	11-jun-13	18-jun-13	25-jun-13	02-jul-13	09-jul-13	16-jul-13	23-jul-13	30-jul-13	06-ago-13	13-ago-13	20-ago-13	27-ago-13	03-sep-13
Semana	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
pH	4.85	5.022	4.972	4.896	5.055	5.021	5.028	5.07	4.805	4.98	5	4.871	NA	5.045	4.963	5.07	5.02
Eh	242	405.3	206.7	301.8	511.8	607.4	480.5	422.3	565.2	541.7	522.3	570.1	NA	531.5	626.4	612.6	632.7
Fecha	10-sep-13	17-sep-13	24-sep-13	01-oct-13	08-oct-13	15-oct-13	22-oct-13	29-oct-13	05-nov-13	12-nov-13	19-nov-13	26-nov-13	03-dic-13	10-dic-13	17-dic-13	24-dic-13	31-dic-13
Semana	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
pH	NA	5.045	5.12	4.906	4.95	5.043	5.06	4.999	5.131	4.982	5	5.07	5.06	5.09	5.13	5.004	5.07
Eh	NA	477.1	503.6	569.8	403.5	498.3	401.5	598.7	525.9	558	402	264.8	409.6	490.3	171.6	169.3	546.7

Tabla A29 Valores de pH para los reactores terrestres

Fecha	14-may-13	21-may-13	28-may-13	04-jun-13	11-jun-13	18-jun-13	25-jun-13	02-jul-13	09-jul-13	16-jul-13	30-jul-13	13-ago-13	27-ago-13	17-sep-13	01-oct-13	15-oct-13	12-nov-13	10-dic-13	24-dic-13
Semana	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	15	17	20	22	24	28	32	34
Reactor	pH																		
LPm	6.453	6.99	6.9	6.333	6.887	6.831	6.091	6.82	6.556	6.95	6.574	6.542	6.31	ND	ND	6.445	6.015	6.621	6.689
	6.419	7.081	7.291	6.777	6.579	6.439	6.047	6.324	6.53	7.036	6.713	6.404	6.44	ND	ND	6.391	6.562	6.602	6.542
	6.906	7.015	7.243	6.679	6.507	6.419	6.5	6.74	6.235	6.995	6.591	6.366	6.94	ND	ND	6.252	6.756	6.037	6.008
LPmc	6.404	6.941	7.311	6.486	6.637	6.443	6.04	6.248	6.312	6.713	6.196	6.727	6.38	ND	ND	6.677	6.785	6.501	6.814
	6.86	6.943	6.733	6.287	6.412	6.442	6.01	6.522	6.434	6.978	6.241	6.307	6.45	ND	ND	6.631	6.648	6.714	6.327
LTr	6.334	6.865	6.882	6.632	6.661	6.532	6.03	5.83	6.601	6.877	6.045	6.164	6.68	ND	ND	5.885	6.8	6.184	6.145
	6.561	7.265	7.232	6.96	6.762	6.395	6.05	6.762	6.402	7.372	6.672	6.006	6.36	ND	ND	5.881	6.722	6.621	6.246
	6.836	6.924	6.965	6.48	6.437	6.498	6.301	6.253	6.224	6.956	6.356	6.561	6.55	ND	ND	5.99	6.162	6.819	6.991
LTrc	6.355	6.897	6.278	6.44	6.311	6.342	5.861	6.209	6.548	6.752	6.11	6.194	6.25	ND	ND	5.547	6.552	6.594	6.795
	6.407	6.946	6.523	6.556	6.488	6.425	5.878	6.28	6.372	6.667	6.588	6.049	6.34	ND	ND	5.44	6.704	6.778	6.541
SJPm	6.797	6.696	6.736	6.585	6.727	6.719	6.135	6.539	6.267	6.809	6.759	6.328	6.48	ND	ND	6.067	6.344	6.295	6.181
	6.777	6.961	7.052	6.409	6.6	6.743		6.295	6.174	7.09	6.243	6.465	6.35	ND	ND	6.273	6.465	6.333	6.235
	6.502	6.927	7.147	6.647	6.994	6.503		6.547	6.672	7.284	6.551	6.542	6.73	ND	ND	6.233	6.206	6.267	6.654
SJPmc	6.84	6.829	6.515	6.818	6.595	6.61		6.454	6.17	7.11	7.109	6.446	6.52	ND	ND	6.297	6.502	6.502	6.377
	6.238	6.738	6.784	6.628	6.667	6.596	6.896	6.28	6.273	7.01	6.955	6.333	6.67	ND	ND	6.1	6.522	6.677	6.512
SJTr	7.009	6.78	6.697	6.502	6.936	6.353		6.642	6.578	7.126	6.831	6.711	6.76	ND	ND	6.906	6.28	6.306	6.25
	6.505	6.779	7.042	6.585	6.728	6.836	6.284	6.191	6.743	7.264	6.797	6.275	6.23	ND	ND	6.302	6.311	6.677	6.169
	6.177	6.801	6.721	6.65	7.002	6.684	6.272	6.235	6.703	7.335	6.591	6.402	6.57	ND	ND	6.279	6.094	6.571	6.949
SJTrc	6.412	6.542	6.792	6.539	6.642	7.078	6.414	6.664	6.544	7.24	6.551	6.344	6.82	ND	ND	6.341	6.777	6.59	6.231
	6.387	6.601	6.809	6.481	6.594	6.97	6.77	6.304	6.458	7.032	6.505	6.275	6.74	ND	ND	6.493	6.463	6.695	6.226

Tabla A30 Valores de Eh, en mV, para los reactores terrestres

Fecha	14-may-13	21-may-13	28-may-13	04-jun-13	11-jun-13	18-jun-13	25-jun-13	02-jul-13	09-jul-13	16-jul-13	30-jul-13	13-ago-13	27-ago-13	17-sep-13	01-oct-13	15-oct-13	12-nov-13	10-dic-13	24-dic-13	
Semana	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	15	17	20	22	24	28	32	34	
Reactor	Eh																			
LPm	225.8	328.2	179.6	195.9	277.8	361.4	265.2	224.2	304.1	343.9	302.6	264.3	271.1	272.5	336.1	316.1	315.5	266.1	154.2	
	222.6	323.1	180	204.1	293.8	351	295.7	257.7	352.1	352.9	315.6	251.8	263.3	277	323.1	308.7	397	276.8	248.1	
	205	294.2	180.4	205.2	274.1	318.4	250.7	270	313.9	375	317.4	266.3	263.8	275.8	320.1	295.2	295.6	274	236.1	
LPmc	230.9	282.7	181.7	205.5	293.2	333.6	254.6	265.1	344.7	343.2	318.1	293.4	267.7	305.9	319.8	306.6	323.5	261.5	243.3	
	214.3	285.5	184.1	223	364.9	355	260.3	282.3	314.2	346.1	311.8	303.7	281.5	334.7	306	292.4	320	262.8	245	
	211.7	305.2	185.3	221.1	267.4	356	249.8	271.5	338.2	335.3	327.2	268.3	280.4	298.2	297.9	286.6	303.7	264.6	251.6	
LTr	215.3	283.3	177.5	192.1	264.1	303.2	247.7	272.6	384.6	337.2	310.9	276.3	286.7	266	285.3	288.2	293.7	275.3	265.5	
	217.4	279.2	177.6	219.4	267.4	305.1	245.2	285.6	333	340.3	313.6	271.7	260	279.5	271.1	285.9	284.1	270.4	267	
	204.6	299.3	184.9	228.1	264.5	315.7	244.1	301.2	321.9	345.5	304.3	277.8	274.9	250.8	293.7	296.4	410.3	268.8	273.7	
LTrc	224	295	193.9	211.7	281.6	340.1	250.6	323.6	292	327.9	265.2	284.5	274.7	327.1	283.7	291.1	332	272	270.2	
	229.4	316.3	204.7	234.6	268	327.5	251	293.2	411.5	349.6	278.8	281.7	286.4	230.9	284.4	358.9	355.5	327	255.9	
	233	326.8	237.8	235.1	269.3	347.8	231.3	300.7	364.9	387.8	294.2	277.2	254.2	255.6	266.7	296.5	402.3	283	264.1	
SJPm	237.3	300.5	192	218.2	272.7	355.9	246.8	312.7	386.5	343.7	266.7	251	270	243	265.8	282.3	315.1	285.3	250.7	
	234.4	333.1	215.2	238.2	276.2	356	255.1	311.5	371.2	332.7	326.4	295.4	235.5	252.6	247.9	317.2	320.8	267.7	249.2	
	227.4	324.1	218	237.1	272.9	352.2	266.7	330	422.5	334.4	305.7	298.3	227.5	291.2	246.9	302.3	353.7	271.5	248.2	
SJPmc	215.3	317.8	213.4	242.3	265.4	341.1	268	347.7	399.6	340.1	311	287.1	262.1	266.3	237.5	291.2	364.4	276.5	236.7	
	226.3	318.8	205.3	238.2	268.6	363.8	275.1	358.6	435.7	325.1	293.5	342.4	258.6	257.4	237.4	313.5	359.9	286.3	246.1	
	233	336	202.1	248.6	263.5	375.4	270.8	361.8	413.2	334.5	303.1	294.5	271.1	225.7	232.3	318.4	377.5	262	246.8	
SJTrc	221	350.1	205.9	293.7	270.4	326.6	279.4	321.2	411.6	350.8	347.5	429.2	273.5	232.4	262	303.5	386.2	267.2	252.1	
	236.2	371.3	209	274	267.3	324.3	298.6	386.1	402.7	391.3	348.6	437.2	276.7	244.1	268.7	301.2	358.4	276	256.2	

Tabla A31 Valores de pH y Eh para las disoluciones nutritivas de los reactores inundados

Semana	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	15	16
Fecha	14/03/2013	21/03/2013	28/03/2013	04/04/2013	11/04/2013	18/04/2013	25/04/2013	02/05/2013	09/05/2013	16/05/2013	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013	04/07/2013
Solución nutr	pH															
Typha	5.075	5.122	5.073	4.995	5	5.075	5.026	4.896	4.72	4.985	5.005	4.808	5.075	4.98	5	5.01
Phragmites	4.902	5.085	5.018	4.989	4.96	4.74	5.087	4.757	5.026	4.885	4.863	5.053	4.947	4.97	5.01	4.92
Solución nutr	pOR															
Typha	NM	NM	274.9	297.5	301	243.4	455.6	270.9	262.8	450.9	401.3	215.8	318.6	543.3	551.1	310.4
Phragmites	NM	NM	359.4	363.5	360.4	243.1	479.2	395.1	388.2	482.6	231.9	227.8	332.4	551.2	557.5	390.9
Semana	17	18	19	20	22	24	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
Fecha	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	19/09/2013	26/09/2013	03/10/2013	10/10/2013	17/10/2013	24/10/2013	31/10/2013	07/11/2013	14/11/2013
Solución nutr	pH															
Typha	5.03	4.97	5.04	5.04	4.99	5.05	5.02									
Phragmites	5.02	4.98	5.02	5.06	5.06	5.06	5.04	4.91	5.05	4.92	5.095	5	5.08	5.04	5.02	5.04
Solución nutr	pOR															
Typha	575.2	521.2	540.8	586.1	602.2	651.7	631.3									
Phragmites	592.8	558.9	571.1	596.6	611	662.7	657.2	500.2	548.7	523	516.9	184.5	189.1	525.7	570.6	474.3

Tabla A32 Valores de pH determinado dentro de los reactores inundados

Semana	0.1	0.6	0.9	1.1	1.9	2.1	2.9	3.1	3.9	4.1	4.9	5.1	5.9	6.9	7.1	7.9	8.1	9.1
Fecha	15/03/2013	18/03/2013	20/03/2013	22/03/2013	27/03/2013	29/03/2013	03/04/2013	05/04/2013	10/04/2013	12/04/2013	17/04/2013	19/04/2013	26/04/2013	01/05/2013	03/05/2013	08/05/2013	10/05/2013	17/05/2013
Reactor	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH
LT	7.075	6.944	7.22	6.645	6.851	6.508	6.532	6.743	6.682	6.704	5.886	6.9	6.189	6.603	6.496	6.91	6.628	6.819
	7.298	7.027	7.36	6.804	6.797	6.757	6.767	6.853	6.61	6.858	6.148	6.848	6.35	6.437	6.322	6.069	6.664	6.635
	7.004	7.024	7.318	6.711	7.027	6.709	6.824	6.828	6.664	6.66	6.637	6.667	6.283	6.456	6.495	5.916	6.626	6.582
LTc	7.362	7.081	7.633	6.697	7.08	6.895	6.718	7.357	6.993	7.238	7.003	6.895	6.802	6.475	6.579	6.442	6.799	6.62
	7.24	7.037	7.379	6.91	7.056	6.907	6.971	7.012	7.025	6.995	6.789	6.966	6.476	6.574	6.63	6.038	6.948	6.789
Lpa	6.522	6.714	7.027	6.579	6.895	6.679	6.997	6.802	7.188	7.042	6.424	6.72	6.29	6.334	6.388	6.292	6.833	6.784
	6.608	6.932	7.08	6.708	6.997	6.701	6.948	7.051	7.331	6.951	6.953	6.794	6.539	6.387	6.441	5.82	6.623	6.547
Lpac	6.843	6.895	7.171	6.811	7.435	7.014	7.061	7.085	7.375	7.049	6.363	6.9	6.72	6.737	6.611	6.24	6.844	6.801
	6.537	6.799	6.926	6.687	6.804	6.719	6.873	6.937	7.292	7.103	6.988	6.633	6.444	6.202	6.506	6.015	6.532	6.611
SJT	6.961	7.09	7.274	6.861	7.152	6.773	7.122	7.015	7.627	7.132	7.156	6.924	6.559	6.841	6.821	6.213	7.164	6.966
	7.487	7.047	7.36	7.169	7.247	7.086	7.191	7.423	7.196	7.402	7.03	6.855	6.823	6.6	6.736	6.577	7.091	7.068
SJTc	7.381	7.287	7.341	7.25	7.238	7.108	7.106	7.176	7.389	7.39	7.174	7.039	6.88	6.774	7.022	6.902	7.183	7.289
	7.455	7.164	7.453	7.23	6.985	7.144	7.441	7.414	7.47	7.343	7.394	7.255	6.894	7.293	7.215	6.884	7.517	7.365
SJPa	7.492	7.13	7.491	7.152	7.1	7.076	7.33	7.304	7.489	7.465	7.196	7.071	6.922	6.841	7.189	7.25	7.24	7.295
	7.416	7.15	7.484	7.254	7.139	7.282	7.34	7.384	7.527	7.455	7.467	7.25	6.89	6.983	7.201	7.243	7.194	7.396
SJPa	6.877	6.877	7.092	6.968	7.063	7.212	7.267	7.128	7.619	7.441	7.257	6.574	6.938	7.225	7.046	7.061	7.13	7.299
	6.841	6.838	6.784	6.948	6.873	7.115	7.842	7.257	7.323	7.292	6.931	6.786	6.919	6.867	7.069	7.078	7.22	7.297
SJPa	6.87	6.817	7.085	7.03	6.999	7.035	7.343	7.362	7.637	7.451	7.59	6.831	6.863	6.838	6.954	6.909	7.027	7.128
	6.83	6.809	6.831	7.074	7.174	7.172	7.436	7.399	7.184	7.583	7.61	7.031	6.993	7.377	7.027	6.949	6.992	7.264
SJPa	6.867	6.89	7.059	7.206	7.059	7.203	7.424	7.407	7.559	7.524	7.445	6.978	7.054	7.46	7.235	7.556	7.347	7.311
Semana	10	11	12	14	15	16	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	34	36
Fecha	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013	04/07/2013	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	26/09/2013	04/10/2013	17/10/2013	07/11/2013	14/11/2013
Reactor	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH
LT	6.39	6.17	6.323	6.01	6.32	6.16	6.33	6.33	6.49	6.41	6.39	6.1	-	-	-	-	-	-
	6.535	6.462	6.31	5.95	6.26	6.14	6.13	6.26	6.23	6.41	6.27	6.17	-	-	-	-	-	-
	6.591	6.659	6.33	5.98	6.34	6.28	6.25	6.29	6.29	6.25	6.19	6.15	-	-	-	-	-	-
LTc	6.67	6.816	6.45	5.88	6.25	6.29	6.29	6.34	6.3	6.33	6.3	6.26	-	-	-	-	-	-
	6.755	6.76	6.36	6.06	6.27	6.21	6.22	6.34	6.3	6.27	6.25	6.23	-	-	-	-	-	-
Lpa	6.714	6.843	6.37	6.16	6.46	6.31	6.21	6.36	6.36	6.21	6.32	6.21	-	-	6.37	6.53	6.08	6.66
	6.549	6.523	6.29	6.17	6.32	6.39	6.42	6.4	6.34	6.22	6.21	6.21	-	6.4	6.28	6.42	6.15	6.53
Lpac	6.758	6.843	6.35	5.9	6.3	6.2	6.17	6.25	6.26	6.15	6.08	6.17	-	-	6.12	6.14	5.82	5.86
	6.839	6.518	6.26	5.95	6.37	6.29	6.27	6.25	6.21	6.26	6.22	6.3	-	-	6.25	6.34	6.08	6.21
SJT	6.966	6.547	6.28	6.18	6.57	6.75	6.33	6.6	6.32	6.28	6.2	6.32	-	-	6.26	6.39	6.21	6.28
	7.068	6.85	6.52	6.14	6.61	6.67	6.6	6.64	6.55	6.53	6.51	6.59	-	-	-	-	-	-
SJTc	7.177	6.958	6.79	6.49	6.84	6.92	6.81	6.82	6.668	6.7	6.65	6.85	-	-	-	-	-	-
	7.296	7.02	6.86	6.51	6.94	6.88	6.86	6.84	6.76	6.71	6.82	6.87	-	-	-	-	-	-
SJPa	7.294	7.071	6.92	6.54	6.9	6.88	6.83	6.85	6.78	6.74	6.79	6.93	-	-	-	-	-	-
	7.318	7.057	6.94	6.6	6.89	6.88	6.85	6.85	6.8	6.75	6.74	6.92	-	-	-	-	-	-
SJPa	7.196	7.03	6.86	6.65	6.86	6.96	6.78	6.84	6.71	6.72	6.73	6.87	-	-	6.53	6.53	6.48	6.49
	7.211	6.975	6.89	6.81	6.89	6.86	6.76	6.82	6.7	6.74	6.64	6.85	-	-	6.63	6.54	6.49	6.51
SJPa	7.243	7.083	6.87	6.71	6.83	6.84	6.67	6.78	6.75	6.7	6.59	6.81	-	-	6.57	6.64	6.52	6.51
	7.289	7.14	6.92	6.75	6.94	6.93	6.87	6.86	6.9	6.84	6.78	6.91	-	-	6.76	6.81	6.94	6.81
SJPa	7.298	7.105	6.92	6.61	6.96	6.94	6.85	6.93	6.87	6.87	6.81	6.93	-	-	6.75	6.84	6.91	6.96

Tabla A33 Valores de Eh, en mV, determinado dentro de los reactores inundados

Semana	0.1	0.6	0.9	1.1	1.9	2.1	2.9	3.1	3.9	4.1	4.9	5.1	5.9	6.9	7.1	7.9	8.1	9.1
Fecha	15/03/2013	18/03/2013	20/03/2013	22/03/2013	27/03/2013	29/03/2013	03/04/2013	05/04/2013	10/04/2013	12/04/2013	17/04/2013	19/04/2013	26/04/2013	01/05/2013	03/05/2013	08/05/2013	10/05/2013	17/05/2013
Reactor	Eh																	
LT	NR	128.7	54.6	76.1	128	106.7	127.5	79.8	95.3	119.6	181.1	80.3	94.3	40.1	139	152.3	128.2	141.7
	NR	60.3	73	83.5	120.7	110.8	124.4	85.5	101.7	135.5	175.9	96.1	98.7	47.4	143.1	151.2	125.7	138.8
	NR	60.5	71.4	89.4	121.8	114.1	118.7	94.3	86.7	142.4	168.9	106.2	102.5	53.4	152.4	143.3	126.6	140
LTc	NR	113.8	74.2	94.4	113.5	113.9	108.1	98.1	91.1	145.7	163.7	120.4	108.5	108.5	154.3	175.3	127.8	139.9
	NR	111.8	83.2	106.3	113.2	120	110.7	112.5	85.7	143.2	168.2	125.3	109.8	96.5	152.4	165.2	126.8	137.8
Lpa	NR	91.6	101.6	109.6	120.1	128.8	112.2	133.4	109.5	143.6	168.7	121.1	101.1	92.7	151.7	155.7	124.2	135.4
	NR	89.2	99.4	115	118.4	127.6	110.3	131.8	111.9	152.9	163.3	126.5	107.5	93.4	153	162.9	124.8	137.6
Lpac	NR	89	96.7	121.8	96.9	123.3	100.6	130.7	115	143.1	168.9	128.2	102.1	89.7	83.5	154.7	131.5	136.2
	NR	91.3	101.8	113.5	110.3	132.6	105.7	133	114.1	167.3	166	139.7	103.8	100.1	98.2	185.6	133.8	136.7
SJT	NR	94.9	95.3	114.5	113.9	136.8	103.7	138.3	111.8	163.3	164.6	122	102.1	85.9	101.4	146.5	123.4	125.2
	NR	106.5	97.1	114.6	113.4	120.6	100	138.9	112.9	160.4	169.6	110.4	113.3	94.4	104.2	139.5	127.7	127.9
SJTc	NR	77.4	101	118.3	113.5	126.2	106.7	139.6	89.2	159.4	165.1	118.3	117.1	94.3	105.7	142.7	127.1	127.3
	NR	85.9	105.3	119.6	117	124.8	111	137	81.8	151.9	157.1	36.4	112.5	92.6	92.7	118.3	111.5	111
SJPa	NR	98.2	103.5	120.5	115.5	134.5	95.4	141.5	119.3	151.5	173.8	63.1	154.8	104	99.9	127.3	115.6	115.8
	NR	99	103.6	116.3	119	127.8	122.8	141.4	117.3	153.3	154.8	70.1	132.5	97.5	101.9	136	117.7	116.6
SJPac	NR	92	98.4	116.4	117.3	133.3	119.9	136	91.6	152.6	153.1	97.6	111.4	90.5	102.8	134.2	116.9	115.6
	NR	90.8	101.6	119.6	122	133.4	122.1	147.4	105	159.9	162.3	101.1	105.2	96	109.1	139.3	121.5	117.7
SJPac	NR	91.7	102	126.6	125.5	132.2	113.6	137.2	71.4	159	156.5	101.8	108.3	94.2	108.7	145	122.4	116.9
	NR	92.6	111	131.1	147.5	132.3	119.1	136.7	101.5	161.3	147.3	105.4	120	114.3	108.5	149.2	128.2	118.8
NR	94.1	110.3	131	133	129.4	122.7	137.4	129	163.6	115.2	104.3	120.3	93.7	109.6	144.5	126.8	117.5	
Semana	10	11	12	14	15	16	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	34	36
Fecha	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013	04/07/2013	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	26/09/2013	04/10/2013	17/10/2013	07/11/2013	14/11/2013
Reactor	Eh																	
LT	61.8	58	196.3	225.5	221.9	213.9	223.1	125.7	24.1	132	77.6	155.6	-	-	-	-	-	-
	61.1	67.2	206.4	226.1	224.2	218.9	222.3	123.5	44.1	134	78.7	152.2	-	-	-	-	-	-
	63.4	54.9	203.1	233.5	229	206.8	221.3	117.3	45.4	133.8	82.7	152.7	-	-	-	-	-	-
LTc	58.5	47.4	202.7	242.4	220.2	209.7	222.4	119.8	51.4	136.1	83.3	153.1	-	-	-	-	-	-
	32.1	50.4	207.2	239.1	220.7	207.1	220.6	120.3	51.7	140.4	81.3	148	-	-	-	-	-	-
Lpa	13.5	60.3	101.2	239.6	200.1	202.6	214	120.8	53.5	140.1	86.6	163.5	-	-	179.4	66.7	162.8	286.7
	39.3	4.4	155.8	243	207.3	203.3	210.9	120.9	53	141.3	90.8	155.5	-	-	175.4	69.3	164.6	269.5
Lpac	43.9	39.8	162.5	224	250	206.5	228.3	123	71	159.8	141.8	162.6	-	-	179.3	109.1	175.7	281.7
	51.9	32	160.1	275.1	236.2	205.1	219	121.1	72.1	151.7	117.5	154.3	-	-	177.7	109.5	232.6	264.2
SJT	40.3	24.3	162.4	272.2	236	211.4	208.1	166.8	72.6	149.3	116.6	156.9	-	-	176.6	104.8	225.8	265.4
	90.5	28	171	277.1	231.8	204.1	190.5	158.9	75.5	148.4	116.4	223.8	-	-	-	-	-	-
SJTc	73.1	7.2	158.9	276.6	220.1	199	189.9	153.8	78.4	144.5	115.2	191.9	-	-	-	-	-	-
	65.3	26.1	153.5	269.2	209.7	194.2	182.5	149.2	80.9	143.9	114.8	185.6	-	-	-	-	-	-
SJPa	68.9	28	157.1	271.5	214	194.5	188.5	149.1	84.5	143.6	127.5	184.2	-	-	-	-	-	-
	70.4	31.6	157.2	248.1	200.3	194.4	190.8	152.6	86.9	145.2	124.8	184.5	-	-	-	-	-	-
SJPac	72.2	19.1	179.4	252.4	210.5	194	189.6	156.8	87.6	143.5	128.7	195.9	-	-	177.8	102.2	253.2	265.9
	72.8	104.2	168.5	255.1	229.3	198.5	190.6	157.5	91.9	161.9	131.8	191.3	-	-	183.4	105.4	254.4	262.7
SJPac	70.8	53.1	163.6	246.1	247.4	197.1	193.9	160.3	98.1	156.8	144.5	196.8	-	-	179.9	111.1	256.6	266.5
	67.7	56.2	165.2	254.9	213.9	195.6	185.7	159	88.5	156.5	128.3	196.1	-	-	175.1	105.1	242.7	258.5
NR	72.4	57.6	166.3	253.9	174.4	195.4	186.8	164.2	92.2	157.3	134.4	190.6	-	-	173.9	107.4	242.9	230.6

Tabla A34 Valores de pH determinados en los efluentes de los reactores inundados

Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	15
Fecha	21/03/2013	28/03/2013	04/04/2013	11/04/2013	18/04/2013	25/04/2013	02/05/2013	09/05/2013	16/05/2013	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013
Reactor	pH													
LT	6.63	7.84	7.524	7.339	6.657	7.005				6.963	6.616	6.426	6.96	6.67
	6.71	7.82	7.336	7.326	7.007	6.986				7.061	6.802	6.73	6.82	6.7
	6.68	7.69	7.289	7.255	7.046	7				6.941	6.89	6.77	6.89	6.95
LTc	6.7	7.54	7.083	7.431	7.374	7.401				7.184	7.039	7.07		7.01
	6.68	7.58	7.291	7.137	7.1	6.802				6.824	6.753	6.83	6.81	6.84
	6.67	7.86	7.453	7.389	7.014	7.005				6.965	6.919	6.82	6.78	6.94
Lpa	6.66	8.04	7.394	7.37	6.926	6.875				6.814	6.804	6.76	6.7	6.79
	6.66	7.74	6.87	6.983	6.591	6.481				6.943	6.772	6.96		6.91
	6.65	7.78	7.529	7.563	7.539	7.548				7.057	7.002	6.83	6.72	6.84
Lpac	6.66	7.66	7.431	6.865	7.111	7.024				6.892	6.844	6.74		7.08
	6.65	7.39	7.039	6.936	6.572	6.457				6.909	6.956	7.31		6.84
	6.65	7.55	6.983	6.961	6.75	6.542				7.032	7.081	7.16		7.27
SJT	6.71	7.56	7.135	7.024	6.576	6.63				7.168	7.165			7.36
	6.67	7.46	7.145	7.112	6.985	6.975				6.99	7.057	7.1	6.9	6.86
	6.67	7.42	6.944	7.262	7.073	6.843				6.959	6.993	7.04	6.8	6.86
SJPa	6.65	7.46	7.203	6.949	6.549	6.469				6.888	7.039	7.36		6.96
	6.65	7.44	6.9	6.78	6.505	6.53				6.875	7.007			6.94
	6.66	7.45	7.189	7.024	6.711	6.51				6.853	7.034	7.03		7.05
SJPac	6.65	7.62	7.21	7.396	7.505	7.066				7.27	7.186	7.08		6.89
	6.67	7.44	7.446	7.245	6.993	6.86				6.801	6.909	6.8		6.82
Semana	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	33	34	35	36
Fecha	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	19/09/2013	03/10/2013	17/10/2013	31/10/2013	07/11/2013	14/11/2013	21/11/2013
Reactor	pH													
LT	6.96	6.51	6.47	6.56	6.53	6.69	6.11	-						
	6.79	6.59	6.42	6.48	6.61	6.64	6.52	-						
	6.83	6.67	6.48	6.61	6.72	6.68	6.64	-						
LTc	6.95	6.8	6.71	6.67	6.84	6.76	6.29	-						
	6.96	6.74	6.62	6.73	6.82	6.7	6.82	-						
	6.91	6.73	6.6	6.65	6.72	6.7	6.88	7.67	6.65	6.44	7.26	7.1	6.7	7.1
Lpa	6.8	6.67	6.57	6.59	6.73	6.68	6.65	6.49	6.95	6.32	6.72	6.84	6.91	6.4
	7.02	6.79	7.03	6.82	6.79	6.8	6.33	-	7.33	6.7	7.63	7.16	6.93	7.31
	6.63	6.59	6.48	6.55	6.76	6.62	7.07	7.14	6.98	6.48	7.13	6.68	6.07	6.82
Lpac	6.96	6.92	6.81	6.83	6.92	6.83	7.1	7.2	7.46	6.57	6.61	6.89	6.44	6.74
	6.91	6.76	6.77	6.94	6.85	6.82	7.4	-						
	7.21	7.09	6.96	7.12	7.1	6.88	6.57	-						
SJT	7.21	7.22	7.06	7.12	7.19	6.83	6.36	-						
	7.18	6.92	6.87	7.16	7.16	6.98	6.33	-						
	7.01	6.79	6.83	6.97	7.13	6.91	6.26	-						
SJPa	7.07	6.89	6.89	6.98	7.06	7.1	7.12	7.85	-	6.98	7.55	7.86	7.54	7.45
	6.89	6.87	6.79	7.07	6.97	7.06	6.71	8.22	-	6.98	7.74	-	7.63	7.23
	7.1	6.97	6.89		7		7.1	7.29	7.95	7.04	7.63	-	7.78	7.92
SJPac	7.05	6.85	6.78	6.95	7.22	7.06	6.97	6.53	7.84	7.44	7.35	7.5	7.34	7.44
	6.91	6.8	6.81	6.85	6.97	7.06	7.04	7.1	8.21	7.3	7.09	7.3	6.98	6.8

Tabla A35 Valores de Eh, en mV, determinados en los efluentes de los reactores inundados

Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	15
Fecha	21/03/2013	28/03/2013	04/04/2013	11/04/2013	18/04/2013	25/04/2013	02/05/2013	09/05/2013	16/05/2013	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013
Reactor	Eh (mV)													
LT	67.9	117.5	161.5	96	-10.1	-42.8				-37.3	-84.3	159.2	-103.9	-0.1
	68.8	117.7	147.5	95.4	-65.9	-35.7				-85.5	-85.3	136.3	-81.6	-5.1
	69.2	118.4	165.9	95.8	-44.5	-32.8				-99.4	-109.8	-9.9	-107.6	-53.8
LTc	66.2	112.8	150.8	94.2	9.1	44.6				3.8	-117.7	12.4		-32.5
	64	113.1	166	100.2	82.3	-37				-80.6	-116.8	-27.3	-53	-51.9
	53.2	121.7	161.1	87	74.4	-34.7				-124.2	-101.1	-25.8	-69.8	-62.7
Lpa	53.4	120.7	159.9	86.9	91.6	-61.3				-100.6	-92.9	-31.2	-74.5	-35.1
	54.6	120.9	145.4	-15.1	36	53.2				-117.6	-94.2	-11.3		-5.8
Lpac	56	114.1	151.2	13.5	69.2	61.2				-133.5	-107.5	-10.3	-82.8	-66.1
	53.3	116.3	154.5	96.3	75.4	-57.4				-117	-120.6	-34.5		-36.6
SJT	60.1	134.6	167.3	37.7	-131.8	-84.2				-118.8	-95.2	65.4		-58.4
	56	132.4	175.6	40.5	-76	-55.6				-103.4	-98.7	76.2		-13.5
	51.3	132.7	174.3	57.4	-51.4	-22.6				-167.1	-88.4			-26.5
SJTc	52.9	132.8	163	176.1	43.3	75.8				-136.1	-81.2	69.8	-30.5	-20.5
	53.5	132.9	178.6	88.2	54.3	-0.8				-126.7	-113.7	22.8	-24.7	-55.1
SJPa	53.8	66.1	119.8	14.5	-117.7	-68.3				-126.7	-83.8	21.6		-46.9
	55.7	149.2	158.7	24	-110.4	-52.5				-126.4	-89.5			-71.9
	51.7	136.4	151.4	-20.3	-61.3	-57				-104.8	-91.1	-77.5		-53.1
SJPac	46.9	133.5	114.9	119.7	94	48				-185.2	-122.5	-35.9		-38.7
	47	135.2	119.7	121.7	99.6	48.6				-123.2	-135.5			-63.9
Semana	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	33	34	35	36
Fecha	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	23/08/2013	12/09/2013	19/09/2013	03/10/2013	17/10/2013	31/10/2013	07/11/2013	14/11/2013	21/11/2013
Reactor	Eh (mV)													
LT	-27	-22.5	154.4	166.5	106.1	189.1	188.4	-						
	-15.7	-16.9	48.8	64.5	12.9	171.3	182.1	-						
	-13.6	-26.1	24.6	36.5	-28.8	120.4	192.6	-						
LTc	-14.3	-7.4	33.2	51	29.8	186.3	193.1	-						
	-67.9	-34.8	-2.3	50.2	0	190.9	192.4	-						
Lpa	-61.7	3.2	8	-4.1	-4.5	188.7	159.3	134.6	299.3	46.1	100.4	109.3	86.8	189.5
	-59.6	3.4	2.8	-2.8	-19.1	144.1	154.2	176.9	275.7	55.2	107	210.9	101.7	183.2
	-31.7	4.7	3	48.5	27	90.1	115.7	-	259.6	89.2	101.6	200.2	70.1	182.1
Lpac	-13.4	22	85.1	-1.1	-34.8	42.4	143.1	152.5	284.9	50.5	105.5	147.8	101.4	199.3
	-6.3	47.2	-2.2	-7.3	-28.7	134.7	139.7	152.1	268.5	54.1	109.6	192.6	98.3	206
SJT	-15.5	81	-0.4	39.9	72.6	164.3	123.8	-						
	-32.4	86	78.6	60.1	70	162	158	-						
	-37	34.8	78.9	76.3	84.4	162.4	161.2	-						
SJTc	-99.6	-48.2	83.6	74.8	84.9	161.8	160.2	-						
	-70	-37.9	24.7	-2.1	5.6	162.3	171.6	-						
SJPa	-58	-40.4	25.3	-23.3	6.9	162.4	126.7	142	-	12.3	88.8	104.7	62.6	183.9
	-77.2	-48.9	-6.2	-24.5	-34.4	-34.2	134.4	133.6	-	-8.1	88.5	-	64.4	156.8
	-74.9	-43.3	20.1	-1.5			130.5	162.4	244.7	62.6	91.2	-	63.9	164.9
SJPac	-70.8	-1	21.2	-15.6	22.7	150.7	126.8	288	243.3	90.6	99	105.2	64	188.1
	-75.7	-16.7	20.4	-46.1	-45.9	151.7	127	284.9	225.1	23.5	101.8	106.8	63.9	167.3

Tabla A36 Valores de conductividad eléctrica, en $\mu\text{S}/\text{cm}$, determinados en los efluentes de los reactores inundados

Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	15
Fecha	21/03/2013	28/03/2013	04/04/2013	11/04/2013	18/04/2013	25/04/2013	02/05/2013	09/05/2013	16/05/2013	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013
Reactor	Ce ($\mu\text{S}/\text{cm}$)													
LT	1539	1636	1861	1701	1562	2113				2181	1726	2040	2422	1820
	1538	1646	1806	1891	1935	1974				1692	1591	1792	2253	1673
	1482	1619	1744	1740	1357	1380				1777	1658	1764	1973	1763
LTc	1231	1501	1564	1604	1758	1790				2031	2077	1991		1937
	1398	1500	1685	1563	1668	1957				2017	1629	1863	2254	1619
Lpa	1254	1278	1420	1433	1529	1565				1323	1164	1258	1574	1277
	1237	1298	1451	1467	1524	1436				1302	1185	1291	1530	1181
	1258	1259	1339	1467	1162	1116				1431	1713	1471		2098
Lpac	1153	1189	1330	1228	1370	1292				1382	1217	1396	1804	1358
	1000	1333	1354	929	1235	1576				1544	1259	1314		1918
SJT	1482	1481	1598	1791	2002	1990				2030	1924	2375		2825
	1578	1518	1618	1768	2008	2200				1886	1739	1768		1713
	1725	1639	2139	2080	2201	2273				2621	2742			2535
SJTc	1682	1444	1557	1629	1688	1793				2070	1812	1961	2257	1920
	1421	1457	1543	1563	1412	1673				2020	1827	1899	2525	1833
SJPa	1180	1272	1306	1313	1463	1525				1497	1409	1587		1930
	1355	1278	1310	1442	1685	1731				1902	1732			2715
	1258	1195	1248	1345	1705	1637				1665	1390	1767		2031
SJPac	1652	1335	1286	1253	1168	1448				1628	1429	1795		1897
	1138	1240	1304	1177	1075	1266				1830	1625	1910		1755
Semana	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	33	34	35	36
Fecha	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	19/09/2013	03/10/2013	17/10/2013	31/10/2013	07/11/2013	14/11/2013	21/11/2013
Reactor	Ce ($\mu\text{S}/\text{cm}$)													
LT	1581	1442	1360	1515	1438	1286	1199	-						
	1594	1480	1376	1412	1401	1264	1027	-						
	1482	1474	1379	1410	1396	1319	1236	-						
LTc	1552	1437	1419	1494	1313	1405	2307	-						
	1463	1441	1344	1409	1161	1261	1223	-						
Lpa	1128	1058	1007	1032	982	941	802	784	1042	946	942	900	885	874
	1124	1006	974	1000	966	915	814	813	985	942	974	867	866	857
	1726	1324	1027	1829	2127	845	1590	-	958	2299	2354	1810	1666	1467
Lpac	1182	1096	2138	1067	1020	1001	795	831	1061	976	1017	958	922	889
	1478	1531	1075	1045	1164	950	791	781	1006	992	890	868	924	841
SJT	2226	1873	1720	2030	1809	2072	1437	-						
	1455	1469	1393	1541	1596	1407	1142	-						
	1652	1534	1490	1574	1326	1431	1190	-						
SJTc	1652	1568	1521	1532	1447	1354	1174	-						
	1541	1531	1454	1465	1415	1369	1204	-						
SJPa	1625	1529	1438	1701	1356	1802	1450	1420	-	2864	1803	1154	2145	2070
	2141	1810	1607	1899	1729	2127	2097	806	-	2012	2403	-	1927	2256
	1702	1564	1387		1854		2618	-	2409	2951	2413	-	2661	2619
SJPac	1325	1265	1178	1262	1087	1153	930	288	1139	1074	1087	1046	1105	1107
	1413	1244	1127	1147	1066	1072	918	284.9	977	984	1002	964	931	938

Tabla A37 Valores de salinidad, ppt, determinados en los efluentes de los reactores inundados

Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	15
Fecha	21/03/2013	28/03/2013	04/04/2013	11/04/2013	18/04/2013	25/04/2013	02/05/2013	09/05/2013	16/05/2013	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013
Reactor	Salinidad (‰)													
LT	0.78	0.86	0.94	0.86	0.78	1.08				1.12	0.88	1.04	1.25	0.93
	0.78	0.83	0.92	0.96	0.98	1.01				0.86	0.8	0.91	1.16	0.85
LTc	0.75	0.82	0.88	0.88	0.99	1.01				0.9	0.84	0.89	1.01	0.9
	0.65	0.76	0.79	0.81	0.89	0.91				1.04	1.06	1.01		0.99
Lpa	0.7	0.76	0.85	0.79	0.84	1				1.03	0.82	0.95	1.16	0.82
	0.63	0.64	0.71	0.72	0.76	0.79				0.66	0.58	0.63	0.8	0.64
	0.62	0.65	0.73	0.74	0.76	0.72				0.65	0.59	0.64	0.78	0.59
Lpac	0.63	0.63	0.67	0.74	0.57	0.55				0.72	0.9	0.74		1.08
	0.58	0.59	0.66	0.61	0.68	0.65				0.69	0.6	0.7	0.92	0.68
SJT	0.49	0.67	0.68	0.46	0.61	0.79				0.78	0.63	0.65		0.98
	0.75	0.75	0.81	0.91	1.01	1.02				1.04	0.98	1.22		1.47
	0.8	0.77	0.82	0.89	1.02	1.13				0.96	0.88	0.9		0.87
SJTc	0.88	0.83	1.1	1.06	1.12	1.17				1.36	1.42			1.31
	0.86	0.73	0.78	0.82	0.85	0.91				1.06	0.92	1	1.16	0.98
SJPa	0.72	0.73	0.78	0.79	0.7	0.8				1.03	0.93	0.96	1.31	0.93
	0.59	0.64	0.65	0.65	0.73	0.77				0.75	0.71	0.8		0.98
SJPac	0.68	0.64	0.66	0.72	0.85	0.88				0.97	0.88			1.41
	0.63	0.6	0.62	0.67	0.86	0.83				0.84	0.7	0.83		1.04
SJPac	0.84	0.67	0.64	0.62	0.58	0.73				0.82	0.72	0.91		0.97
	0.57	0.62	0.65	0.59	0.53	0.63				0.96	0.82	0.97		0.89
Semana	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	33	34	35	36
Fecha	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	19/09/2013	03/10/2013	17/10/2013	31/10/2013	07/11/2013	14/11/2013	21/11/2013
Reactor	Salinidad (‰)													
LT	0.8	0.73	0.68	0.76	0.72	0.65	0.6	-						
	0.81	0.75	0.69	0.71	0.71	0.63	0.56	-						
LTc	0.75	0.74	0.69	0.71	0.7	0.66	0.62	-						
	0.78	0.72	0.71	0.75	0.66	0.71	1.19	-						
Lpa	0.74	0.73	0.67	0.71	0.58	0.63	0.61	-						
	0.56	0.53	0.5	0.51	0.49	0.47	0.4	0.39	0.52	0.47	0.46	0.44	0.44	0.43
	0.56	0.5	0.48	0.49	0.48	0.45	0.4	0.4	0.49	0.47	0.48	0.43	0.43	0.42
Lpac	0.88	0.66	0.51	0.93	1.09	0.52	0.87	-	1	1.19	1.21	0.92	0.84	0.74
	0.59	0.54	1.1	0.53	0.51	0.5	0.39	0.41	0.53	0.48	0.5	0.47	0.45	0.44
SJT	0.74	0.77	0.53	0.52	0.58	0.47	0.39	0.38	0.5	0.49	0.44	0.43	0.46	0.41
	1.15	0.95	0.87	1.04	0.92	1.06	0.72	-						
SJTc	0.73	0.74	0.7	0.78	0.81	0.71	0.57	-						
	0.84	0.77	0.75	0.79	0.67	0.72	0.6	-						
SJPa	0.84	0.79	0.77	0.77	0.73	0.68	0.59	-						
	0.78	0.77	0.73	0.74	0.71	0.69	0.6	-						
SJPac	0.82	0.77	0.72	0.86	0.68	0.96	0.73	0.72	-	1.5	0.92	0.57	1.1	1.06
	1.1	0.92	0.81	0.97	0.88	1.09	1.08	0.4	-	1.52	1.24	-	0.98	1.71
SJPac	0.86	0.79	0.7		0.95		1.36	-	1.25	1.54	1.25	-	1.93	1.91
	0.66	0.63	0.59	0.63	0.54	0.58	0.46	0.52	0.57	0.53	0.54	0.52	0.55	0.55
	0.71	0.62	0.56	0.57	0.53	0.53	0.45	0.5	0.49	0.49	0.5	0.48	0.46	0.46

Tabla A38 Valores de los sólidos disueltos totales, en mg/L, determinados en los efluentes de los reactores inundados

Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	15
Fecha	21/03/2013	28/03/2013	04/04/2013	11/04/2013	18/04/2013	25/04/2013	02/05/2013	09/05/2013	16/05/2013	23/05/2013	30/05/2013	06/06/2013	20/06/2013	27/06/2013
Reactor	SDT (mg/L)													
LT	768	850	930	851	781	1057				1094	871	1023	1213	910
	763	825	904	946	972	987				848	798	898	1127	837
	741	810	873	871	978	990				890	831	886	988	881
LTc	648	751	785	802	879	895				1016	1042	996		968
	702	750	841	782	835	980				1010	816	935	1128	811
Lpa	628	639	710	717	765	782				662	583	634	789	638
	618	649	726	734	762	718				651	593	647	766	591
	629	630	669	735	581	558				717	866	737		1043
Lpac	578	595	665	614	685	646				631	609	700	904	679
	500	667	678	465	618	788				773	630	658		959
SJT	738	743	800	896	1000	996				1018	963	1189		1415
	787	760	809	884	1005	1100				944	870	888		857
	864	821	1073	1041	1100	1142				1314	1372			1268
SJTc	844	723	778	815	845	897				1036	908	984	1129	960
	710	729	773	782	706	800				1010	914	951	1265	917
SJPa	590	636	653	657	732	762				750	705	795		965
	678	639	660	721	843	866				952	868			1358
	632	597	624	673	852	820				832	696	885		1016
SJPac	826	667	643	627	584	724				814	716	900		948
	570	620	652	589	537	633				947	815	956		879
Semana	17	18	19	20	22	24	26	28	30	32	33	34	35	36
Fecha	11/07/2013	18/07/2013	25/07/2013	01/08/2013	15/08/2013	29/08/2013	12/09/2013	19/09/2013	03/10/2013	17/10/2013	31/10/2013	07/11/2013	14/11/2013	21/11/2013
Reactor	SDT (mg/L)													
LT	792	721	680	757	717	645	600	-						
	797	740	688	706	700	633	564	-						
	741	737	630	705	638	661	618	-						
LTc	776	719	710	747	656	704	1154	-						
	733	721	672	705	580	631	602	-						
Lpa	565	529	504	516	491	471	402	392	521	473	471	450	443	437
	562	503	487	500	483	458	407	406	492	471	487	434	433	429
	863	663	514	914	1064	518	795	-	979	1150	1177	905	833	733
Lpac	592	548	1070	534	510	501	398	416	530	488	509	479	461	445
	739	766	538	522	582	476	396	391	1206	496	445	434	462	421
SJT	1115	937	860	1015	904	1036	719	-						
	728	735	697	771	798	704	571	-						
SJTc	828	767	745	787	663	716	595	-						
	827	784	761	766	723	678	589	-						
SJPa	772	766	727	733	707	686	603	-						
	812	765	719	851	678	941	725	710	-	1434	902	577	1072	1034
	1072	905	803	950	864	1065	1050	403	-	1456	1201	-	963	1628
SJPac	851	782	634		927		1310	-	1206	1475	1207	-	1830	1808
	663	633	589	631	543	578	465	526	569	537	543	523	552	554
	707	623	563	574	533	536	459	501	489	492	502	482	466	469

Tabla A39 mercurio soluble (mg/L) determinado en los efluentes de los reactores inundados

Efluente	Hg (mg/L)																			
	Fecha	21-mar-13	28-mar-13	04-abr-13	11-abr-13	18-abr-13	25-abr-13	02-may-13	09-may-13	16-may-13	23-may-13	30-may-13	06-jun-13	20-jun-13	04-jul-13	11-jul-13	18-jul-13	Suma		
Semana	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Suma	10	11	12	14	16	17	18	Suma		
LT	0.318	0.275	0.765	0.869	1.113	0.33				3.67	0.317	3.8	0.488	1.156		0.937	0.974	7.672		
	0.492	0.452	0.885	0.525	0.959	0.31				3.623	0.234	3.435	0.428	0.805		0.612	0.939	6.453		
	0.475	0.523	1	0.481	1.083	0.313				3.875	0.3	4.698	0.611	1.375		0.661	1.231	8.876		
LTc	0.585	0.506	0.856	0.463	1.01	0.359				3.779	0.273	5.202	0.803			0.641	1.382	8.301		
	0.606	0.59	0.863	0.449	1.027	0.429				3.964	0.229	4.757	0.844	1.876		0.671	1.362	9.739		
	0.625	0.596	0.891	0.473	1.193	0.268				4.046	0.288	5.042	1.068	1.895		0.596	1.466	10.355		
Lpa	0.639	0.657	0.937	0.581	1.016	0.262				4.092	0.294	1.305	1.289	2.154		0.475	1.503	7.02		
	0.678	0.632	0.563	0.641	1.004	0.284				3.802	0.372	1.403	1.416			0.777	1.778	5.746		
	0.758	0.694	0.876	0.628	1.104	0.325				4.385	0.425	1.516	1.606	2.399		0.664	1.921	8.531		
Lpac	0.597	0.746	0.761	0.633	1.165	0.507				4.409	0.526	1.68	1.539			0.71	1.617	6.072		
	1.064	0.796	0.93	0.685	1.375	0.552				5.342		4.345	2.085			1.438	1.937	9.865		
	1.093	0.772	1.075	0.716	1.347	0.568				5.571	1.137	1.967	1.931			0.683	1.769	7.487		
SJT	1.193	0.871	1.007	0.857	1.249	0.371				5.548	1.347	2.361				0.909	1.523	6.14		
	1.159	0.836	1.012	0.778	1.182	0.315				5.282	1.399	2.333	2.179	2.422		1.039	2.022	11.394		
	1.325	0.793	0.95	1.115	1.147	0.312				5.642	1.458	2.367	2.297	2.927		1.041	1.993	12.083		
SJPa	1.287	0.907	0.767	0.961	1.053	0.348				5.323	1.848	2.657	2.455			0.729	2.537	10.226		
	1.325	1.106	0.827	0.976	1.135	0.36				5.729	1.971	2.96	2.535			0.785	2.314	10.565		
	1.426	1.002	0.803	1.035	1.063	0.379				5.708	2.052	2.98	2.756			0.545	2.105	10.438		
SJPac	1.541	0.701	0.839	0.967	1.051	0.453				5.552	2.261	3.096	3.005			0.41	2.273	11.045		
	1.481	0.738	0.842	0.913	1.186	0.425				5.585	2.446	3.473	3.096			0.446	2.474	11.935		
	Hg (mg/L)																			
	25-jul-13	01-ago-13	08-ago-13	15-ago-13	22-ago-13	29-ago-13	04-sep-13	12-sep-13	19-sep-13	Suma	26-sep-13	03-oct-13	10-oct-13	17-oct-13	24-oct-13	31-oct-13	07-nov-13	14-nov-13	21-nov-13	Suma
	19	20	21	22	23	24	25	26	27	Suma	28	29	30	31	32	33	34	35	36	Suma
LT	0.153	0.124	0.32	0.098	0.558	0.083	0.693	0.15	0.453	2.632	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.019	0.202	0.625	0	0.66	0.167	0.963	0.069	0.856	3.561	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.125	0.211	0.574	-	0.7	0.075	1.111	0.181	0.734	3.711	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LTc	0.115	0.177	0.595	0	0.323	0.105	1.056	0.284	0.521	3.176	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.21	0.34	0.674	-	0.259	0.114	1.241	0.226	0.643	3.707	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.105	0.375	0.681	0.023	0.469	0.23	1.214	0.227	0.426	3.75	0.445	0.366	0.85	0.836	2.02	0.001	0.001	0.483	2.458	7.46
Lpa	0.248	0.448	0.754	0.287	0.479	0.21	1.372	0.179	0.638	4.615	0.294	0.49	0.746	0.771	2.162	0.001	0.001	0.917	1.949	7.331
	0.479	0.805	-	0.154	0.788	0.578	1.292	0.183	0.568	4.787	-	0.408	-	0.723	2.231	0.001	0.001	1.713	2.081	7.158
	0.19	0.637	0.674	0.167	0.354	0.19	1.402	0.353	0.405	4.372	0.519	0.656	0.917	0.855	2.041	0.001	0.1	1.172	2.701	8.962
Lpac	0.191	0.581	0.826	-	0.522	0.194	1.412	0.184	0.033	3.943	0.514	0.585	0.994	0.727	2.159	0.001	0.37	1.436	2.421	9.207
	0.187	0.318	0.729	0.48	0.577	0.444	1.519	0.276	0.763	5.293	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.11	0.745	0.558	0.23	0.304	0.157	1.294	0.057	0.71	4.165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SJT	0.117	0.472	0.583	0.373	0.493	0.215	1.506	0.317	0.542	4.618	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.438	0.807	0.733	0.377	0.363	0.197	1.613	0.402	0.777	5.707	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0.567	0.679	0.779	0.406	0.69	0.144	1.66	0.458	0.746	6.129	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SJPa	0.782	1.027	1.074	0.225	0.616	0.372	1.521	0.48	0.69	6.787	0.582	-	0.937	0.956	2.509	0.001	0.514	1.709	2.657	9.865
	0.765	0.867	0.899	0.277	0.756	0.487	1.561	0.587	0.821	7.02	0.531	-	1.095	0.656	2.852	0.001	-	2.157	3.049	10.341
	0.574	1.063	0.921	0.652	0.861	-	1.811	0.592	0.663	7.137	0.421	0.565	0.853	0.843	2.932	0.001	-	2.405	3.354	11.374
SJPac	0.736	1.021	0.781	0.652	0.575	0	1.856	0.52	0.653	6.794	0.335	0.794	0.891	0.895	2.737	0.001	0.42	1.854	2.794	10.721
	0.769	0.864	0.802	0.648	0.4	0.384	1.791	0.674	0.788	7.14	0.59	0.534	0.728	0.875	2.802	0.001	0.378	1.916	3.489	11.313

A N E X O S

Anexo II

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	20	0	0.0000000	.	.	LostDFs
Suelo	1	0	0.0000000	.	.	LostDFs
Tratamiento	7	3	0.0310748	0.4689	0.7041	LostDFs
Muestra	1	0	0.0000000	.	.	LostDFs
Tiempo*Suelo	20	13	3.8956154	13.5641	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	140	51	2.4020226	2.1319	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	20	0	0.0000000	.	.	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	3	0.0644481	0.9724	0.4051	LostDFs
Suelo*Muestra	1	0	0.0000000	.	.	LostDFs
Tratamiento*Muestra	7	3	0.1067748	1.6110	0.1852	LostDFs
Tiempo*Suelo*Tratamiento	140	114	7.2510351	2.8791	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	140	51	2.7065698	2.4022	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	3	0.0876220	1.3221	0.2659	LostDFs
Tiempo*Suelo*Muestra	20	19	3.6370851	8.6648	<.0001*	LostDFs

Figura A1. Análisis de varianza para los valores de pH

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	20	0	0.00	.	.	LostDFs
Suelo	1	0	0.00	.	.	LostDFs
Tratamiento	7	3	349.09	0.1769	0.9121	LostDFs
Muestra	1	0	0.00	.	.	LostDFs
Tiempo*Suelo	20	15	65016.51	6.5892	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	140	51	146429.48	4.3647	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	20	0	0.00	.	.	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	3	451.18	0.2286	0.8765	LostDFs
Suelo*Muestra	1	0	0.00	.	.	LostDFs
Tratamiento*Muestra	7	3	644.75	0.3267	0.8061	LostDFs
Tiempo*Suelo*Tratamiento	140	122	226776.64	2.8258	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	140	51	121269.47	3.6148	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	3	10492.50	5.3169	0.0012*	LostDFs
Tiempo*Suelo*Muestra	20	19	53356.44	4.2691	<.0001*	LostDFs

Figura A2 Análisis de varianza de los potenciales de óxido-reducción

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	5866889.0	4560.578	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	42.5	0.0990	0.7532	
Tratamiento	7	7	2.4631e-26	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	1.127e-27	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	78006.0	60.6373	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	37059.0	3.3239	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	2881.6	2.2400	0.0835	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	1.3451e-26	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	5.2497e-29	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	6.1075e-26	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	88762.2	7.9614	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	42071.5	3.7735	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	14345.2	4.7791	<.0001*	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	3354.9	1.9559	0.1010	

Figura A3 Análisis de varianza para el mercurio total

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	7867.907	3456.405	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	2.667	3.5144	0.0617	
Tratamiento	7	7	8.6832e-27	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	5.293e-31	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	337.719	148.3613	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	19637.014	995.3796	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	83.224	36.5607	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	3.8074e-28	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	2.8968e-30	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	1.1648e-28	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	609.790	30.9096	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	94.212	4.7755	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	3.875	0.7295	0.6470	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	6.168	2.0322	0.0896	

Figura A4 Análisis de varianza para el mercurio soluble

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	1418120.4	1156.217	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	21542.4	52.6917	<.0001*	
Tratamiento	7	7	1.8693e-25	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	4.9848e-28	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	12420.2	10.1264	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	267547.7	25.1696	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	10658.2	8.6898	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	9.5817e-27	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	3.5017e-27	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	1.1279e-26	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	37217.2	3.5012	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	28441.3	2.6756	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	6280.4	2.1945	0.0344*	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	7694.5	4.7051	0.0011*	

Figura A5 Análisis de varianza para el mercurio elemental

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	31126.509	2334.923	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	416.467	93.7224	<.0001*	
Tratamiento	7	7	2.7524e-26	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	7.5368e-29	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	2625.698	196.9640	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	47417.598	410.4210	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	377.012	28.2812	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	3.5159e-28	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	5.07e-29	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	8.2302e-29	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	4632.117	40.0931	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	544.190	4.7102	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	46.724	1.5021	0.1656	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	63.763	3.5874	0.0070*	

Figura A6 Análisis de varianza para el mercurio intercambiable

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	59172.791	2914.529	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	112.390	16.6071	<.0001*	
Tratamiento	7	7	1.0694e-27	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	9.9849e-30	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	759.862	37.4266	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	8428.881	47.9032	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	261.353	12.8728	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	2.8821e-27	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	2.9763e-28	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	8.8164e-28	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	7902.481	44.9115	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	727.016	4.1318	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	66.887	1.4119	0.1995	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	270.040	9.9755	<.0001*	

Figura A7 Análisis de varianza para el mercurio fuertemente enlazado

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	45983.602	972.7698	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	96.320	6.1129	0.0139*	
Tratamiento	7	7	1.1512e-26	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	2.2268e-31	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	295.589	6.2531	0.0004*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	12166.185	29.6968	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	26.711	0.5651	0.6384	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	4.2473e-28	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	3.5912e-28	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	3.4941e-28	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	890.639	2.1740	0.0010*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	1883.071	4.5964	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	353.334	3.2034	0.0027*	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	1109.115	17.5973	<.0001*	

Figura A8 Análisis de varianza para el mercurio orgánico

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	4	3	75274.817	146.0301	<.0001*	LostDFs
Suelo	1	1	1119.574	6.5158	0.0111*	
Tratamiento	7	7	3.8482e-26	0.0000	1.0000	
Muestra	1	1	3.1695e-29	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo	4	3	15511.988	30.0926	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	28	26	52374.511	11.7236	<.0001*	LostDFs
Tiempo*Muestra	4	3	2992.309	5.8050	0.0007*	LostDFs
Suelo*Tratamiento	7	7	3.187e-27	0.0000	1.0000	
Suelo*Muestra	1	1	3.9761e-28	0.0000	1.0000	
Tratamiento*Muestra	7	7	4.8602e-27	0.0000	1.0000	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	28	26	7908.641	1.7703	0.0130*	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	28	26	19566.778	4.3799	<.0001*	LostDFs
Suelo*Tratamiento*Muestra	7	7	4167.570	3.4650	0.0014*	
Tiempo*Suelo*Muestra	4	4	14794.270	21.5252	<.0001*	

Figura A9 Análisis de varianza para el mercurio residual

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	3	2	1394.4752	4.0273	0.0228*	LostDFs
Suelo	1	1	27.6705	0.1598	0.6907	
Tratamiento	3	3	131.8193	0.2538	0.8583	
Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Suelo	3	2	612.1358	1.7679	0.1795	LostDFs
Tiempo*Tratamiento	9	8	1570.7493	1.1341	0.3542	LostDFs
Tiempo*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Suelo*Tratamiento	3	3	129.6965	0.2497	0.8612	
Suelo*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tratamiento*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	9	8	675.2881	0.4876	0.8603	LostDFs
Tiempo*Tratamiento*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Suelo*Tratamiento*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Suelo*Muestra	0	0	0.0000	.	.	

Figura A10 Análisis de varianza para la acumulación de Hg en parte aérea de las especies vegetales

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F	
Tiempo	0	0	0.0000	.	.	
Suelo	1	1	794.3052	2.5269	0.1315	
Tratamiento	3	3	1570.9954	1.6659	0.2142	
Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Suelo	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Tratamiento	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Suelo*Tratamiento	3	3	1206.1870	1.2791	0.3153	
Suelo*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tratamiento*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Suelo*Tratamiento	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Tratamiento*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Suelo*Tratamiento*Muestra	0	0	0.0000	.	.	
Tiempo*Suelo*Muestra	0	0	0.0000	.	.	

Figura A11 Análisis de varianza para la acumulación de Hg en raíces de las especies vegetales

A N E X O S

Anexo III

ACERVO FOTOGRÁFICO



(a)



(b)



(c)



(d)

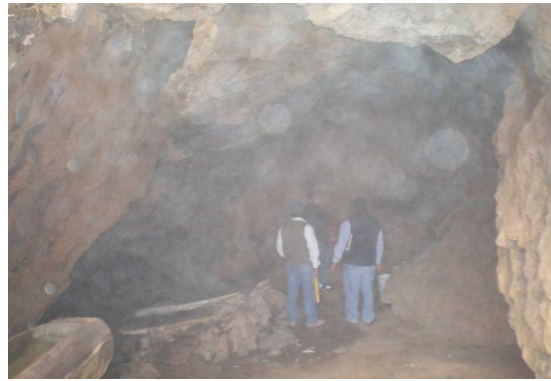


(e)

Figura A12 Colecta y propagación de las especies vegetales: a) Cola de zorra en la zona de la Ciudad Universitaria, México D.F.; b) Brotos de carrizo; c) Brotos de tule; d) Propagación de *Tricholaena rosea* Ness; e) Brotos de coyolillo



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Figura A13 Muestreo de suelos en Pinal de Amoles, Querétaro



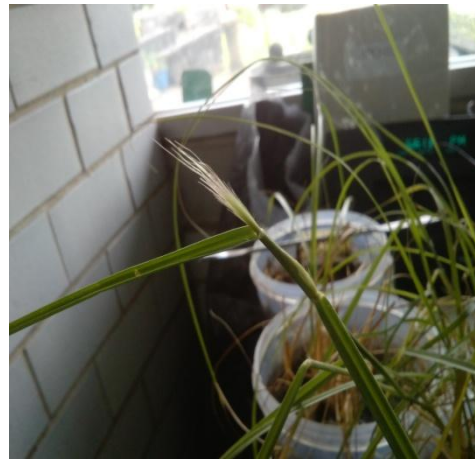
(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

Figura A14 Seguimiento a los reactores: a) Carrizos después de 35 semanas; b) Cola de zorra (flor); c) Reactores con coyolillo; d) Flor de cola de zorra brotando después de 27 semanas; e) Brotes de coyolillo después de 27 semanas

A N E X O S

Anexo IV

DISPOSICIÓN CONTROLADA DE LOS RESIDUOS PRODUCIDOS EN ESTA INVESTIGACIÓN

Tabla A40 Disposición controlada de los residuos producidos en esta investigación

Residuo	Proceso	Tratamiento o disposición
Hg en solución ácida	Especiación del mercurio en suelos	Se envió a la UGA-FQ
Sulfuros de Hg en disolución con Na ₂ S	Reacción de suelo con Na ₂ S	Se envió a la UGA-FQ
KCr ₂ O ₇	Determinación de materia orgánica	Se envió a la UGA-FQ
Efluentes de los reactores inundados (Hg)	Alimentación de los reactores	Se envió a la UGA-FQ
HCl, HNO ₃	Limpieza de material	Se neutralizó y desecho al drenaje
Suelos contaminados con Hg	Proceso biológico de remediación	Se envió a la UGA-FQ

UGA-FQ = Unidad de Gestión Ambiental de la Facultad de Química

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adeneji A (2004). Bioremediation of arsenic, chromium, lead and mercury. EPA. Washington, EEUU.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999). Toxicological profile for mercury. EPA – Department of health and human services. EEUU.
- Amábilis-Sosa, L.E., Siebe, Ch., Moeller-Chávez, G. & Durán-Domínguez-de-Bazúa, M.C. (2015). Mercury, chromium and lead removal by constructed wetlands inoculated with tolerant strains (*Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes*). *Tecnol. Ciencias Agua*, 6(1), 21-34.
- Anjum NA, Ahmad I, Válega M, Pacheco M, Figueira E, Duarte AC, Pereira E (2012). Salt marsh macrophyte *Phragmites australis* strategies assessment for its dominance in mercury contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Environ Sci Pollut Res* DOI: 10.1007/s11356-012-0794-3
- Arroyo P, Ansola G, de Luis E (2010). Effectiveness of a Full-Scale Constructed Wetland for the Removal of Metals from Domestic Wastewater. *Water Air Soil Pollut*. 210:473-481.
- Ariya PA, Peterson K, Snider G, Amyot M (2009). Mercury chemical transformation in the gas, aqueous and heterogeneous phases: state of the art science and uncertainties. Springer Science – Business Media. New York, EEUU.
- ASTM (2006). American Society for Testing and Materials Norma ASTM D2434 – 68: Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head).
- Ayuntamiento de Pinal de Amoles (2010). Plan municipal de desarrollo 2009 – 2012. Sitio web: <http://www.pinaldeamoles.gob.mx/>. 8 de diciembre de 2010 11 horas.
- Baker AJM, Walker PL (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. En: Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects. Shaw, A.J., ed. CRC Press, 155-157. Boca Raton, FL, EEUU.
- Belmont-Bernal F (2008). Especiación química secuencial de mercurio en suelos contaminados del Estado de Hidalgo. Tesis licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- Bernat G (2002). La minería colonial de metales preciosos. Sitio web: <http://www.gabrielbernat.es/colonia/mineria/index.html>. 18 de enero de 2011 16 horas.
- Biester H, Müller G, Schöller HF (2002). Binding and mobility of mercury in soils contaminated by emissions from chlor-alkali plants. *The Science of the Total Environment* 284:191-203. Elsevier
- Boszke L, Kowalski A, Astel A, Baranski A, Gworek B, Siepak J (2007). Mercury mobility and bioavailability in soil from contaminated area. *Environ Geol* 55:1075-1087.
- Cañizares-Villanueva RO (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42:131-143.

- Carpena RO, Bernal MP (2007). Claves de la fitorremediación: Fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas* 16 (2): 1 – 3.
- Carranza-Bautista HD (2009). Bioacumulación de cadmio en plantas silvestres de la zona de Xochimilco con potencial para fitorremediación. Tesis Licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- Carvajal, S., González-Villarreal, L.M. (2005). La familia *Cecropiaceae* en el estado de Jalisco, México. Pub. Universidad de Guadalajara. ISBN 970–27–0683–1. Guadalajara, Jal., México. Dirección electrónica: http://floradejalisco.cucba.udg.mx/CFJ_19_Cecropiaceae.pdf
- Castillo RF, Roldán RMD (2005). *Biotecnología ambiental*. Edit. Tebar. España.
- Cervantes C, Espino-Saldaña, Acevedo-Aguilar F, León-Rodríguez IL, Rivera-Cano ME, Avila Rodríguez M, Wróbel-Kaczmarczyk K, Wróbel-Zasada K, Gutiérrez-Corona JF, Rodríguez-Zabala JS, Moreno-Sánchez R (2006). Interacciones microbianas con metales pesados. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 48(2):203-210.
- Chen J, Shiyab S, Han FX, Monts DL, Waggoner CA, Yang Z, Su Y (2009). Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Pteris vittata* and *Nephrolepis exaltata*. *Ecotoxicology* 18: 110 – 121.
- Conabio (2012). Malezas de México: *Cyperus odoratus*. Sitio web: <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/cyperaceae/cyperus-odoratus/fichas/ficha.htm>. 17 de septiembre de 2013 13:00 horas.
- de-Jesús-García R (2007). Bioacumulación de mercurio en plantas silvestres de zonas mineras de México. Tesis Licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- de-Jesús-Mosco JL (2011). Estudio del efecto de una cubierta de calcita en la solubilización selectiva de metales en jales mineros a escala de laboratorio. *Tecnol. Ciencia* 26(2):92-102. México.
- de-Souza MP, Huang CPA, Chee N, Terry N (1999). Rhizosphere bacteria enhance the accumulation of selenium and mercury in wetland plants. *Planta* 209:259-263.
- Doadrio VAL (2004). Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. *Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia* 44:933-959.
- DOF (1984). NMX-AA-025-1984. Protección al ambiente – Contaminación del suelo – Residuos sólidos: Determinación del pH método potenciométrico. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (1985). NMX-AA-021-1985. Protección al ambiente – contaminación del suelo: Determinación de materia orgánica. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (1992). NMX-AA-089/2-1992. Protección al ambiente: Calidad del agua. Vocabulario parte 2. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.

- DOF. (2000). NOM-021-SEMARNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos: Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (2000a). NMX-AA-093-SCFI-2000. Análisis de agua – Determinación de la conductividad electrolítica – método de prueba. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (2001). NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF. (2003). NOM-141-SEMARNAT-2003. Procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y post-operación de presas de jales. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (2004). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (2006). NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, manejo de la muestra. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (2008). NMX-AA-139-SCFI-2008. Residuos. Prueba de extracción para compuestos tóxicos (PECT). Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- DOF (2009). Jueves 24 de septiembre de 2009. DIARIO OFICIAL (Primera Sección). Modificación del inciso 0, el encabezado de la Tabla 13, el último párrafo del Anexo B y el apartado Signo decimal de la Tabla 21 de la Norma Oficial Mexicana NOM-008-SCFI-2002, Sistema general de unidades de medida. CUARTO.- Se modifica el encabezado de la tabla 13 para quedar como sigue: Tabla 21 - Reglas para la escritura de los números y su signo decimal. Signo decimal El signo decimal debe ser una coma sobre la línea (,) o un punto sobre la línea (.). Si la magnitud de un número es menor que la unidad, el signo decimal debe ser precedido por un cero. Diario Oficial de la Federación: Jueves 24 de septiembre de 2009. Poder Ejecutivo Federal. México D.F., México.
- Dos-Santos MA, Illanes CF, Adalgiza F, Pedrotti JJ (2005). Acid rain –deposition to recovery: Acid rain in downtown Sao Paulo City, Brasil. Springer. Holanda.
- Dr. Calderón Labs (2009). Interpretación de análisis de aguas. Sitio web: [http://www.drcalderonlabs.com/Metodos/Analisis De Aguas/Interpretacion Analisis de Aguas .htm](http://www.drcalderonlabs.com/Metodos/Analisis%20De%20Aguas/Interpretacion%20Analisis%20de%20Aguas.htm). 28 de abril de 2011 17:50 horas.

- Ebinghaus R, Tripathi RM, Wallschläger D, Lindberg SE (1999). Mercury sites contaminated: Natural and antropogenic mercury sources and their impact on the air-surface exchange of mercury on regional and global scales. Springer-Verlag. Heidelberg, Alemania.
- Enciclopedia de los municipios de México: Querétaro (2005). Medio físico. Sitio web: <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/queretaro/medi.htm>. 8 de diciembre de 2010 15 horas.
- EPA (1999). Mercury: Consumer and comercial products. Environmental Protección Agency. Sitio web: <http://www.epa.gov/hg/consumer.htm#creams>. 18 de enero de 2011 16 horas.
- EPA (2007). Treatment technologies for mercury in soil, waste and water. Environmental Protección Agency. Sitio web: <http://www.epa.gov/tio/download/remed/542r07003.pdf>
- Estado de Utah-EEUU (2010). Atmospheric transport of mercury. Sitio web: http://www.mercury.utah.gov/atmospheric_transport.htm. 18 de enero de 2011 15:30 horas.
- FIURU (2010). Métodos para determinar el coeficiente de conductividad hidráulica. Facultad de Ingeniería Universidad de la República-Uruguay. Sitio web: <http://www.fing.edu.uy/iet>. Fecha de consulta: 10 de agosto de 2011 11:15 horas.
- Facultad de Química (2008). Hoja de seguridad XXI: Mercurio y sales de mercurio. Sitio web: <http://www.quimica.unam.mx/IMG/pdf/>. Fecha de consulta: 31 de mayo de 2012 10 horas.
- Fenoglio-Limón, F.E., Genescá-Llongueras, J., Durán-de-Bazúa, C. (2001). Construcción y evaluación de electrodos de medición de potenciales de óxido-reducción para la evaluación indirecta de las condiciones de aerobiosis en sistemas que simulan humedales artificiales. Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ, México), 16(2):61-68.
- Fernández-González J, de Miguel BE, de Miguel MJ, Curt FMD (2005). Manual de Fito depuración , filtros de macrofitas en flotación. Edit. Life. Madrid, España.
- Fernández-Martínez R, Loredó J, Ordóñez A, Rucandio MI (2005). Physicochemical characterization and mercury speciation of particle-size soil fractions from an abandoned mining area in Mieres, Asturias (Spain). Environmental Pollution 142:217-226. Elsevier.
- Freitas MC, Pacheco AMG, Anawar HM, Dionísio I, Dung HM, Canha N, Bettencourt A, Henriques F, Pinto-Gomez CJ, Capelo S (2009). Determination of phytoextraction potential of plant species for toxic in soils of abandoned sulphide-mining areas. J Radioanal Nucl Chem 282:21-27.
- García-Sánchez A, Contreras F, Adams M, Santos F (2006). Atmospheric mercury emissions from polluted gold mining areas (Venezuela). Environ Geochem Health 28:529-540.
- Geankoplis JC (1998). Procesos de transporte y operaciones unitarias. Edit. Continental S.A. de C.V. México.
- Gemici Ü (2008). Evaluation of the water quality related to the acid mine drainage of abandoned mercury mine (Alaşehir, Turkey). Environ Monit Assess 147:93-106.
- Gómez-Bermejo RJ (2010). Uso de plantas silvestres para fitorremediación de sitios contaminados por cromo. Tesis Licenciatura. UNAM. México D.F., México.

- González-Sandoval MR (2010). Procesos de oxidación de sulfuros en una presa de jales. Tesis Doctoral. UNAM. México. D.F., México.
- Google Earth (2011). Mapas versión 5.2.1.1588.
- Groudeva VI, Groudev SN, Doycheva AS (2000). Bioremediation of waters contaminated with crude oil and toxic heavy metals. *Int. J. Miner Process* 62: 293 – 299.
- Grupo de Gestión de Recursos Hídricos (2011). Hidrogeoquímica: Lecciones. Sitio web: <http://www.agua.uji.es>. 28 de marzo de 2011 17:25 horas.
- Guido-Zarate A (2006). Estudio de los potenciales de óxido-reducción en reactores biológicos que simulan un humedal artificial. Tesis de Maestría. UNAM. México.
- Hagelberg E (2006). The matrix dependent solubility and speciation of mercury. Sitio web: <http://oru.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:137047>. 22 de abril de 2011 16:50 horas.
- Hadad HR, Mufarrege MM, Pinciolo M, Di-Luca GA, Maine MA (2010). Morphological response of typha domingensis to an industrial effluent containing heavy metals in a constructed wetland. *Arch Environ Contam Toxicol* 58:666-675.
- Han FX, Shiyab S, Chen J, Su Y, Monts DL, Waggoner CA, Matta FB (2008). Extractibility and bioavailability of mercury from a mercury sulfide contaminated soil in Oak Ridge, Tennessee, EEUU. *Water Air Soil Pollut* 194:67-65.
- Hanna Instruments (2011). Conductividad y sólidos disueltos. Sitio web: <http://www.hannainst.es/biblioteca/index.php?pg=0&CodApartado=54&CodTema=119>. 28 de abril de 2011 17:54 horas.
- Hempel M, Thoeming J (1999). Mercury contaminated sites: Remediation Techniques for Hg-Contaminated sites. Springer-Verlag. Heidelberg, Alemania.
- Higuera P, Oyarzun R, Lorenzo S, Grey JE, Biester H, Esbrí JM (2007). Caso práctico: Mercurio en el medio ambiente del Distrito de Almadén, un fenómeno dinámico. *Temas Ambientales*. Sitio web: <http://www.aulados.net>.
- Hynes AJ, Donohue DL, Goodsite ME, Hedgecock IM (2009). Our current understanding of major chemical and physical processes affecting mercury dynamics in the atmosphere and at the air-water/terrestrial interfaces. Edit. Springer science.
- INEGI (2005). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Pinal de Amoles, Querétaro. Sitio web: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/22/22002.pdf>. 8 de diciembre de 2010 14 horas.
- INEGI (2009). Tema 9: Minería. Sitio web: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/historicas10/Tema9_Mineria.pdf. 14 de enero de 2010 14 horas.
- INEGI (2010). Información nacional, por entidad federativa y municipios: Querétaro. Sitio web: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?ent=22>. 8 de diciembre de 2010 14 horas.

- Ingeniería Civil (2010). Ensayos de laboratorio para determinar la conductividad hidráulica. Sitio web: <http://www.ingenierocivilinfo.com/>. Fecha de consulta: 10 de agosto de 2011 23:30 horas.
- Jabeen R, Ahmad A, Iqbal M (2009). Phytoremediation of heavy metals: Physiological and molecular mechanisms. *Botanical Garden* 75:339-364.
- Jiménez CBE (2001). La contaminación ambiental en México. Limusa. México D.F., México.
- Kuelh RO (2001). Diseño de experimentos. Edit. Thomson. EEUU.
- Kumar V, Rani A, Pathak V, Tripathi BD (2008). Phytoremediation of mercury and arsenic from tropical opencast coalmine effluent through naturally occurring aquatic macrophytes. *Water Air Soil Pollut* 192:303-314.
- Lechler PJ (1999). Mercury contaminated sites: Modern mercury contamination from histoico amalgamation milling of silver-gold ores in the Carson River, Nevada and Jordan Creek Idaho, importance of speciation analysis in Understanding the source, mobility, and fate of polluted materials. Springer-Verlag. Heidelberg, Alemania.
- Lizárraga-Mendiola LG (2008). Afectación de una presa de jales de sulfuros masivos a la hidrogeoquímica de los escurrimientos superficiales aledaños. Tesis Doctorado. UNAM. México D.F., México.
- López-Domínguez MG (2009). Distribución y fitodisponibilidad de metales pesados (Sb, Hg, As) en los jales de la mina de antimonio de Wadley, estado de San Luis Potosi. Tesis Maestría. UNAM. México D.F., México.
- López-Martínez S, Gallegos-Martínez ME, Pérez Flores LJ, Gutiérrez Rojas M (2005). Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 21 (2): 91 – 100.
- Mahmood K, Malik KA, Lodhi MAK, Sheikh KH (1996). Seed germination and salinity tolerance in plant species growing on saline wastelands. *Biologia Plantarum* 38(2):309-315.
- Manahan SE (2007). Introducción a la química ambiental. Reverté-UNAM. México D.F., México.
- Marín MJP, Correa RJC (2010). Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la *Guadua angustifolia kunth*. Tesis. Universidad Tecnológica de Pereira.
- Martínez-y-Díaz Salas M (1998). Informe final: Proyecto H076: Flora acuática de Querétaro. UAQ. Conabio-México
- Meagher RB, Smith AP, Pischke M, Kim T, Dhankher OP, Heaton A (2007). Multigene strategies for engineering the phytoremediation of mercury and arsenic. *Biotechnology and sustainable agriculture 2006 and beyond* 49 – 60.
- Millán R, Carpena RO, Schmid T, Sierra MJ, Moreno E, Peñalosa J, Gamarra R, Esteban E (2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: Estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas XVI* (002): 1 – 11.

- Misra G, Singh KP (1982). Effect of soil moisture and clipping stresses on the nutrient (N, P and K) concentration, uptake and use efficiency in one temperate and two tropical grasses. *Plant and soil* 69:413-421.
- Mora-Hernández LD, Martínez-y-Díaz M (2009). Flora y vegetación acuáticas de dos ríos del municipio de Querétaro y zona conurbana. *Memorias del 11º Programa del Verano de la Ciencia*.
- Montgomery DC (1991). *Diseño y análisis de experimentos*. Edit. Iberoamericana.
- Moreno-Jiménez E, Peñalosa JM, Esteban E, Carpena-Ruiz RO (2007). Mercury accumulation and resistance to mercury stress in *Rumex induratus* and *Marrubium vulgare* grown in perlite. *J Plant Nutr Soil Sci* 170:485-494.
- Mulas FR (2011). Tratamiento y recuperación de suelos contaminados: Fundamentos de biorremediación. Sitio web: http://suel.wikispaces.com/file/view/Fundam_Biorremediacion.pdf. 24 de enero de 2011 11:30 horas.
- Munteanu GG, Munteanu VI (2005). Bioindication of mercury pollution of the Dubossary Reservoir. *Water Resources* 32(4):464-469.
- Navarro-García R (2009). Estudio de los suelos contaminados por mercurio del estado de Querétaro, sus especies y ensayos de biodisponibilidad. Tesis licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- Núñez-López RA, Meas-Vong Y, Ortega-Borgues R, Olguín EJ (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Biotechnología y biología molecular* julio-septiembre:69-82.
- Olmos-Espejel JJ (2006). Estudio de los métodos de especiación química secuencial de mercurio en jales de minería. Tesis licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- Orduña-Bustamante MA, Vaca MM, Escalante EJA, Durán-Domínguez MC (2011). Nitrogen and Potassium variation on contaminant removal for a vertical subsurface flow lab scale constructed wetland. *Bioresource Technology* 102:7745-7754.
- Panizza-de León A (2009). Evaluación de la fitoextracción de aluminio en condiciones ácidas. Tesis de Doctorado. UNAM. México.
- Patiño-Martínez P (2011). Distribución y deposición de Hg_{TOTAL} en agua de lluvia en la zona de San Joaquín, Qro. en el periodo de secas frías y secas calientes. Tesis de Maestría. UNAM. México.
- Peer WA, Baxter IR, Richards EL, Freeman JL, Murphy AS (2005). Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Topics in current Genetics* 14:299-340.
- Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2005). Evaluación mundial sobre el mercurio. Suiza.
- Quezada LC (2006). Darcy y su contribución a la hidráulica. *Revista Ciencia Ahora* 18. Colombia.

- Rivera-Lamprea E, Torres LA (2000). Diseño de un biofiltro a escala de banco para la biodetoxicación de mercurio (Hg) mediante la utilización del microorganismo *Pseudomonas aeruginosa*. Universidad Manuela Beltrán. Colombia.
- Rodríguez-Montalvo E (2001). Fuentes de contaminación por mercurio en la República Mexicana. Tesis de licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- Romero SE, Marrugo JL, Arias JE, Hadad H, Maine MA (2010). Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn Accumulation in Macrophytes Growing in Tropical Wetlands. *Water Air Soil Pollut.* DOI 10.1007/s11270-010-0538-2.
- Ruiz-López V (2009). Remoción de cadmio y zinc de aguas residuales de una industria minera mediante reactores biológicos que simulan un humedal artificial. Tesis Maestría. UNAM. México.
- Sánchez Gómez J (1989). De minería, metalúrgica y comercio de metales. Edit. Universidad de Salamanca, España.
- Sánchez-González E (2010). Modelado básico para el desarrollo de una metodología analítica de recuperación de mercurio (II) en sistemas modelo de fitorremediación con *phaseolus vulgaris* como planta acumuladora. Tesis licenciatura. UNAM. México D.F., México.
- Sánchez Martín J, Rodríguez Gallego JL (2010). Fundamentos y aspectos microbiológicos: Biorremediación. *Industria y minería* 351: 12 – 16. Universidad de Oviedo, España.
- Santos-Santos E, Cruz-Gavilán I (2008). MC/4030-01-02 Project sequential chemical speciation of mercury in contaminated sites of México. UNEP-UNAM. México.
- Sas-Nowosielska A, Galimska-Stypa R, Kucharski R, Zienlonka U, Malkowski R, Gray L (2008). Remedation aspect of microbial changes of plant rhizosphere in mercury contaminated soil. *Environ Monit Assess.* 137:101-109.
- Schöndorf T, Egli M, Biester H, Maillahn W, Rotard W (1999). Mercury contaminated sites: Distribution, bioavailability and speciation of Mercury in contaminated soil and groundwater of a former wood impregnation plant. Springer-Verlag. Heidelberg, Alemania.
- Schlüter K (1996). Review: evaporation of mercury from soils an integration and synthesis of current kwnledge. *Environmental geology* 39(3-4):249-271.
- Sciencelab (2011). MSDS: Methylmercuric chloride. Sitio web: Sciencelab.com. Fecha de consulta: 7 de julio de 2011 11:30 horas.
- Secretaria de Medio Ambiente (2008). Estado de la lluvia ácida en la zona metropolitana del Valle de México. Sitio web: <http://www.sma.df.gob.mx/simat>. Fecha de consulta: 12 de mayo de 2011 17 horas.
- SEMARNAT (2008). Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de Estadísticas Ambientales. Ed. SEMARNAT. México D.F., México.
- Servicio Forestal – EEUU (2011). *Typha latifolia*. Sitio web: <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/typlat/all.html>. Fecha de consulta: 24 de mayo de 2011 11 horas.

- Servicio Geológico Mexicano (2010a). Anuario estadístico de la minería mexicana ampliada 2009. Secretaría de Economía – Coordinación General de Minería. México D.F., México.
- Servicio Geológico Mexicano (2010b). Panorama minero del estado de Querétaro. Secretaría de Economía – Coordinación General de Minería. México D.F., México.
- Shames HI (1995). Mecánica de fluidos. Edit. Mc Graw-Hill. México.
- Sierra-Villagrana R (2006). Fitorremediación de un suelo contaminado por plomo por actividad industrial. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”. Coahuila, México.
- Sigma-Aldrich Química SA de CV (2010). MSDS: Dimethylmercury. Sitio web: Sigma-aldrich.com. Fecha de consulta: 24 de octubre de 2011 12:00 horas.
- Sigma-Aldrich Química SA de CV (2009). MSDS: Mercury. Sitio web: Sigma-aldrich.com. Fecha de consulta: 24 de octubre de 2011 12:30 horas.
- Sigma-Aldrich Química SA de CV (2010). MSDS: Mercury (I) Chloride. Sitio web: Sigma-aldrich.com. Fecha de consulta: 24 de octubre de 2011 12:30 horas.
- Sigma-Aldrich Química SA de CV (2011). MSDS: Mercury (II) Chloride. Sitio web: Sigma-aldrich.com. Fecha de consulta: 24 de octubre de 2011 12:30 horas.
- Sigma-Aldrich Química SA de CV (2008). MSDS: Mercury (II) Sulfide. Sitio web: Sigma-aldrich.com. Fecha de consulta: 24 de octubre de 2011 12:00 horas.
- Sinha A, Kumar KS (2011). Mercury bioremediation by mercury accumulating *Enterobacter sp.* cells and its alginate immobilized application. Biodegradation: DOI 10.007/s10532-011-9483-z p. 1-10
- Universidad de Córdoba (2008). Tema 8: Suelos y sedimentos. Sitio web: <http://www.uco.es>. Fecha de consulta: 28 de mayo de 2012 15:30 horas.
- Universidad de Puerto Rico (2012). Manual de ecología microbiana. Sitio web: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/>. Fecha de consulta: 10 de diciembre de 2012.
- Vidal-Durango JV, Marrugo-Negrete JL, Jaramillo-Colorado B, Perez-Castro LM (2010). Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (*Cecropia peltata*). Revista Ingeniería y Desarrollo 27:113-129.
- Volke T, Velasco JA (2002). Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Ed. INE – SEMARNAT. México D.F., México.
- Volke T, Velasco JA, de la Rosa DA (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Ed. INE – SEMARNAT. México D.F., México.
- Wenzel W (2009). Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. Plant Soil. 321:385-408.
- Willis JM, Gambrell RP, Hester MW (2010). Mercury concentrations in oligohaline wetland vegetation and associated soil biogeochemistry. Environ Monit Assess. 1-11.

- Yarto M, Gavilán A, Castro J (2004). La contaminación por mercurio en México. Gaceta ecológica (INE) 72: 21-34. México D.F., México.

PRODUCTOS DE LA INVESTIGACIÓN

Premios

2014. Premio a la MEJOR contribución en cartel de la Mesa Redonda de SUSTANCIAS Y RESIDUOS PELIGROSOS. **Balance másico de mercurio usando sistemas biológicos terrestres de remediación / Mass balance of mercury using biological remediation terrestrial systems.** Héctor Daniel García-Mercado, Georgina Fernández-Villagómez, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. VIII Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Agua, Atmósfera y Suelo. Junio 25-28, 2014. Villahermosa, Tabasco, México
2012. Premio a la MEJOR contribución en cartel de la Mesa Redonda de SUELO Y AGUAS SUBTERRÁNEAS. **Procesos para la biorremediación de suelos y sedimentos contaminados con mercurio/Bioremediation processes for soil and sediments contaminated with mercury.** Héctor Daniel García-Mercado, Facultad de Química, UNAM, México, Georgina Fernández-Villagómez, Facultad de Ingeniería, UNAM, México; María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa, Facultad de Química, UNAM, México. VII Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Agua, Atmósfera y Suelo. Septiembre 12-15, 2012. Xalapa de Enríquez, Veracruz, México

Publicaciones enviadas a revistas indizadas

Aceptada con correcciones:

García-Mercado HD, Fernández-Villagómez G, Garzón-Zúñiga MA, Durán-Domínguez-de-Bazúa MC. 2016. Remediation of mercury polluted soils using artificial wetlands. International Journal Phytoremediation.

Presentaciones en eventos internacionales de pares

- **SIXTH INTERNATIONAL SEMINAR OF EXPERTS ON THE TREATMENT OF INDUSTRIAL EFFLUENTS AND RESIDUES. 2015.** Fitorremediación de mercurio en suelos y destinos ambientales / Phytoremediation of mercury in soils and environmental fate. M. en I. García-Mercado Héctor Daniel, Fernández-Villagómez Georgina, Dr. Garzón-Zúñiga Marco Antonio, Dr.-Ing. Durán-Domínguez-de-Bazúa María del Carmen. International Seminar of Experts. Nov. 11-14. México City, México.
- **12th INTERNATIONAL PHYTOTECHNOLOGIES CONFERENCE. 2015.** Fate of mercury in polluted soils using wetlands. M. en I. García-Mercado Héctor Daniel, Fernández-Villagómez Georgina, Dr. Garzón-Zúñiga Marco Antonio, Dr.-Ing. Durán-Domínguez-de-Bazúa María del Carmen. International Phytotechnology Society. Sept. 27-30. Manhattan, Kansas, US (*R, I:16 págs.).
- **XVII CONGRESO COLOMBIANO DE LA CIENCIA DEL SUELO. 2014.** Remediación de mercurio en suelos usando sistemas terrestres y acuáticos. García-Mercado Héctor Daniel, Fernández-Villagómez Georgina, Marco Antonio Garzón-Zúñiga, Durán-Domínguez-de-Bazúa María del Carmen. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Popayán, Colombia. Oct. 8-11, 2014.
- **FIFTH INTERNATIONAL ALUMNI SEMINAR GREEN ENGINEERING / QUINTO SEMINARIO INTERNACIONAL DE EX-BECARIOS DE ALEMANIA INGENIERÍA VERDE. 2014.** Destino del mercurio en sistemas acuáticos / Fate of mercury in aquatic systems. Héctor Daniel García-Mercado, Facultad de Química, UNAM, Georgina Fernández-Villagómez, Facultad de Ingeniería, UNAM, Marco Antonio Garzón-Zúñiga, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa, Facultad de Química, UNAM. México D.F., México. Junio 30, 2014 (*R, I: 10 págs.)

- **VIII MINISIMPOSIO INTERNACIONAL SOBRE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE AGUAS ATMÓSFERA Y SUELOS / EIGHTH INTERNATIONAL MINISYMPOSIUM ON REMOVAL OF CONTAMINANTS FROM WATER, ATMOSPHERE, AND SOIL. 2014.** Balance másico de mercurio usando sistemas biológicos terrestres de remediación / *Mass balance of mercury using biological remediation terrestrial systems*. Héctor Daniel García-Mercado, Georgina Fernández-Villagómez, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. Villahermosa, Tabasco México. Junio 25-28, 2014 (*R)
- **SEVENTH INTERNATIONAL MINISYMPOSIUM ON REMOVAL OF CONTAMINANTS FROM WASTEWATERS, ATMOSPHERE, AND SOILS. 2012.** Aislamiento de bacterias en jales mineros / *Isolation of bacteria from mine tailings*. Luz del Carmen Gálvez-Miranda, Héctor Daniel García-Mercado, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. Septiembre 12-15, 2012. Xalapa de Enríquez, Veracruz, México (*R)
- **SEVENTH INTERNATIONAL MINISYMPOSIUM ON REMOVAL OF CONTAMINANTS FROM WASTEWATERS, ATMOSPHERE, AND SOILS. 2012.** Procesos para la biorremediación de suelos y sedimentos contaminados con mercurio/*Bioremediation processes for soil and sediments contaminated with mercury*. Héctor Daniel García-Mercado, Georgina Fernández-Villagómez, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. Septiembre 12-15, 2012. Xalapa de Enríquez, Veracruz, México (*R)
- **IV CONGRESO INTERNACIONAL DE LA AMCATH / IV AMCATH INTERNATIONAL CONGRESS. 2011.** Fitorremediación de mercurio en jales mineros por medios ácidos / *Phytoremediation of mercury of mining waste by acid water*. Héctor Daniel García-Mercado, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. Querétaro, Qro., México. Junio 29-Julio 2, 2011 (*R)

Publicaciones en memorias de eventos internacionales de pares

- Balance másico de mercurio usando sistemas biológicos terrestres de remediación / *Mass balance of mercury using biological remediation terrestrial systems*. Héctor Daniel García-Mercado, Georgina Fernández-Villagómez, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. En ***Proceedings of the 2014 EIGHTH INTERNATIONAL MINISYMPOSIUM ON REMOVAL OF CONTAMINANTS FROM WASTEWATERS, ATMOSPHERE, AND SOILS***. Prof. Dr.-Ing. María del Carmen Durán-de-Bazúa, Profa. M.C.A. Rosa Martha Padrón-López, Dra. en Ing. Marisela Bernal-González, M.en C., Q.A. Rolando Salvador García-Gómez, M. en A. I. QFB Landy Irene Ramírez-Burgos (Eds.). Libro electrónico (disco compacto). Pp. 411-420. RACAM-AMCATH-DACB Universidad Juárez Autónoma de Tabasco-LIQAyQA, FQ, UNAM. ISSN 978-607-7807-04-9. Villahermosa, Tabasco, México. Junio 25-28 (2014)
- *Isolation of bacteria from mine tailings / Aislamiento de bacterias en jales mineros*. Luz del Carmen Gálvez-Miranda, Héctor Daniel García-Mercado, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. En ***Proceedings of the 2012 SEVENTH INTERNATIONAL MINISYMPOSIUM ON REMOVAL OF CONTAMINANTS FROM WASTEWATERS, ATMOSPHERE, AND SOILS***. M. Bernal-González, M.C. Durán-de-Bazúa, R.S. García-Gómez, L.I. Ramírez Burgos, J.A. Solís-Fuentes (Eds.). Disco compacto (versión electrónica). Pp. 151-155. AMCATH-LIQAyQA, Facultad de Química, UNAM. ISBN 978-607-7807-10-0. Xalapa de Enríquez, Veracruz, México. Septiembre 12-15 (2012)
- *Bioremediation processes for soil and sediments contaminated with mercury / Procesos para la biorremediación de suelos y sedimentos contaminados con mercurio*. Héctor Daniel García-Mercado, Georgina Fernández-Villagómez, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. En ***Proceedings of the 2012 SEVENTH INTERNATIONAL MINISYMPOSIUM ON REMOVAL OF CONTAMINANTS FROM WASTEWATERS, ATMOSPHERE, AND SOILS***. M. Bernal-González, M.C. Durán-de-Bazúa, R.S. García-Gómez, L.I. Ramírez Burgos, J.A. Solís-Fuentes (Eds.). Disco compacto (versión electrónica). Pp. 133-142. AMCATH-LIQAyQA, Facultad de Química, UNAM. ISBN 978-607-7807-10-0. Xalapa de Enríquez, Veracruz, México. Septiembre 12-15 (2012)

- Fitorremediación de mercurio en jales mineros por medios ácidos / *Phytoremediation of mercury of mining waste by acid water*. Héctor Daniel García-Mercado, María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa. En **Proceedings of the 2011 FOURTH INTERNATIONAL CONGRESS OF THE ACADEMY OF SCIENCES, ARTS, TECHNOLOGY, AND HUMANITIES**. M. Bernal-González, M.C. Durán-de-Bazúa, R.S. García-Gómez, R. Juárez-Garduño, L.I. Ramírez Burgos, M.A. Velázquez-González (Eds.). Disco compacto (versión electrónica). Pp. 185-192. AMCATH-LIQAYQA, Facultad de Química, UNAM. ISBN 978-607-7807-04-9. Querétaro, Qro., México. Junio 29-Julio 2 (2011)

Presentaciones en eventos de pares nacionales

- **SEMINARIO DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA. 2014.** El mercurio, problemas en la Sierra Gorda de Querétaro: posibles soluciones empleando fitorremediación. García-Mercado Héctor Daniel. Facultad de Química. Noviembre 14, 2014.
- **SEMANA DE LA INVESTIGACIÓN EN LA FACULTAD DE QUÍMICA DE LA UNAM. 2014.** Balance másico de mercurio usando sistemas biológicos terrestres de remediación. Héctor Daniel García-Mercado, Marco Antonio Garzón-Zúñiga, Georgina Fernández-Villagómez, Landy Irene Ramírez-Burgos, María del Carmen Durán-Domínguez. UNAM, Facultad de Química, Secretaría Académica de Investigación y Posgrado, SAIP. México D.F., México. Septiembre 12, 2014.
- **SEGUNDO CONGRESO DE ALUMNOS DE POSGRADO. 2012.** Fitorremediación de mercurio: Caracterización de residuos mineros. García-Mercado Héctor Daniel (Doctorante, Maestro en Ingeniería Ambiental), Durán-Domínguez-de-Bazúa María del Carmen (Tutora, Profesora Titular C TC), Morton-Bermea Ofelia (Comité tutorial, Investigadora Titular C TC) y Dra. Fernández-Villagómez Georgina (Comité tutorial, Profesora Titular C TC). UNAM, Coordinación de Estudios de Posgrado. México, D.F., México. Abril 25-27, 2012 (*R).
- **PRIMER CONGRESO DE ALUMNOS DE POSGRADO. 2011.** Fitorremediación de mercurio de jales mineros en medio ácido. Héctor Daniel García-Mercado, María del Carmen Durán Domínguez. UNAM, Coordinación de Estudios de Posgrado. México, D.F., México. Mayo 18-20, 2011 (*R).

Publicaciones en eventos nacionales

- **SEGUNDO CONGRESO DE ALUMNOS DE POSGRADO. 2012.** Fitorremediación de mercurio: Caracterización de residuos mineros. García-Mercado Héctor Daniel, Durán-Domínguez-de-Bazúa María del Carmen, Fernández-Villagómez Georgina, Morton-Bermea Ofelia. UNAM, Coordinación de Estudios de Posgrado. México D.F. México. Abril 25-27, 2012. Libro electrónico de Memorias. P. 507. Pub. UNAM. ISBN 978-607-02-3355-5. Coord. Soberón Chávez Gloria (*R).
- **PRIMER CONGRESO DE ALUMNOS DE POSGRADO.** Fitorremediación de mercurio de jales mineros en medio ácido. Héctor Daniel García-Mercado y María del Carmen Durán Domínguez. UNAM, Coordinación de Estudios de Posgrado. México, D.F., México. Mayo 18, 2011. Libro electrónico de Memorias. P. 27. Pub. UNAM. ISBN 968-607-02-2569-7. Coords. H.H. Hernández Bringas, M. Quero (*R).