



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES

CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS
MAESTRÍA EN CIENCIAS
ÁREA TOXICOLOGÍA

**“ESTUDIO SOBRE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA LA
INMOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS EN JALES MINEROS, EMPLEANDO
BIOSÓLIDOS COMPOSTEADOS”**

TESIS QUE PRESENTA

ING. QUÍMICA ANAHI GUTIÉRREZ CERVANTES

PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN CIENCIAS

BAJO LA DIRECCIÓN DE

DR. FRANCISCO JAVIER AVELAR GONZÁLEZ

COMITÉ TUTORIAL

**DRA. ELSA MARCELA RAMÍREZ LÓPEZ
DR. FRANCISCO JAVIER RODRÍGUEZ VALADEZ**

AGUASCALIENTES, AGS., JUNIO DE 2011.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES

Centro de Ciencias Básicas

**I.Q. ANAHI GUTIERREZ CERVANTES
ALUMNO (A) DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN EL
ÁREA TOXICOLOGÍA
P R E S E N T E .**

Estimado (a) alumno (a) Gutiérrez:

Por medio de este conducto me permito comunicar a Usted que habiendo recibido los votos aprobatorios de los revisores de su trabajo de tesis y/o caso práctico titulado: **"Estudio sobre las condiciones de operación para la inmovilización de metales pesados en jales mineros, empleando biosólidos composteados"**, hago de su conocimiento que puede imprimir dicho documento y continuar con los trámites para la presentación de su examen de grado.

Sin otro particular me permito saludarle muy afectuosamente.

A T E N T A M E N T E
Aguascalientes, Ags., 20 de junio de 2011
"SE LUMEN PROFERRE"
LA DECANO

M. en C. MARTHA CRISTINA GONZÁLEZ DÍAS



c.c.p.- Archivo
MCGD,mjda



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES
Comemoración del Bicentenario del inicio de la Independencia de México
y del Centenario de la Revolución Mexicana

Aguascalientes, Ags., 15 de Junio de 2011.

M. EN C. MARTHA CRISTINA GONZÁLEZ DÍAZ
DECANO DEL CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES
PRESENTE.

Por medio de la presente me dirijo a Usted y hago constar que la alumna **Anahi Gutiérrez Cervantes** cumplió con todos los requisitos de su trabajo del proyecto de tesis: **“Estudio sobre las condiciones de operación para la inmovilización de metales pesados en jales mineros, empleando biosólidos composteados”**, de la Maestría en Ciencias, en el Área de Toxicología.

Su documento de tesis fue revisado y aprobado por los integrantes del jurado, por lo que puede procederse a la programación de su fecha de Examen de Grado.

Sin otro particular por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE
“SE LUMEN PROFERRE”

DR. FRANCISCO JAVIER AVELAR GONZÁLEZ
TUTOR DE TESIS

DRA. ELSA MARCELA
RAMÍREZ LÓPEZ

ASESOR

DR. FRANCISCO JAVIER
RODRÍGUEZ VALADEZ

ASESOR

AGRADECIMIENTOS

A mí tutor el Dr. Francisco Javier Avelar González por su gran ayuda, paciencia, por su trato, su esfuerzo e interés en todo momento.

Para la Dra. Elsa Marcela Ramírez López por su generosidad al brindarme la oportunidad de recurrir a su capacidad y experiencia científica en un marco de confianza.

Al Dr. Francisco Javier Rodríguez Valadez por aceptar ser parte de este proyecto, por su ayuda y comentarios.

Un agradecimiento muy grande para I.B.Q. Laura Yamamoto Flores y para M. C. Samanta Magdalena Ramos Gómez por sus consejos, paciencia, sobre todo apoyo a lo largo de todo este trabajo, y sin las cuales muchas cosas no hubieran sido posibles.

Al M. C. Javier Araiza Arvilla gracias por su colaboración en la parte estadística de este proyecto, y magnífico trato en todo momento.

A CONACYT por la confianza y beca otorgada durante toda la maestría.

Gracias a todos lo que de alguna manera me brindaron su ayuda para alcanzar esta meta.

DEDICATORIA

La presente tesis se la dedico a Dios que me dió la oportunidad de vivir y por regalarme una familia maravillosa.

A mis padres por todo su apoyo, confianza, ánimos, y amor. Gracias por brindarme un hogar cálido, ayudarme y enseñarme que la perseverancia y el esfuerzo son el camino para lograr objetivos como persona y estudiante.

Para mi hermano Oziel por su paciencia, alegría, apoyo y por prestarme tu compu, te quiero nano.

A mi familia que gracias a sus consejos y palabras de aliento crecí como persona.

A mi novio Víctor por darme su amor, apoyo, confianza, paciencia, por esos interminables días de trabajo y compartir nuevos e inolvidables momentos en mi vida.

A mis amigas que más quiero, Vicky y Cecy que sin su apoyo y consejos no habría cumplido esta meta.

RESUMEN

La actividad minera, como la mayor parte de las actividades que el hombre realiza para su subsistencia, crea alteraciones en el medio natural, desde las más imperceptibles hasta las que representan claros impactos sobre el medio en que se desarrollan. Estas cuestiones, que hace algunos años no se percibían como un factor de riesgo para el futuro de la humanidad, hoy se contemplan con gran preocupación, ciertamente los abusos cometidos en este campo han hecho que crezca la conciencia de regular estos impactos.

México es uno de los países de Latinoamérica que se encuentra localizado en una región volcánica rica en minerales. La tradición minera se remonta a la época prehispánica, como lo muestra la explotación de yacimientos ubicados principalmente en las zonas de Taxco, Pachuca, Guanajuato y la Sierra Gorda, en Querétaro, donde se encontraron vestigios de bocaminas.

El presente estudio tuvo como objetivo, inmovilizar los metales pesados, presentes en los jales mineros, depositados en la presa de residuos de minería "Pozuelos", al mezclarlos con biosólidos composteados provenientes de la planta de tratamiento de la Universidad Autónoma de Aguascalientes.

Se realizó la caracterización química de los jales, biosólidos y extractos, a través de la determinación de pH, CIC, potencial de óxido-reducción, conductividad, cianuros, sulfatos, nitratos y nitritos. Las pruebas de movilidad de Fe, Cu, Zn, Pb, Al y Mn se efectuaron a partir de la determinación de concentración de estos elementos presentes en el jal, lixiviados y extracción secuencial de las proporciones 25, 50 y 75 g de biosólidos composteados por cada 100 g de jal. La determinación de materia orgánica por el método de Walkley y Black, en los biosólidos se encontró con 19.24% y libre de materia orgánica en los jales.

De acuerdo con las proporciones aplicadas en este estudio no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos, por lo que se tomó como relación mínima efectiva los 25g de biosólido/100g de jal, bajo pH neutro (7 unidades) y alcalino (9 unidades).



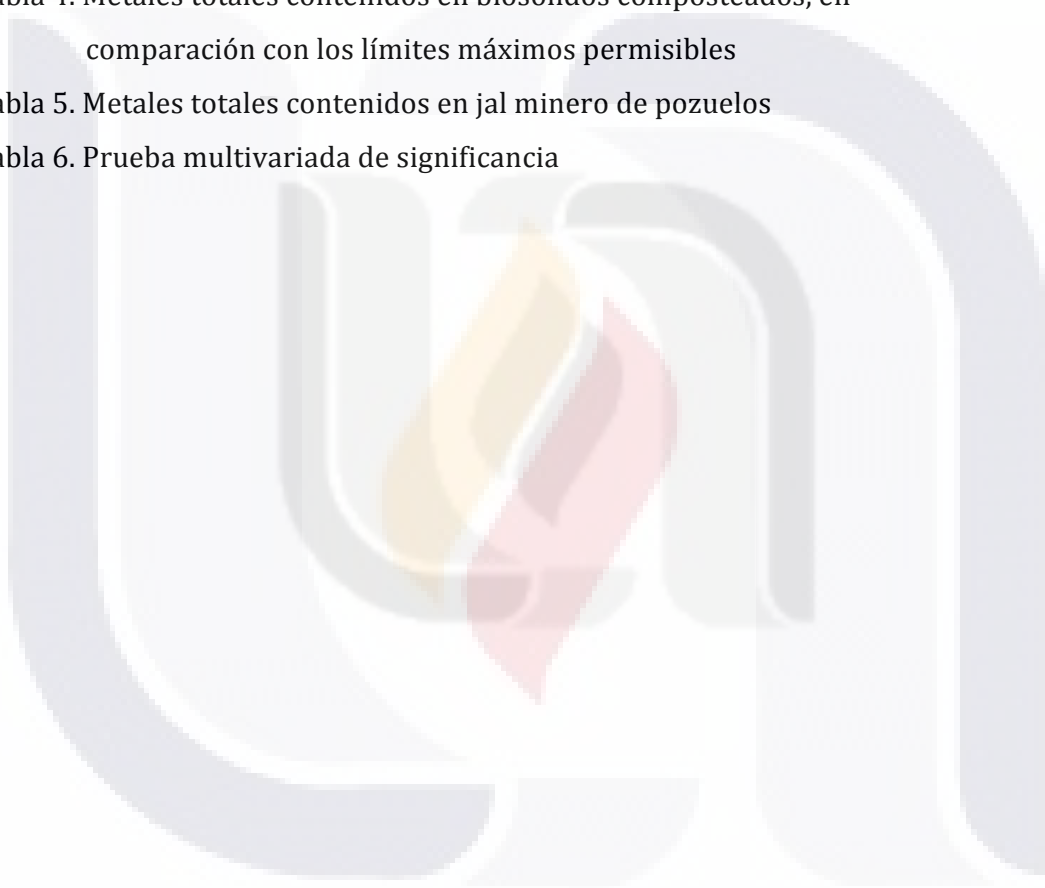
ÍNDICE GENERAL

CONTENIDO	Pág.
Capítulo 1 Introducción	1
Capítulo 2 Antecedentes	4
2.1 Jales mineros como contaminante	5
Capítulo 3 Marco Teórico	7
3.1 Contaminación por metales	8
3.2 La minería como fuente de contaminación	11
3.2.1 La minería en México	13
3.3 Biosólidos como tratamiento de remediación	16
3.4 Factores de movilidad de metales pesados para jales mineros.	18
3.4.1 Especiación química	20
3.4.2 Capacidad de intercambio catiónico	20
3.4.3 conductividad eléctrica	20
3.4.4 Potencial de óxido-reducción	21
3.4.5 Cuantificación de metales	21
Capítulo 4 Justificación	22
Capítulo 5 Hipótesis	25
Capítulo 6 Objetivos	26
Capítulo 7 Metodología	28
7.1 Muestreo	29
7.1.1 Muestreo de sustrato (jal)	29
7.1.2 Obtención de biosólidos	30
7.2 Caracterización de factores de movilidad de sustrato y biosólido	30
7.2.1 Medición de pH	30
7.2.2 Medición de la conductividad eléctrica	30
7.2.3 Porcentaje de humedad	31
7.2.4 Potencial de óxido-reducción	31
7.2.5 Determinación de capacidad de intercambio catiónico	31

CONTENIDO	Pág.
7.2.6 Contenido de materia orgánica	31
7.2.7 Espectrometría de absorción atómica	32
7.3 Controles de calidad	32
7.4 Potencial de lixiviación	32
7.5 Aplicación de Biosólidos	32
7.6 Extracción secuencial	33
7.7 Análisis estadístico	34
Capítulo 8 Resultados y discusión	35
8.1 Caracterización de jal y biosólido	36
8.2 Lixiviación de metales	40
8.3 Aplicación de biosólidos	45
8.4 Extracción secuencial	61
Capítulo 9 Conclusión	73
Anexos	76
Anexo A Concentración total de jal y en lixiviados	77
Anexo B Extracción secuencial	78
Anexo C Caracterización de lixiviados	81
Glosario	83
Referencias	89

ÍNDICE DE TABLAS

CONTENIDO	Pág.
Tabla 1. Caracterización de jales mineros diversos	36
Tabla 2. Caracterización de biosólidos	38
Tabla 3. Caracterización de biosólidos	38
Tabla 4. Metales totales contenidos en biosólidos composteados, en comparación con los límites máximos permisibles	39
Tabla 5. Metales totales contenidos en jal minero de pozuelos	40
Tabla 6. Prueba multivariada de significancia	61



ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA	Pág.
Figura 1. Localización del complejo Administrativo Pozuelos de se encuentra la mina "Pozuelos" estudiada	29
Figura 2. Lixiviación de hierro en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra	41
Figura 3. Lixiviación de zinc en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra	42
Figura 4. Lixiviación de aluminio en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra	43
Figura 5. Lixiviación de cobre en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra	43
Figura 6. Lixiviación de plomo en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra	44
Figura 7. Lixiviación de manganeso en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra	45
Figura 8. Representación del efecto causado por el pH sobre los metales (Fe, Al, Zn, Pb, Cu, Mn)	46
Figura 9 Representación del porcentaje de metal lixiviado con respecto al contenido de biosólidos por cada 100g de jal	47
Figura 10. Porcentaje de hierro lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH	48
Figura 11. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para hierro	49
Figura 12. Porcentaje de aluminio lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH	50
Figura 13. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para aluminio	51
Figura 14. Porcentaje de zinc lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH	52
Figura 15. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para zinc	54

FIGURA	Pág.
Figura 16. Porcentaje de plomo lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH	55
Figura 17. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para plomo	56
Figura 18. Porcentaje de cobre lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH	57
Figura 19. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para cobre	58
Figura 20. Porcentaje de manganeso lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH	59
Figura 21. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para manganeso.	60
Figura 22. Extracción secuencial de cobre	62
Figura 23. Análisis estadístico de Cobre en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)	63
Figura 24. Extracción Secuencial de Hierro	64
Figura 25. Análisis estadístico de Hierro en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)	65
Figura 26. Extracción Secuencial de Aluminio	66
Figura 27. Análisis estadístico de Aluminio en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)	67
Figura 28. Extracción Secuencial de Plomo	68
Figura 29. Análisis estadístico de Plomo en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)	69
Figura 30. Extracción Secuencial de Manganeso	69
Figura 31. Análisis estadístico de Manganeso en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)	70
Figura 32. Extracción Secuencial de Zinc	71
Figura 33. Análisis estadístico de Zinc en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)	72

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

En México, como consecuencia del desarrollo industrial, se registra una creciente y preocupante contaminación ambiental, sobre todo a raíz de varios siglos de actividad minera y, desde hace décadas, por la intensa explotación petrolera. La industria minera es una de las actividades económicas de mayor tradición en México, la cual, es mayoritariamente metálica y se dedica principalmente a la producción de Cu, Zn, Ag y Pb. Desafortunadamente, esta actividad tiene un alto impacto ambiental, ya que afecta desde el subsuelo hasta la atmósfera, incluyendo suelos y cuerpos de agua. Debido al procesamiento de los recursos minerales, se han generado grandes cantidades de residuos sólidos, líquidos y gaseosos que han ocasionado una gran cantidad de sitios contaminados a lo largo de todo el país.

Los residuos mineros son conocidos como *colas*, relaves o **jales**, y son generados durante los procesos de recuperación de metales a partir de minerales metalíferos tras moler las rocas originales que los contienen y mezclar las partículas que se forman con agua y pequeñas cantidades de reactivos químicos que facilitan la liberación de los metales (www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/155/cortinas.html).

Frecuentemente, para conservar y reusar el agua de proceso, así como para concentrar los lodos, se suele someter a un proceso de deshidratación hasta que alcancen una consistencia tal que facilite su transporte hacia las instalaciones de depósito, lo que ocurre cuando el contenido de sólidos es de 40 a 50 por ciento y de agua de 60 a 50 por ciento, respectivamente; lo cual constituye un lodo con propiedades de fluido. Los lodos son transportados a las presas o depósitos mediante ductos, ya sea por gravedad o con ayuda de bombeo, y a través de *descargas subaéreas* o por métodos de *descarga por inyección subacuosa*, bajo el agua superficial. También, puede ocurrir que se remueva agua adicionalmente, para crear una *descarga engrosada o densa*. La forma en que se depositan los relaves en las presas influye de manera importante en su comportamiento y en la constitución de capas con diferente grosor de partículas y humedad (www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/155/cortinas.html).

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

A medida que las partículas de los relaves se empaican bajo el efecto de la gravedad, se provoca el fenómeno de *consolidación*, el cual aporta tres beneficios: aumento de sólidos que pueden ser almacenados en un volumen dado; aumento del cuerpo del suelo por eliminación de agua; y disminución de la cantidad de filtraciones hacia el subsuelo. Cuando el proceso se completa, es común encontrar contenidos de 20 por ciento de agua unida a las partículas, aún en medios muy áridos con elevada evaporación. La permeabilidad de los relaves depositados en una presa es utilizada como un indicador de consolidación y potencial de filtraciones. Como resultado del depósito segregado de partículas por influencia de la gravedad, la permeabilidad es mayor cerca del punto de depósito y disminuye progresivamente (www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetitas/155/cortinas.html).

El impacto ambiental causado de la contaminación por metales, depende de la capacidad de acomplejamiento de estos con el suelo y agua, así como de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del entorno, los cuales pueden cambiar el estado de oxidación de los metales. El cambio de estado de oxidación y el pH pueden incrementar o disminuir el riesgo potencial de biodisponibilidad de un metal en el suelo (USEPA, 2001). En el caso particular de los suelos, si los metales se encuentran biodisponibles, pueden afectar la fertilidad y/o uso posterior de los mismos, mientras que en el caso de cuerpos de agua, pueden afectar seriamente su uso para el consumo humano.



CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

ANTECEDENTES

México es uno de los países de Latinoamérica que se encuentra localizado en una región volcánica rica en minerales. La tradición minera se remonta a la época prehispánica, como lo muestra la explotación de yacimientos ubicados principalmente en las zonas de Taxco, Pachuca, Guanajuato y la sierra Gorda, en Querétaro, donde se encontraron vestigios de bocaminas (<http://www.mitecnologico.com/Main/MineriaEnMexico>).

2.1 JALES MINEROS COMO CONTAMINANTE

En las condiciones normales de operación de los depósitos o presas de jales mineros, y como consecuencia de tormentas y derrames, puede ocurrir la contaminación de los cuerpos de abastecimiento de agua, con el posible deterioro de la calidad de la misma, sobre todo si los relaves tienen un pH o un contenido de metales que pueden volver el agua temporal o permanentemente no apta para el consumo. Por lo general, la afectación de los cuerpos de agua superficiales suele ser sólo local, pero en algunos casos puede alcanzar distancias alejadas varios kilómetros del lugar en el que ocurre la contaminación. La afectación depende del tipo y características de los jales mineros vertidos, de la frecuencia e importancia de las descargas, así como de los regímenes hidrológicos de las aguas receptoras. También, puede producirse la contaminación de los mantos freáticos como consecuencia de las filtraciones en las presas, lo cual requiere ser vigilado mediante monitoreo. Todo ello, implica la necesidad de contar con programas de manejo y protección del agua en las operaciones mineras (www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/155/cortinas.html).

Debido al desarrollo industrial de la minería en nuestro país y a la falta de normatividad sobre sus residuos, esta industria ha generado por décadas una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país. El beneficio de minerales, como parte de las actividades de la minería metálica (la mayoritaria en México), provoca problemas como la producción de sulfatos y residuos ácidos o de

metales pesados. En la minería no metálica, por su parte, los impactos negativos se relacionan con el hecho de que se realiza a cielo abierto, generando residuos, contaminación por polvos y ruido, pérdida de la capa orgánica y de la cubierta vegetal, entre otros.



CAPÍTULO 3

MARCO TEÓRICO

MARCO TEÓRICO

3.1 CONTAMINACIÓN POR METALES

El crecimiento y desarrollo de las comunidades junto con la escasa planeación urbana, ha generado la acumulación de una variedad de compuestos tóxicos a los seres vivos. Los casos de contaminación extrema, cuyos resultados adversos se han manifestado dramáticamente, generaron la necesidad y el interés por los estudios de contaminación ambiental en varios sustratos, como agua, sedimentos, aire y suelo.

Hay muchos contaminantes que son bioacumulativos y sus efectos nocivos irreversibles se manifiestan a largo plazo, lo común es que la sociedad los ignore y por tal motivo se les considera como una epidemia silenciosa, tal es el caso de los metales pesados, por lo que es importante conocer y evaluar sus niveles en el ambiente (Bautista-Zúñiga, 1999).

Los metales en suelo tienen dos tipos de origen, natural o antropogénico; Los metales pesados contenidos en el material original, al meteorizarse, se concentran en los suelos. Estas concentraciones naturales de metales pueden llegar a ser tóxicas para el crecimiento de las plantas, así por ejemplo, el níquel puede aparecer en concentraciones tóxicas en suelos derivados de rocas ultrabásicas (García et al., 2009).

Los metales pesados y elementos traza de importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y, por tanto, de cultivos agrícolas pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénica. Se habla de origen natural cuando los contenidos de metales se atribuyen a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo. Los metales son de origen antrópico cuando sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su composición geoquímica y son el resultado de actividades del hombre como son industriales, **mineras** y agrícolas (www2.sag.gob.cl/Recursos_Naturales/criterios_calidad_suelos_agricolas/pdf/5_metales_pesados_suelo.pdf).

Los metales pesados no son degradados en los suelos y muchos son considerados como toxinas bioacumulativas persistentes (PBTs). El riesgo para la salud humana y los ecosistemas depende de la solubilidad y biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo, por ende, la inmovilización química de estos contaminantes reduciría el riesgo ecológico (Basta, 2004).

Entre los metales que tradicionalmente están considerados más tóxicos y dañinos para la salud así como fuertemente relacionados con actividades industriales y de combustión cabe destacar: el Cobre, Plomo, Cadmio y el Mercurio (Benes, 1994).

El cobre es uno de los metales que es tanto tóxico como esencial, en particular, la deficiencia de este metal es debido a desórdenes genéticos. Las bases genéticas exactas de la enfermedad de Wilson y la enfermedad de Menkes, han sido recientemente identificadas. Ambas enfermedades, heredadas por genes recesivos las cuales tienen semejanza pero están ubicadas en diferentes cromosomas, esto es la causa de una inadecuada expresión del transporte de Cu ATPasa.

Las lesiones de la enfermedad de Wilson son producidas en gran parte por la carencia de esa enzima en el tejido hepático, lo cual causa una sobreacumulación de Cu en el hígado, mientras produce una deficiencia de Cu en otros órganos; el cobre se acumula en el hígado más allá de su capacidad de destoxificación esto conlleva a un daño hepático y consecuentemente a una ictericia. En el caso de la enfermedad de Menkes, la ausencia de enzima transportadora de Cu, interfiere con la adecuada absorción de Cu de los intestinos y produce una deficiencia de este metal, a pesar de una adecuada dieta. Sintomatología clínica y patológica, a lo largo de la diagnosis, terapia y posibles implicaciones de estos desórdenes en el embarazo han sido discutidos (Hagman et al., 1986).

Problemas de salud pública asociados con la exposición al plomo han sido reconocidos a lo largo del tiempo. Problemas causados por exposición ocupacional o ambiental de varias preparaciones de plomo como pueden ser aditivos de gasolina y pinturas.

De especial importancia es la exposición ambiental a plomo, ya que los más susceptibles son los infantes y jóvenes. Síntomas subclínicos como la reducción del coeficiente intelectual, funciones cognoscitivas, procesos de aprendizaje han sido altamente considerados por la exposición a plomo en niños. Los principales mecanismos de acción tóxica del plomo se vinculan a la inhibición de enzimas sulfidrílicas, cuya manifestación más importante es la alteración de la síntesis del HEM. Esta alteración afecta no solamente la síntesis de hemoglobina sino otras hemoproteínas, como los citocromos con impacto en la función renal y neurológica. La fisiopatología de la alteración cardiovascular se vincularía al incremento de la reactividad vascular causada por el plomo mediante el aumento de la concentración de calcio intracelular y la estimulación de la calmodulina (ATSDR, 2002).

La toxicidad del cadmio se caracteriza por una forma aguda y una crónica. Manifestaciones agudas serían, según observaciones clínicas y experimentales, lesiones hepatorenales y coronarias, de los ganglios sensoriales, de los testículos, del páncreas y alteraciones teratológicas. La intoxicación crónica tiene como manifestaciones principales, la nefropatía tubular, el enfisema pulmonar, la osteoporosis y la osteomalacia. La concentración del cadmio en el suelo depende del pH de la tierra, que tiene la función primaria de controlar la solubilidad y movilidad del metal, y además, desempeña un papel fundamental en determinar su disponibilidad para las plantas (Broska et al., 1998; Hagman et al., 1986; Leffel et al., 2003).

Actualmente, la exposición laboral a mercurio es importante puesto que se da en muchos tipos de industrias. Por otro lado, la exposición ambiental también es de gran importancia, puesto que hay una exposición muy extendida a partir de los alimentos y las amalgamas dentales. Además, el mercurio es muy persistente en el medio ambiente y puede suponer un riesgo a largo plazo para las poblaciones expuestas (OMS, 1991).

Las intoxicaciones por mercurio se producen predominantemente en el ámbito laboral, siendo una intoxicación infrecuente en nuestro medio. El mercurio inhibe los

grupos SH presentes en la mayoría de procesos enzimáticos. Ocasionando necrosis y muerte celular. Las grandes concentraciones alcanzadas durante la excreción renal provocan lesiones de los glomérulos y túbulos renales. Las principales vías de absorción de los compuestos mercuriales son la respiratoria, digestiva, cutánea y transplacentaria. El mercurio metálico prácticamente no se absorbe por vía digestiva mientras que otros compuestos mercuriales se absorben por vía oral (Salud, seguridad y medio ambiente en la industria, 2002).

La evaluación para el riesgo por metales generalmente sigue la misma metodología comúnmente usada por toxicólogos, la cual es identificar las propiedades y la relación dosis-respuesta, seguida de una evaluación de la exposición y la caracterización del riesgo (Chang et al., 1996).

3.2 LA MINERÍA COMO FUENTE DE CONTAMINACIÓN

Las actividades humanas han ejercido un efecto considerable en la concentración y movilidad de los metales en suelos son:

- ⊙ Productos químicos agrícolas y lodos residuales.
- ⊙ Actividades de minería y fundición. El proceso de minería implica: la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos semi-procesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación localizada de metales. El polvo originado puede ser depositado en los suelos a muchos kilómetros de distancia. En áreas mineras, las capas superiores de suelos minerales presentan concentraciones elevadas de cobre, níquel, arsénico, selenio, hierro y cadmio (García, 2009).
- ⊙ Generación de electricidad y otras actividades industriales. La combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en suelos. Las centrales térmicas de combustión de petróleo pueden ser fuentes de plomo, níquel y vanadio (García, 2009).

Las mayores fuentes industriales de metales incluyen fábricas de Hierro y acero que emiten metales asociados con las menas de hierro, como el níquel. Las fábricas de baterías, pueden emitir cantidades considerables de plomo. Los metales asociados con áreas altamente industrializadas, incluyen arsénico, cadmio, cromo, hierro, níquel, plomo, zinc y mercurio (García, 2009).

- © Residuos domésticos. Aproximadamente el 10% de la basura está compuesta de metales. Uno de los problemas más serios de las sociedades modernas es como deshacerse de este volumen de basuras. Las dos alternativas son enterrar o incinerar. El enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración puede contaminar la atmósfera al liberar algunos de los metales volátiles (García, 2009).

A excepción de suelos con pH ácidos, los metales son poco móviles y tienden a acumularse en la parte superficial, en el horizonte biológicamente más activo, lo que hace que los metales estén fácilmente accesibles para los vegetales (www.miliarium.com/Proyectos/SuelosContaminados/Manuales/Contmetalespesados.asp).

La extracción minera data del año 1600, provocando disturbios en el medio ambiente que le rodea, generando con esto, suelos con limitaciones físicas, químicas incluso biológicas para el establecimiento de vegetación, así mismo provocando riesgos a la salud humana.

El impacto ambiental causado por la contaminación por metales, depende de la capacidad de acomplejamiento de estos con el suelo y agua, así como de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del entorno, los cuales pueden cambiar el estado de oxidación de los metales. El cambio de estado de oxidación y el pH pueden incrementar o disminuir el riesgo potencial de biodisponibilidad de un metal en el suelo (USEPA, 2001). En el caso particular de los suelos, si los metales se encuentran biodisponibles, pueden afectar la fertilidad y/o uso posterior de los mismos, mientras que en el caso de cuerpos de agua, pueden afectar seriamente el uso para el consumo humano.

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Es de suma importancia estudiar la contaminación en suelo por metales pesados como resultado de actividades mineras, dentro de las anomalías biogeoquímicas que se dan como resultado de la extracción, es el aumento de la cantidad de microelementos en el suelo, aumentando sus niveles llegando a ser macroelementos, los cuales afectan de manera negativa al a biota (Puga et al., 2006).

3.2.1 LA MINERÍA EN MÉXICO

Se piensa que en los países en desarrollo como México aun no presentan problemas fuertes de contaminación por metales pesados como ocurren en los países industrializados; sin embargo, en México se han generado y se siguen produciendo desechos mineros denominados *jales*, que contienen cantidades importantes de metales pesados que son expuestos al ambiente y que en algunos casos ya constituyen graves problemas de contaminación (Bautista-Zuñiga, 1999).

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana (NOM-141-SEMARNAT-2003), los jales se clasifican como peligrosos cuando son generadores potenciales de acidez o cuando contienen elementos tóxicos solubles en agua.

Desde los orígenes de la minería, hasta 1934 en que se construyó la primera presa de jales, sus residuos fueron vertidos a cañadas y al río Guanajuato, en el caso de México. De acuerdo con algunos datos encontrados en la actualidad se producen aproximadamente 2,000 Tn/día de jales (Mendoza-Amezquita et al., 2006). Algunos depósitos de residuos mineros del Distrito de Guanajuato han sido estudiados por otros autores desde el punto de vista químico, mineralógico y edafológico (Ramos-Arroyo et al., 2004).

El distrito minero del estado de Guanajuato está localizado a 475 km de la Ciudad de México. Consta de una longitud aproximada de 20 km y un ancho promedio de 16 km.

Está constituido por tres sistemas de Vetas, ordenadas de sur a norte, con un patrón general de rumbo noreste y buzamiento predominante al sur:

- ⊙ Veta de la Luz
- ⊙ Veta Madre
- ⊙ Vetas de la Sierra o Villalpando (Mendoza-Amezquita et. al., 2006)

La geología del distrito minero del estado de Guanajuato se puede dividir en dos paquetes, el primero es una secuencia Vulcano-sedimentaria marina conformada por calizas y horizontes de lutitas negras, tobas líticas marinas que varían en algunos casos a areniscas tipo grauvacas, limonita y lutitas cafés de edad mesozoica; el segundo paquete lo conforman una secuencia, constituida por capas clásticas, las cuales incluyen conglomerados con clastos de caliza y/o fragmentos de rocas volcano.

Sobreyaciendo a estos paquetes de rocas, se presentan capas de ignimbritas y tobas asociadas, tobas líticas, basaltos fisulares asociados al sistema de fallas paralelas al graben regional y finalmente aluvién.

El impacto ocasionado por las presas de jales del Distrito minero de Guanajuato, esto por la intensa explotación de los yacimientos, han alterado la superficie, cubriendo con residuos el suelo y la vegetación en áreas extensas, para el caso particular del municipio de Guanajuato los subsistemas están siendo impactados por los metales, el agua, el suelo, el aire, la flora y la fauna de los sitios donde se realiza la actividad minera.

Uno de los principales problemas que se puede generar a partir de esta actividad es la contaminación de mantos acuíferos que son la fuente de abastecimiento de agua para el municipio de Guanajuato, se ha encontrado evidencia de contaminación por fosfatos en el agua de pozos y en la presa de la Purísima que funciona como zona de recarga del acuífero.

Dentro de los antecedentes de accidentes en las presas de jales mineros del estado de Guanajuato reportados por la Comisión Nacional del Agua (CNA) como emergencias debidas a derrames de residuos mineros en cauces federales son:

- ⊙ Mina Las Torres, 1988. Ruptura de alcantarilla central de la Presa Las Coronelas 1, por errores de cálculo, lo cual ocasionó un derrame de más de 1,000 toneladas de jal, con un impacto sobre el arroyo los Cedros hasta 15 km.
- ⊙ Mina Las Torres, 1993. Derrame de 250 Tn de jal por “chino” mal sellado, impacto sobre 5 km del arroyo de Los Cedros.
- ⊙ Mina Bolañitos, 2000. Entrada de jal por alcantarilla central y desbordamiento por presa de emergencia debido a la basura acumulada en la misma por falta de mantenimiento, volumen aproximado de 200 toneladas.

Los procesos geoquímicos que se presentan en depósitos de jales y que controlan los niveles de pH e influyen sobre la movilización de especies con potencial tóxico, como pueden ser los metales pesados, hacia otros compartimentos ambientales son:

- a) Oxidación de sulfuros que genera acidez.
- b) Neutralización de acidez por carbonatos y otras fases que cuando se intemperizan generan alcalinidad.
- c) Precipitación de fases minerales secundarias como óxidos.
- d) Adsorción en superficies de óxidos formados *in situ*.

Los minerales depositados no permanecen estables sino que reaccionan hasta que llegan a una situación de equilibrio en función de las condiciones de los sitios. Evidencias del proceso de oxidación de sulfuros son el pH y la conductividad eléctrica, relacionada con la generación de sulfatos (Ramos-Arroyo et al., 2006).

Los suelos de mina, prácticamente materiales originales deteriorados, presentan unas características físicas y fisicoquímicas muy limitantes para el desarrollo de la vegetación, estas se deben corregir mediante técnicas de mejora y fertilización, así como de remediación para la inmovilización de metales, entre ellas se pueden destacar:

a) Introducción de plantas que tengan posibilidad de degradar, retener o reducir a niveles inofensivos los contaminantes ambientales a través de procesos que logran recuperar la matriz o estabilizar al contaminante (Hernández-Valencia, 2003).

b) Incorporación de residuos orgánicos de todo tipo (**biosólidos**, estiércoles, compostas, biodepositos marinos bajo bateas de mejillón, despojos de mataderos, etc.), debido a que incorporan C y otros elementos biogénicos, suministran productos metabolizables para la fauna que comienza a colonizarlos al tiempo que se evita el daño que podrían causar al acumularlos en otros lugares.

3.3 BIOSÓLIDOS COMO TRATAMIENTO DE REMEDIACIÓN

Los biosólidos son principalmente materiales orgánicos producidos durante el tratamiento de aguas residuales, los cuales por su contenido de nutrientes y sus propias características o por las adquiridas después de un proceso de estabilización, pueden ser susceptibles de aprovecharse en diversos usos beneficiosos. Un ejemplo de tales usos es la incorporación de biosólidos al terreno para abastecerlo de nutrientes y para renovar la materia orgánica del terreno, esta actividad se conoce como aplicación al terreno (EPA; 2000).

En México se ha incrementado el tratamiento de aguas residuales con la creación de grandes cantidades de biosólido. Estos biosólidos residuales, provenientes de reactores biológicos de aguas residuales, pueden representar un impacto benéfico en suelos agotados debido a que constituyen un fertilizante excelente por su contenido de nutrientes (C, N y P) (Luna-Guido et al., 2002).

La NOM-004-SEMARNAT-2002, establece las especificaciones y los niveles máximos permitidos de contaminantes en lodos y biosólidos provenientes del desasolve del sistema de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger al medio ambiente así como la salud humana.

Los beneficios del uso de biosólidos quedan sujetos a los resultados del examen de una serie de problemas ambientales antes de implantar el sistema de manejo; es necesario conocer y controlar o eliminar el contenido de mutágenos, cancerígenos, microorganismos patógenos, así como metales que se pueden acumular en el suelo.

Otro de los factores importantes que es necesario controlar para poder utilizar los biosólidos como fertilizantes de una zona agrícola es la mineralización del nitrógeno orgánico en el biosólido, así como la cantidad de carbono fácilmente biodegradable. Para que éstos puedan ser reutilizados deben estar caracterizados fisicoquímica y microbiológicamente con el fin de asegurar que no existan residuos peligrosos en su composición y de que no ocasionan impactos negativos; por estas razones en nuestro laboratorio de Ecología de Suelos se ha realizado el estudio de biosólidos provenientes de aguas residuales industriales. Para eliminar el contenido de patógenos existen diferentes tipos de tratamientos: tratamiento térmico, aplicación de cal o irradiación, siendo este último proceso el más efectivo (Luna-Guido et al., 2002).

La materia orgánica del suelo se compone de sustancias húmicas y no húmicas siendo las sustancias húmicas los compuesto más estables del suelo, además, tiene un número relativamente grande de grupos funcionales que tiene alta afinidad por los iones metálicos, pudiendo formar complejos órgano-metálicos (Kabata-Pendias, 2000).

La relación entre la materia orgánica y los metales es importante en la biodisponibilidad de éstos debido a su alta capacidad para formar complejos (Reichman, 2002), de tal modo que los metales quedan absorbidos en la materia orgánica del suelo y

en otras formas de materia orgánica humificada (Rieuwertts et al. 1998; Silveira et al. 2003; Basta 2004).

3.4 FACTORES DE MOVILIDAD DE METALES PESADOS PARA JALES MINEROS.

El componente más efectivo de los suelos para fijar los iones metálicos es el CaCO_3 , por lo que se tiene que los biosólidos composteados, tienen un gran potencial para inmovilizar los metales contenidos, por citar un ejemplo, en residuos de minería.

Los metales pesados provenientes de los procesos de minería, una vez vertidos en suelo, sufren una serie de procesos basados en factores que afectan la concentración de los metales en la solución de suelo afectan la disponibilidad, por tanto, ésta depende de la naturaleza del metal, su incineración con los coloides del suelo, las propiedades del suelo y el tiempo de contacto del suelo con el metal (Naidu et al., 2003).

Los metales pesados por una parte, tienden a acumularse e inmovilizarse en los suelos pero, por otra, hay una Carga Crítica a partir de la cual la acumulación y los fenómenos de amortiguación del suelo son insuficientes para proteger a los ecosistemas de los efectos nocivos de los metales pesados. Además, la movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados varía fuertemente con diferentes factores como conductividad eléctrica, porcentaje de humedad, potencial de óxido-reducción (redox), capacidad de intercambio catiónico, cantidad de metales contenidos y principalmente con el pH (Ramos-Castellanos, 2002).

En el suelo los metales se asocian en distintas fracciones: (1) Fracción intercambiable, (2) Fracción en la que están unidos a Carbonatos, (3) Fracción en la que se encuentran asociados a óxidos de Fe-Mn, (4) Fracción unida a Sulfuros y Materia orgánica, (5) Fracción Residual. De dichas fracciones las que tienen dan una mayor biodisponibilidad de los metales o que tienen fácil liberación de estos son la (1) y (2).

La biodisponibilidad también depende de la solubilidad de los metales, la interacción entre los diversos procesos tales como intercambio catiónico, adsorción, precipitación, formación de complejos, pH, todo esto afecta de manera importante la distribución de los metales en el suelo (Silveira et al., 2003; Basta, 2004).

La complejación de metales involucra a un ión metálico en solución que está siendo rodeado por uno o más ligandos orgánicos o inorgánicos (Hill y Colman, 1983 citado por Rieuwerts et al., 1998). La quelación ocurre cuando un ligando polidentado, generalmente una molécula orgánica grande, ocupa dos o más sitios de coordinación alrededor de un ión metálico central (Bohn *et al.*, 1979). Dentro de los ligandos complejantes orgánicos se encuentran los ácidos cítrico, oxálico y gálico, además de ácidos complejantes más estructurados, como aquellos incluidos en las fracciones húmica y fúlvica solubles (Evans, 1989). Los hidróxidos y el ión cloruro son considerados como los ligandos inorgánicos más importantes (García-Miragaya y Page, 1976; Sposito, 1989)

El pH del suelo tiene un efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo (Mcbride et al. 1997; Kabata- Pendias, 2000; Reichman, 2002). Además afecta los procesos de ingreso del metal a las raíces de las plantas (Rieuwerts et al., 1998; Lassat, 2001; E. C. 2003). Según McBride et al. (1997) el pH del suelo sería el factor más importante que afecta la biodisponibilidad de los metales.

Los metales pesados y traza en el suelo pueden formar parte de la solución y de la fase sólida del mismo. En esta última están distribuidos entre los distintos componentes del suelo y su asociación con ellos da lugar a formas químicas que determinan su movilidad y, por tanto, su disponibilidad. El conocimiento de las formas químicas del metal en el suelo entrega una mayor información acerca de su comportamiento y, para determinarlas, se han desarrollado procedimientos de extracción secuencial.

∞ 3.4.1 ESPECIACIÓN QUÍMICA

El procedimiento de extracción química secuencial propuesto por Tessier (1979) ha sido ampliamente usado para investigar las fases químicas de los metales pesados. En este procedimiento Tessier (1979) clasificó cinco tipos de iones para unir sobre la superficie de una matriz inorgánica: la fase intercambiable, fase de carbonatos, óxidos de Fe-Mn, fase de materia orgánica y fase residual (silicatos) (Tessier, et al.; 1979).

∞ 3.4.2 CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una propiedad química a partir de la cual es posible inferir acerca del tipo de arcilla presente, de la magnitud de la reserva nutricional y del grado de intemperismo de los suelos. El grado de intemperismo se considera que con un valor de CIC inferior a 10 meq/100g de suelo indica la ausencia de minerales primarios intemperizables y la acumulación de minerales secundarios del grupo caolínico y óxidos libres. Por lo que respecta a la reserva nutricional se considera que ésta es abundante cuando la CIC es mayor de 25 meq/100g de suelo (Tessier, 1979), de tal manera que determina el papel del suelo como depurador natural al permitir la retención de elementos contaminantes incorporados al suelo.

∞ 3.4.3 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

La conductividad eléctrica o conductancia específica de una solución es una medida de la capacidad de un material para transportar la corriente eléctrica. Una solución acuosa que contiene iones tiene esa habilidad. La conductividad de una solución electrolítica depende de la concentración total de iones presentes en agua, de la movilidad de cada uno de los iones disueltos, su valencia y de la temperatura a la que se hace la determinación (Ponce-Torrecillas, 2005).

∞ 3.4.4 POTENCIAL DE ÓXIDO-REDUCCIÓN

El potencial de óxido-reducción puede definirse como una medida cuantitativa de la energía de oxidación o de la tendencia del electrón de escaparse o fugarse de un sistema reversible óxido-reducción (redox), las condiciones de óxido/reducción en un suelo pueden influenciar la biodisponibilidad de los metales. La condición redox afecta el tipo de especies de metales en la solución suelo alterando su solubilidad.

El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Los diagramas Eh-pH se utilizan para mostrar la estabilidad de compuestos de metales pesados y proporciona un método fácil para predecir el comportamiento de los metales pesados frente a un cambio en las condiciones ambientales (Kabata-Pendias, 2000).

∞ 3.4.5 CUANTIFICACIÓN DE METALES

La espectroscopia de absorción atómica se trata de un método por el que se puede conocer la composición de elementos minoritarios o traza tanto de las cerámicas como de los sedimentos y arcillas que pueden estar interrelacionadas entre sí. El principio en el que se basa es la excitación de los electrones de los átomos vaporizando la muestra disuelta en un ácido ante una llama que puede tener distintas composiciones en cuanto a la mezcla de combustible empleado. De esta forma cada elemento analizado emite una luz con una determinada longitud de onda. Los resultados se hacen a partir de una muestra con concentración estándar pudiéndose así cuantificar (Salinas, 1985).



CAPÍTULO 4

JUSTIFICACIÓN

JUSTIFICACIÓN

Los problemas ambientales de la minería en México son una herencia del pasado. Un gran porcentaje de residuos mineros fueron generados antes de este siglo, cuando no existía ningún tipo de legislación y control ambiental. Fue hasta septiembre de 2004 que fue aprobada por la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) una norma para la adecuada disposición de jales mineros, esto sólo aplica para nuevos proyectos. A pesar de ello, no se tiene conocimiento sobre las condiciones y potencial de daño al ambiente, de los millones de toneladas de jales producto de la minería pasada, los cuales están dispersos a lo largo del territorio nacional (Salomón, 1995).

Los suelos que quedan tras una explotación minera contienen todo tipo de materiales residuales, escombros estériles, entre otros, lo que representa graves problemas para el desarrollo de la cubierta vegetal (Puga et al., 2006), por lo tanto los jales son tóxicos para los organismos vivos y son inhibidores de factores ecológicos afectando el crecimiento de las plantas (Vilar, 2003).

Por lo que un tratamiento con biosólidos composteados es una alternativa de tratamiento para que estos residuos de minería, tengan otro destino, y no solo el de contaminar el medio en el que se encuentran, por ello es importante establecer primero las características principales de estos desechos, así como realizar una mezcla efectiva de biosólidos y compostaje para la correcta inmovilización de los metales que puedan estar depositados en los denominados jales mineros, así como evitar problemas a la salud de los que habitan cerca de estas presas de desechos y que los metales puedan llegar a otros destinos causando mayores daños.

La relación que existe entre las condiciones de operación y el grado de inmovilización de los metales es de gran importancia, ya que si las condiciones no son las óptimas se corre el riesgo de que los metales no queden fijos y así puedan llegar a ser un factor de riesgo para la salud.

CAPÍTULO 5

HIPÓTESIS

HIPÓTESIS

La capacidad de inmovilización de metales pesados a partir de biosólidos composteados es proporcional al contenido de materia orgánica.



CAPÍTULO 6

OBJETIVOS

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar las condiciones de operación para la inmovilización de metales pesados en jales mineros, empleando biosólidos composteados.

OBJETIVOS PARTICULARES

- ☞ Dilucidar el nivel de movilización de los metales pesados contenidos en jales mineros.
- ☞ Encontrar la relación mínima biosólido composteado - sustrato para la inmovilización de metales pesados en jales mineros procedentes del estado de Guanajuato.
- ☞ Determinar la fase en la que se encuentran inmovilizados los metales en jales mineros una vez que son tratados con biosólidos composteados.

METAS

- ☞ Encontrar la relación biosólido composteado-sustrato que garantice una adecuada inmovilización de los metales.
- ☞ Establecer la fase y el nivel de inmovilización de los metales en los jales con biosólidos composteados.



CAPÍTULO 7

METODOLOGÍA

METODOLOGÍA

7.1 MUESTREO

7.1.1 MUESTREO DE SUSTRATO (JAL)

Se obtuvo muestra de jal procedente de la mina **Pozuelos**, que se encuentra ubicada al sur-oeste de la ciudad de Guanajuato, dentro del Complejo Administrativo de Pozuelos (figura 1).



Figura 1. Localización del complejo Administrativo Pozuelos de se encuentra la mina "Pozuelos" estudiada.

El tipo de muestreo seleccionado es denominado "a juicio" y consiste en una toma de muestra compuesta, obtenida con un nucleador, el criterio para la toma de muestras se basó en diferencias de textura y color superficial. El material resultante se mezcló en una cubierta de plástico y se homogeniza, la muestra fue de aproximadamente 10 kilogramos por mina.

☞ 7.1.2 OBTENCIÓN DE BIOSÓLIDOS

Los biosólidos procedentes de la planta de Tratamiento de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, se clasificaron en dos grupos.

1. Estabilizado: Se obtiene a la salida del digestor de la planta de tratamiento y se deja en exposición al sol durante tres semanas.

2. Compostado: Una vez estabilizado el biosólido, se le adiciona una mezcla de suelo, hojarasca y pasto dejando en maduración por tres meses.

Para el caso de este estudio se utilizaron los biosólidos compostados por su mayor contenido de materia orgánica, ya que es uno de los factores a variar para la inmovilización de los metales contenidos en los jales mineros.

7.2 CARACTERIZACIÓN DE FACTORES DE MOVILIDAD DE SUSTRATO Y BIOSÓLIDO

☞ 7.2.1 MEDICIÓN DE pH

Para la medición de pH en suelo se utilizó el método propuesto por Robledo-Santoyo (1997) donde se describe el método potenciométrico, el cual consiste en mezclar el jal con agua destilada en relación 1:10, agitando durante 10 minutos y dejando reposar durante 30 minutos, posteriormente se decanta el agua a la cual se le va a medir el pH con un potenciómetro (pH-metro) provisto de electrodos de vidrio y calomel (solución saturada de KCl).

☞ 7.2.2 MEDICIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

En la medición de la conductividad se aplicó el método potenciométrico propuesto por Rhoades (1996), del cual se realizó la misma preparación de la muestra que para la medición de pH.

☞ 7.2.3 PORCENTAJE DE HUMEDAD

El porcentaje de humedad se midió según lo descrito por Aguilar-Santelises (1988) el cual consiste en un método gravimétrico, con desecado en estufa a 105°C durante 24h, y diferencia de peso.

☞ 7.2.4 POTENCIAL DE ÓXIDO-REDUCCIÓN

El método para determinar el potencial redox fue descrito por Giraldes (2003), que se realizó tomando la medición por electrodo directamente a la muestra, y tiene como fundamento que las reacciones de óxido-reducción son movimiento de electrones que involucran cambios en las cargas eléctricas, las intensidades de las reacciones pueden medirse en términos de diferencias de potenciales eléctricas (Fernández-Linares, 2006).

☞ 7.2.5 DETERMINACIÓN DE CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIÓNICO

Según lo descrito por Robledo-Santoyo (1997) el método de determinación consiste en la saturación de la superficie de intercambio con un catión índice, el ion amonio; lavado del exceso de saturante con alcohol; desplazamiento del catión índice con potasio y determinación del amonio mediante destilación, método de extracción con acetato de amonio 1N pH 7.

☞ 7.2.6 CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA

La determinación consistió en la oxidación del carbono orgánico contenido en el sustrato, en este caso el jal, con un exceso de dicromato potásico en medio fuertemente ácido, valorando el exceso de dicromato con una sal de hierro (II), lo anterior está descrito por en el método de Walkley-Black (1934).

7.2.7 ESPECTROMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA

La determinación de los metales se realizó a través de espectrometría de absorción atómica por extracción ácida, mezcla ácida de digestión, (HCl:HNO₃), dependiendo del metal y la estabilidad se utilizó Flama y/o generador de Hidruros, de acuerdo a métodos estandarizados (APHA-AWWA-WPCF, 1998).

7.3 CONTROLES DE CALIDAD

Se utilizaron muestras por triplicado, por cada lote se usó un duplicado al azar, un control interno y una muestra fortificada al azar. Los coeficientes de variación de las muestras duplicadas al azar son menores al 15% y el porcentaje de recuperación de la muestra fortificada es de 85 al 115%.

7.4 POTENCIAL DE LIXIVIACIÓN

La prueba de lixiviación fue llevada a cabo en dos etapas, la primera en agitación de acuerdo a modificación del método Robledo-Santoyo y Maldonado (1997), que consiste en colocar bajo agitación al sustrato disuelto en solución extractante, agua destilada y desmineralizada) en una proporción 1:10 por 4h posteriormente se traslada la suspensión a una celda de alteración (Cruz-Gúzman et al. 2003), dejándose en inundación por 12h, de acuerdo al protocolo de Sauquillo et al. (2003), obteniendo el lixiviado por filtración al vacío, al cual se le determina el contenido del metal liberado cuantificando por espectrofotometría de absorción atómica.

7.5 APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Para la aplicación de biosólidos, se utilizan miniceldas de alteración de acuerdo con Cruz-Guzmán et al. (2003) y Méndez (2003), tomando proporciones de 20% (25 g), 33% (50 g) y 42% (75 g), tomando como base 100 g de jal a tratar.

7.6 EXTRACCIÓN SECUENCIAL

La extracción secuencial provee información acerca de la identificación de la fuerza de unión del metal a las partículas y las asociaciones de fase de elementos trazas en el sustrato que en este caso son los jales mineros. (Tessier ,1979), por lo que se utilizó, en este caso la Modificación de la técnica de extracción secuencial basada en Tessier (1979).

La técnica aplicada consistió en pesar 2g de muestra a fraccionar, la primera fracción se obtiene adicionando 16 ml de $MgCl_2$ 1M pH 7, agitando por 1 hora, y posteriormente centrifugando bajo condiciones de 5000 rpm por 15 minutos, el sobrenadante es la fracción intercambiable.

La fracción unida a carbonatos se obtuvo adicionando, a la pastilla resultante de la fracción anterior después de la centrifugación, 16ml de Acetato de Sodio 1M pH 5, agitando por 5 horas y centrifugando bajo mismas condiciones.

Posteriormente se le adicionaron 40 ml de $NH_2OH \cdot HCl$ 25% v/v $OHAc$ a la pastilla, se coloca en baño María con agitación, manteniendo a $90^\circ C$ durante 4 horas y centrifugando, para obtener la fracción unida a óxidos de Fe y Mn.

Para conseguir la cuarta fracción unida a sulfuros y materia orgánica se adicionaron 6 ml de HNO_3 0.02M y 10 ml de H_2O_2 30% pH 2, se puso a calentar a baño María $80^\circ C$ por 2 horas, terminado el tiempo se adicionaron 6 ml más del mismo H_2O_2 , calentando a $85^\circ C$ en esta ocasión durante 3 horas, posteriormente una vez fría la muestra se le sumaron 40 ml de agua desionizada para poner en agitación por 30 minutos, y centrifugar, el sobrenadante se aforó a 50 ml con agua desionizada.

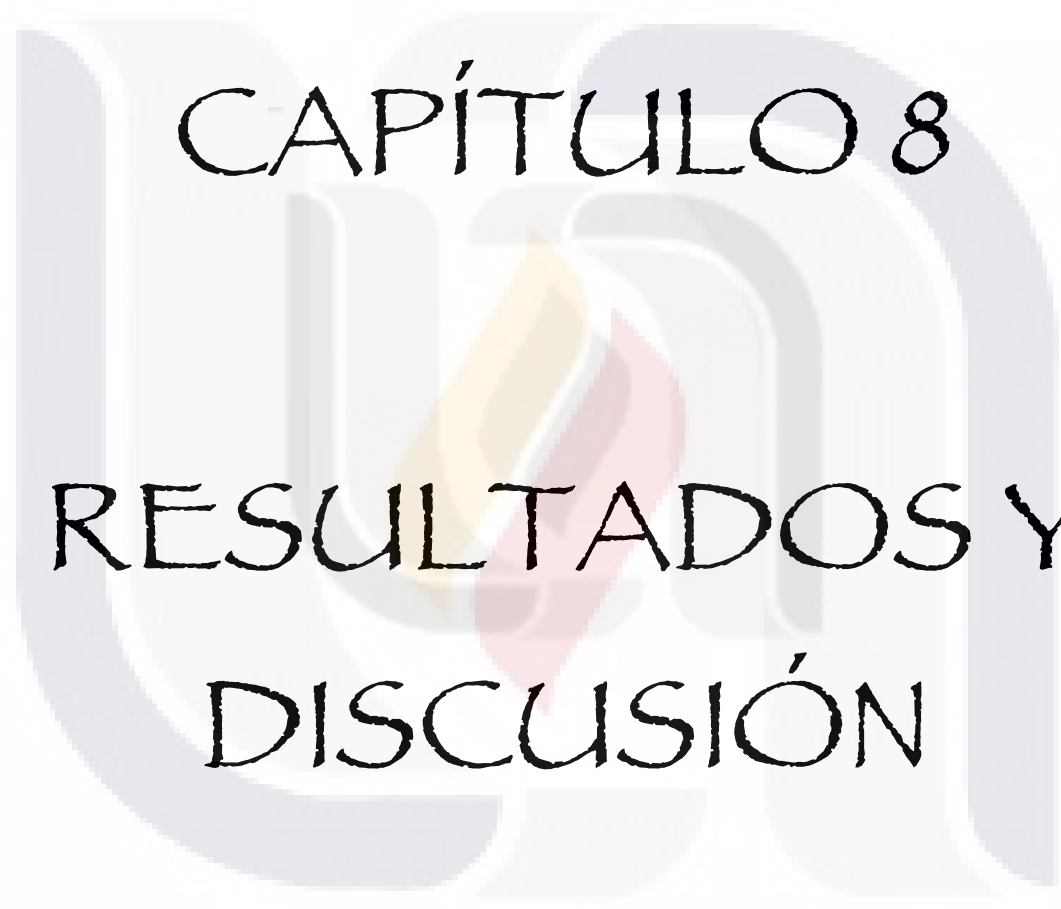
A la pastilla obtenida se le denominó fracción residual. Todas las fracciones recolectadas llevaron a digestión al horno de microondas Mars X, bajo el programa HF-Sediment.

7.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó la prueba multivariada de Wilks, con su prueba posterior LSD, para analizar las respuestas obtenidas de la lixiviación en los tratamientos, y se realizaron los gráficos de superficie de respuesta para cada uno de los metales analizados.

De igual manera se realizó el análisis estadístico para la extracción secuencial, dando un gráfico por metal, y las pruebas posteriores LSD a partir de Fisher y Wilks.

Las técnicas analíticas propuestas reúnen las características de sensibilidad, precisión y exactitud necesarias para el cumplimiento de los objetivos planteados. Estos procedimientos son recomendados por métodos estandarizados. Para los controles de calidad las determinaciones se hicieron por triplicado.



CAPÍTULO 8

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 CARACTERIZACIÓN DE JAL Y BIOSÓLIDO

Se realizó una caracterización de diversos tipos de jales, los cuales están nombrados por la compañía operadora de la mina de la que provienen, en este estudio son los de “Pozuelos” por que proviene de la mina ubicada en el complejo administrativo de Pozuelos, (tabla 1).

Tabla 1. Caracterización de jales mineros diversos

Prueba Muestra	pH	% Humedad	Conductividad μ S	ORP	% Mat. Org.
Bolaños	8.6	28.6	ND	12	ND
Pozuelos	3.9	15.7	ND	ND	ND
Las Torres	8.5	24.1	ND	35.2	ND
Las Torres Viejo	8.6	12.6	ND	21.6	ND

ND = No Detectado

Tabla 1. Continuación

Prueba Muestra	Cianuros mg/L	Nitritos mg/L	Nitratos mg/L	Sulfatos mg/L	CIC Cmol/kg
Bolaños	0.073	0.0482	3.4	737	0.578
Pozuelos	0.018	0.0098	1.7	36.5	ND
Las Torres	ND	0.0266	4.7	1205	0.59
Las Torres Viejo	ND	ND	1.2	41.6	0.472

ND = No Detectado

Los jales de las minas de Bolaños, Las Torres y las Torres Viejo tienen un pH ligeramente alcalino, por el contrario, Pozuelos presentó un pH fuertemente ácido (NOM-021-RECNAT-2000), lo cual favorece la lixiviación de los metales. En cuanto al contenido de humedad de las muestras de Bolaños y Las Torres tuvieron valores alrededor de 20%, Pozuelos y Las Torres Viejo tienen un porcentaje de humedad arriba del 12%, lo cual no

favorece a la oxidación, por lo tanto a la liberación de metales. Ninguna de las muestras presentó conductividad lo cual indicó que se tienen efectos despreciables por salinidad; los contenidos de materia orgánica son muy bajos según lo estipulado para suelos en la NOM-021-RECNAT-2000, ya que no fueron detectados, por lo que sugiere que están libres de dicha materia (tabla 1).

El potencial de óxido-reducción (ORP), según el manual de edafología (1987) es una "anaerobiosis facultativa", lo que implica que bajo condiciones de reducción se favorece a la solubilización de metales presentes en el sustrato. En el jal de Pozuelos no se detectó; la capacidad de intercambio catiónico y para el resto fue muy baja en los demás, lo que sugiere que no tiene la posibilidad de tener un depósito de iones minerales que pueden ser cedidos para habilitar la lixiviación de metales.

Los cianuros detectados están muy por debajo de lo establecido por la NOM-052-SEMARNAT-1993, que es de 250mg/kg, por lo tanto la muestra de jal de Pozuelos no es considerada como tóxica en base a dicho criterio.

La Tabla 1 muestra los resultados en donde los nitritos y nitratos presentaron muy bajas concentraciones de acuerdo a lo estipulado por la NOM-021-RECNAT-2000. La muestra de Pozuelos no presentó capacidad de intercambio catiónico, lo que indica que el suelo no tiene la capacidad de retener los metales que contiene.

Se eligió trabajar con los jales provenientes de Pozuelos debido a que presentaron un alto grado de erosión, y las propiedades físico-químicas indicaron que podrían propiciar lixiviación.

En cuanto a la caracterización de Biosólidos composteados el aprovechamiento en base a NOM-004-SEMARNAT-2002 es de clase C, ya que su contenido de metales pesados está por debajo de lo que marca la norma como bueno, esto quiere decir que son aptos para uso en remediación de suelos, es neutro según la NOM-021-RECNAT-2000 debido a

su pH de 7.35 unidades, como se señala en la tabla 2 y clase muy alta en contenido de materia orgánica con 19.24%.

Tabla 2. Caracterización de Biosólidos

Prueba Muestra	pH	% Humedad	Conductividad μ S	ORP	% Mat. Org.
Biosólidos	7.4	36.9	555.5	63.1	19.2

La tabla 3 señala una alta capacidad de intercambio catiónico, lo cual es un indicativo de la retención de metales que puede favorecer al aplicar los biosólidos como tratamiento, esto debido al humus que contiene, que es el responsable de poner a disposición tanto aniones como cationes, para su intercambio (www.ctv.es/clean_world_hispania/CompoStar.htm). Un valor alto de nitratos, tal como se determinó en la muestra de biosólido, que fue de 261mg/L, implica que fue un medio fértil, ya que el nitrógeno en forma de nitrato es la forma adecuada que las plantas toman del suelo para sus procesos biológicos, un bajo nivel de nitritos (0.05 mg/L), como el que presenta la muestra de biosólidos, no representa un riesgo a la salud por lixiviación.

Tabla 3. Caracterización de Biosólidos

Prueba Muestra	Cianuros mg/L	Nitritos mg/L	Nitratos mg/L	Sulfatos mg/L	CIC Cmol/kg
Biosólidos	ND	0.0089	261	375	44.073

ND: No detectado

Los valores de concentración total de metales en biosólidos composteados son menores que los que marca la NOM-004-SEMARNAT-2002 como un biosólido bueno, para uso agrícola y de remediación, como se muestra en la Tabla 4. Esta norma no contempla límites máximos para Hierro, Manganeso, Plata y Aluminio.

La capacidad de intercambio catiónico no es alta sin embargo puede ayudar a la retención de elementos potencialmente tóxicos como son los metales en estudio.

Tabla 4. Metales totales contenidos en biosólidos composteados, en comparación con los límites máximos permisibles descritos en la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Metal	mg/kg Biosólido	Límite máximo permisible	
		Excelente	Bueno
Arsénico	2.80	41	75
Mercurio	19.33	17	57
Cobre	8.06	1500	4300
Cromo	0.50	1200	3000
Hierro	81.38	---	---
Zinc	6.97	2800	7500
Manganeso	4.16	---	---
Níquel	0.20	420	420
Plata	1.47	---	---
Plomo	0.71	300	840
Cadmio	0.95	39	85
Aluminio	147.82	---	---

En cuanto al contenido de metales pesados en los jales mineros se obtuvieron las concentraciones marcadas en la tabla 5, aunque no existen límites máximos permisibles para jales mineros tomando en cuenta valores criterio para suelo contaminado, según lo estipulado en la NOM-004-SEMARNAT-2002, se comparan dentro de la misma tabla, dando como resultado que todos los valores se encuentran dentro de la contaminación moderada, a excepción del Cobre y Plomo los cuales caen dentro de lo muy contaminado.

Tabla 5. Metales TOTALES contenidos en jal minero de Pozuelos (mg/kg de suelo) (Lindsay 1979; Fe, Cu, Mn, Pb, Zn, USEPA)

Nombre	Cu	Zn	Pb	Mn	Al	Fe
Pozuelos	34.80	157.50	196.80	103.50	1408.33	8130.84
Criterio	25 -50	90 -200	>60	300-500	71000	25000

Conforme a los criterios que marca la NOM-021-RECNAT-2000 y los límites máximos dados por Lindsay en 1979, el contenido de plomo es altamente contaminante o peligroso, debido a que el valor en la muestra de 196mg/kg; así mismo el cobre y zinc están como contaminación moderada debido a la concentración de estos metales, por lo que no representan una amenaza; el aluminio, hierro y manganeso están muy por debajo de lo que considera contaminado no representando un problema de contaminación.

8.2 LIXIVIACIÓN DE METALES

Se realizaron pruebas de lixiviación para comprobar que se tuviera una movilidad de metales para poder trabajar con el jal y darle un tratamiento con biosólido, de lo cual se obtuvieron los resultados que a continuación se presentan.

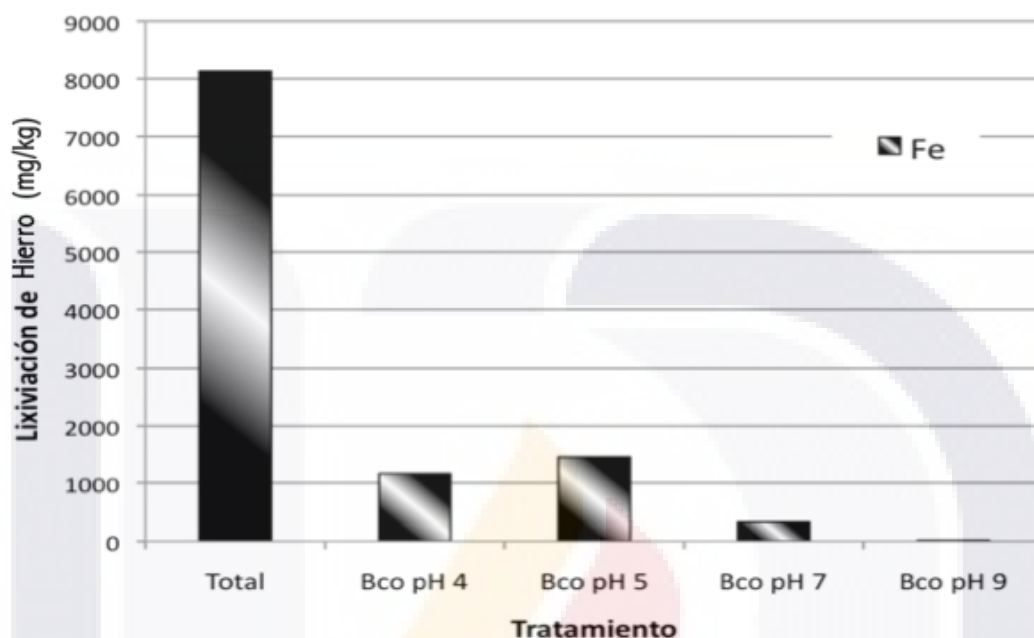


Figura 2. Lixiviación de Hierro en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra.

La lixiviación de hierro (figura 2) en jales, fue mayor al pH 5 y el de menor lixiviación a pH 9, lo cual corresponde a lo descrito por Chicon-Reina (2010), cuanto menor es el pH, mayor es la solubilidad de los metales, por lo que aumenta su movilidad, lo mismo ocurrió para el Zn (figura 3), el cual se ve más disponible bajo condiciones ácidas lo cual concuerda con Guiza-González et. al. (2001).

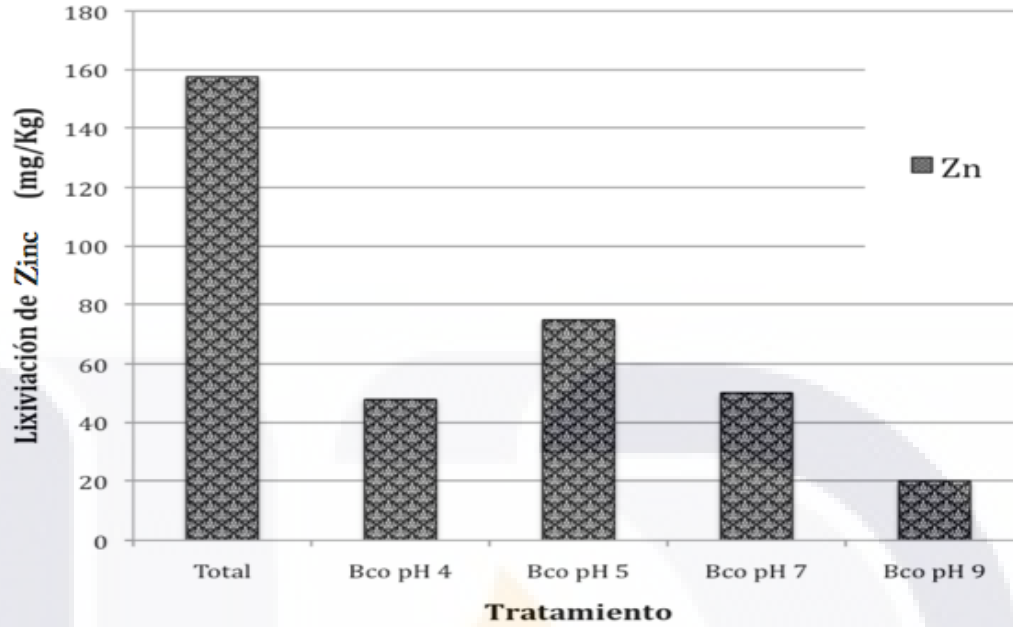


Figura 3. Lixiviación de Zinc en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra.

Para el aluminio la mayor lixiviación se dio a pH 4, siendo seguido por el pH 7, sin embargo la menor lixiviación fue en el pH 5, por lo que se puede pensar que bajo condiciones cercanas a lo que es la lluvia meteórica (pH 5.5) la lixiviación se ve disminuida.

La figura 4 muestra la lixiviación del aluminio la cual se ve disminuida en el pH 5, sin embargo se tienen valores similares entre los distintos pH. La lixiviación del aluminio se puede ver disminuida por la interacción de este metal con materia orgánica según Rondon et. al. (2010).

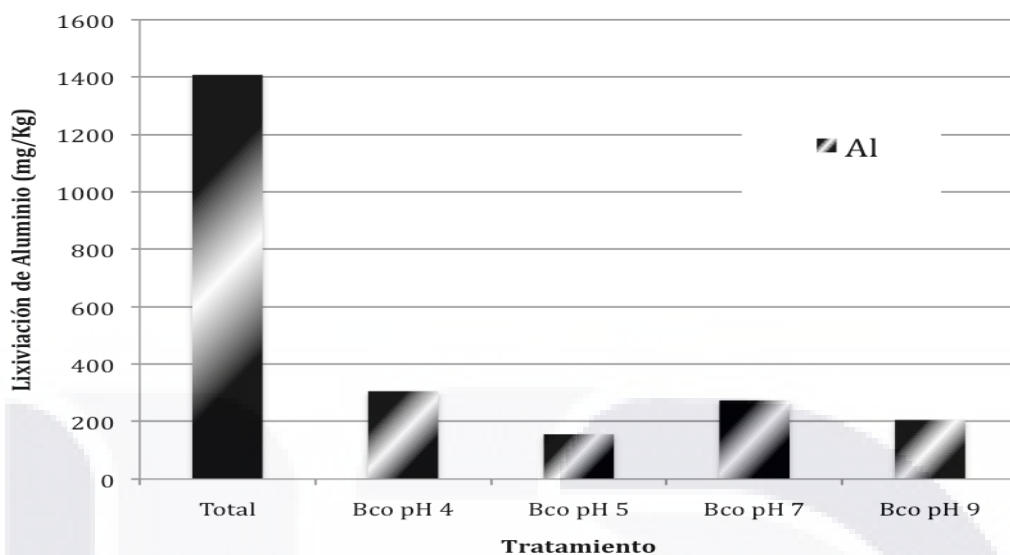


Figura 4. Lixiviación de Aluminio en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra.

El cobre reportó lixiviaciones mayores en los valres extremos de la variable pH (4 y 9), como se puede observar en la figura 5, lo cual indica que bajo condiciones cercanas a la neutralidad este metal es ligeramente estable.

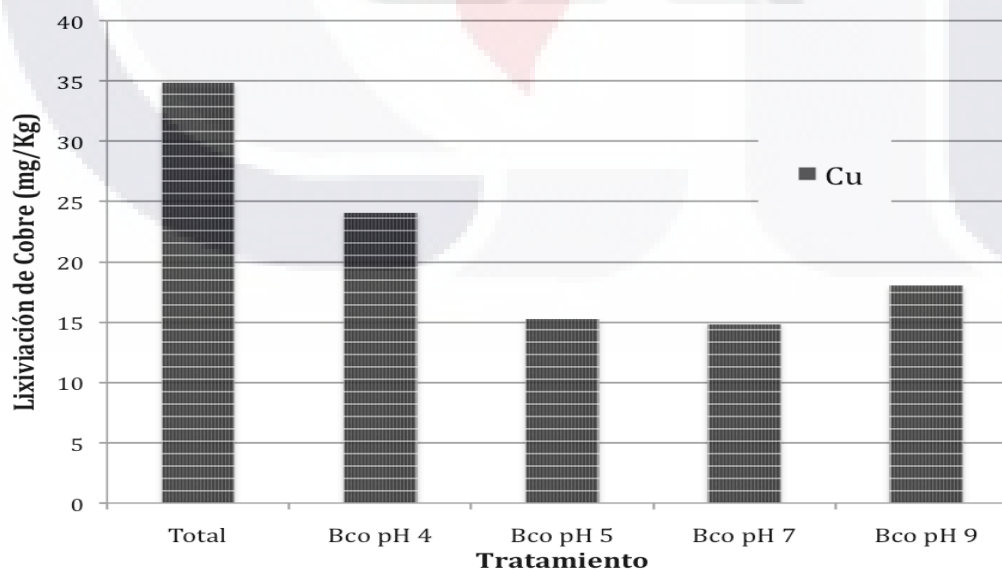


Figura 5. Lixiviación de Cobre en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra.

En el caso del Plomo sucedió lo mismo que en el Aluminio, a un pH ácido se tuvo una mayor lixiviación que a pH alcalino, bajo 5 unidades de pH la lixiviación fue menor (figura 6). Con estas lixiviaciones se eligió trabajar con el propósito de lograr una mayor disminución de la lixiviación aplicando los biosólidos.

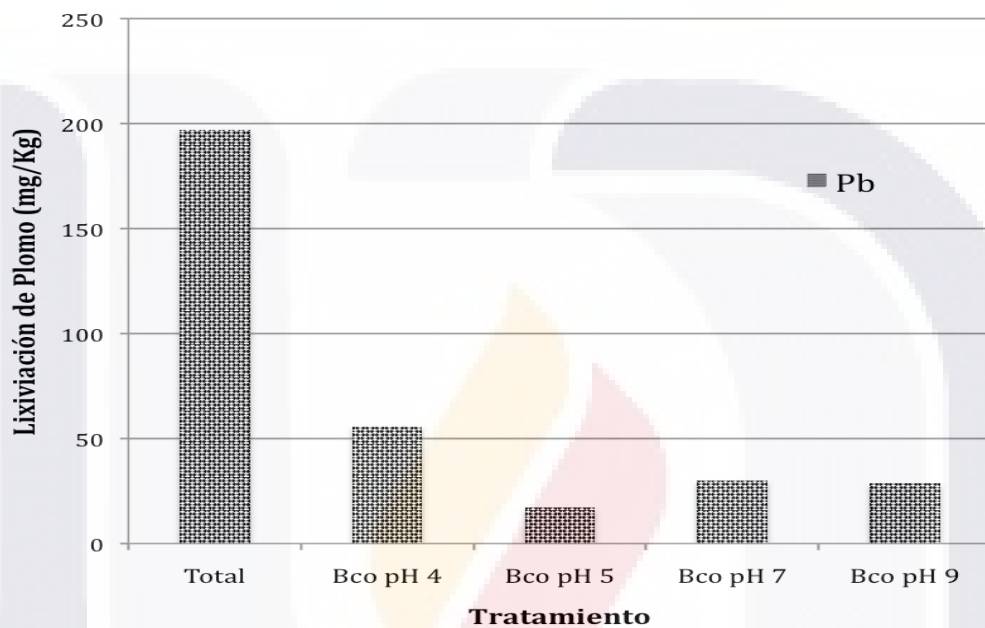


Figura 6. Lixiviación de Plomo en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra.

En el manganeso se pudo observar una alta lixiviación bajo condiciones acidas, no se presentó gran diferencia entre los pH 5, 7 y 9, por lo que presenta un comportamiento semejante al Zn ya que en condiciones mayores a 5.5 unidades de pH la disponibilidad de este metal se ve reducida (figura 7).

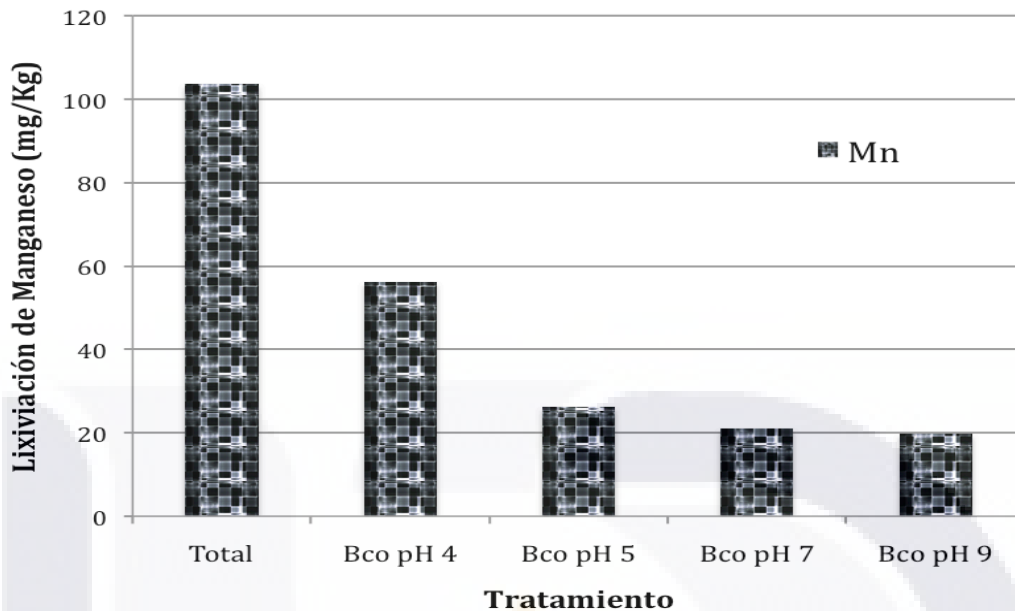


Figura 7. Lixiviación de Manganeso en el jal a diferente pH en comparación con el metal total contenido en la muestra.

8.3 APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Aplicando los tratamientos propuestos en este proyecto correspondiendo a 25, 50 y 75g de biosólido/100g jal, las lixiviaciones disminuyeron casi hasta ser nulas, es decir que los biosólidos aplicados tienen un efecto sobre la lixiviación de los metales estudiados (Al, Fe, Cu, Zn, Pb, y Mn), como se puede ver en las figuras 8, 9 y 10, donde se representan los tratamientos con su respectivo control.

Como se pudo observar en los resultados la concentración de materia orgánica (MO) ayudó en la inmovilización de los metales teniendo semejante efecto quelante que los ácidos húmicos quienes estabilizan a los metales como lo describe Schnitzer y Khan, (1972). Sin embargo, al tenerse un aumento en la cantidad de MO y un descenso en los valores de pH, se puede encontrar un incremento en la movilidad y disponibilidad de metales pesados (Abdelrahman y Al-Ajmi, 1994; Kuo y Baker, 1980).

La figura 8 muestra el efecto que tiene el pH sobre los metales en estudio, con lo cual se puede observar que para el Fe se tuvo una lixiviación mayor a pH 5 y la menor a pH 9, al igual pasa para el Zn la mayor lixiviación se dio en pH 5, y va disminuyendo conforme aumenta el pH hacia la alcalinidad.

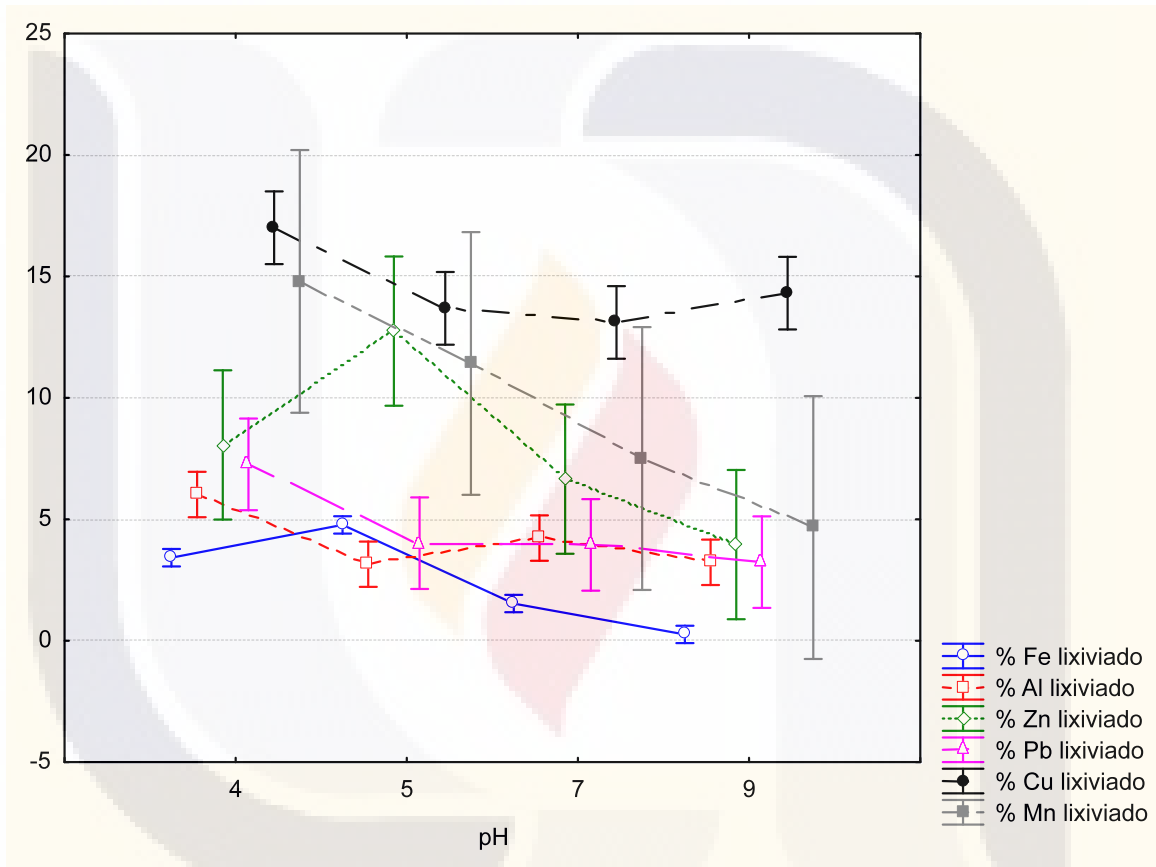


Figura 8. Representación del efecto causado por el pH sobre los metales (Fe, Al, Zn, Pb, Cu, Mn)

En los metales Al y Pb se tiene una disminución en la concentración de estos en el lixiviado, en un aumento de pH de 4 a 5, sin embargo al cambiar a pH neutro dichos metales lixivian un poco más, y disminuyen nuevamente casi al mismo punto de pH 5, no habiendo una diferencia significativa entre los tratamientos

Para el caso del Mn se tiene una respuesta en la que a menor pH la lixiviación es mayor. Y por su parte el Cu tiene una tendencia a disminuir sin embargo bajo condiciones de alcalinidad aumenta un poco de manera no significativa.

La figura 9 muestra como se tiene un comportamiento similar bajo los tratamientos utilizados, ya que en el control (0g de biosólido / 100g de jal) se tuvieron porcentajes de lixiviación estadísticamente significativos con respecto a los tratamientos, de los cuales no hay diferencia entre ellos.

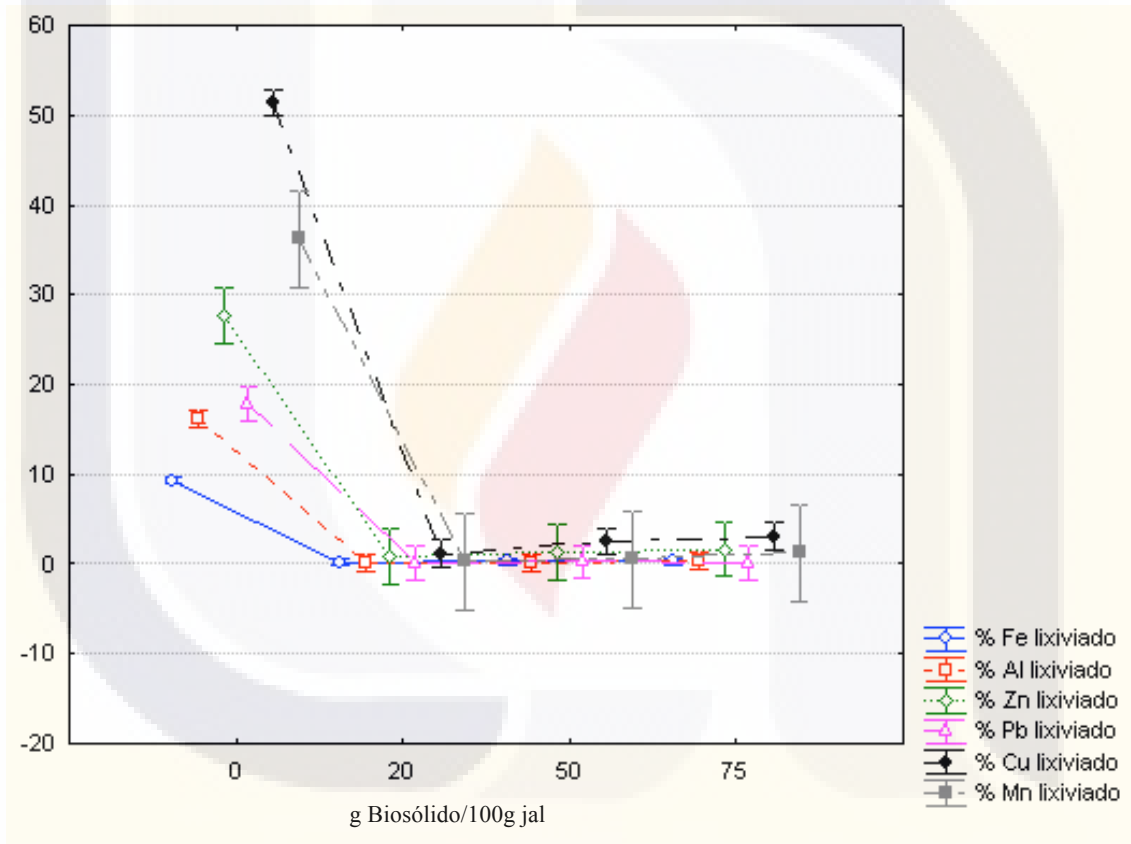


Figura 9 Representación del porcentaje de metal lixiviado con respecto al contenido de biosólidos por cada 100g de jal.

Tomando en cuenta cada metal por separado, el biosólido tiene un efecto significativo en la disminución de lixiviación de hierro, sin embargo no existe diferencia alguna entre los gramos de biosólido aplicados, es decir, se obtuvieron resultados

similares con 25, 50 y 75g/100g de jal, lo que nos lleva a analizar los demás metales (figura 10a).

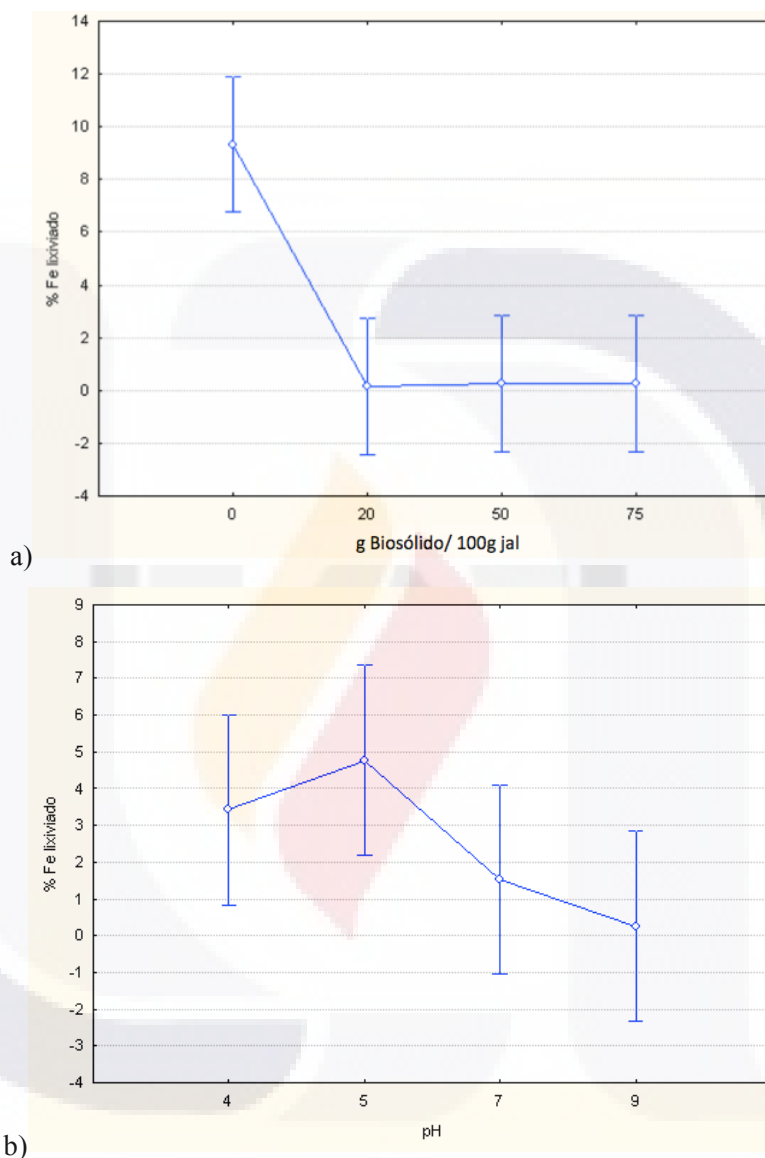


Figura 10. Porcentaje de Hierro lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH.

Como se ha estado mencionando anteriormente a pH más alcalinos disminuye la disponibilidad de los metales por lo que el hierro (figura 10.b), en este caso, tiene el mismo comportamiento que zinc. Sin embargo a un pH 5 hubo un ligero aumento en la lixiviación sin ser algo estadísticamente significativo.

Al realizar un gráfico de superficie de respuesta (figura 11) se puede observar como el hierro tiene un comportamiento de lixiviación alto a pH ácidos y sin interacción con materia orgánica, para este caso, provenientes de los biosólidos aplicados. Así mismo la aplicación de biosólidos disminuyó notablemente la lixiviación del hierro, logrando un efecto parecido al llevar el pH hacia la alcalinidad.

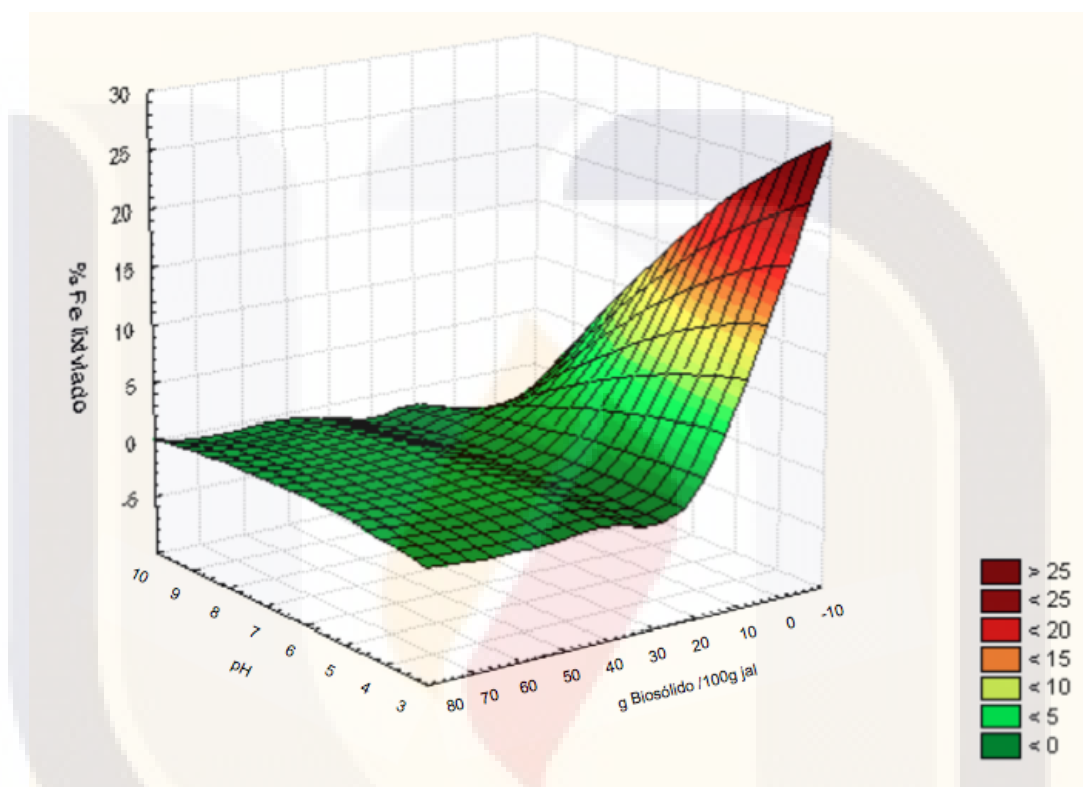


Figura 11. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para Hierro.

También se pudo observar que después de los 25g de biosólido aplicados por cada 100g de jal la lixiviación no tuvo variación, lo que nos puede llevar a que es el mínimo de biosólido composteado, para una disminución notable en la lixiviación del hierro de la muestra estudiada, este comportamiento frente a la lixiviación y pH coincide con el descrito por Domínguez (2001) en un estudio sobre la movilidad de metales, en el cual dice que los niveles de Fe descienden progresivamente a medida que se incrementa el valor de pH.

El aluminio (Al) tuvo una diferencia significativa en la lixiviación (figura 12a) siendo menor con la aplicación de biosólidos, nuevamente se no se presentó diferencia entre las diferentes cantidades de biosólido aplicados, sin embargo al revisar la tendencia de este se observó que con 25g /100g jal, se tuvo una menor lixiviación. Por consiguiente analizamos el efecto del pH (figura 12b) no encontrando diferencia significativa entre ninguno de los tratamientos aplicados, y como se puede observar las menores lixiviaciones se obtuvieron bajo pH 5 y 9.

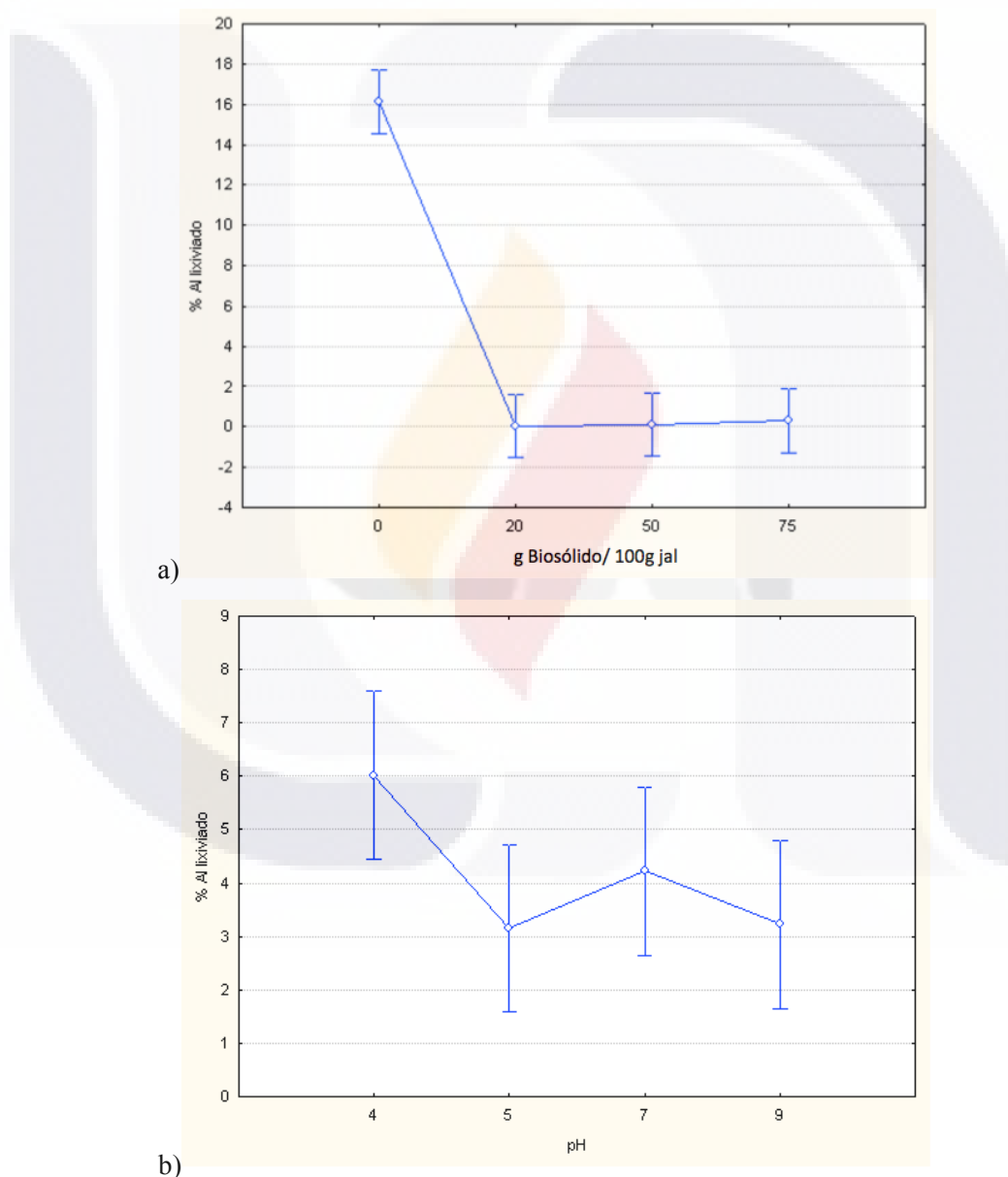


Figura 12. Porcentaje de Aluminio lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH.

La superficie de respuesta del Al (figura 13) muestra como a los diferentes pH existe una lixiviación mayor al 20%, esto sin la aplicación del biosólido, conforme se va aumentando el contenido de biosólido, se va disminuyendo la lixiviación hasta llegar a un punto de estabilidad, en los 30g biosólido/100g jal, lo anterior concuerda con la lixiviación del Aluminio en donde se tiene mayor movilidad a pH ácido, y al acomplejarse con la materia orgánica forma compuestos más estables, además en este caso es ayudado por el cambio de pH que se presentó a partir de la adición de biosólidos.

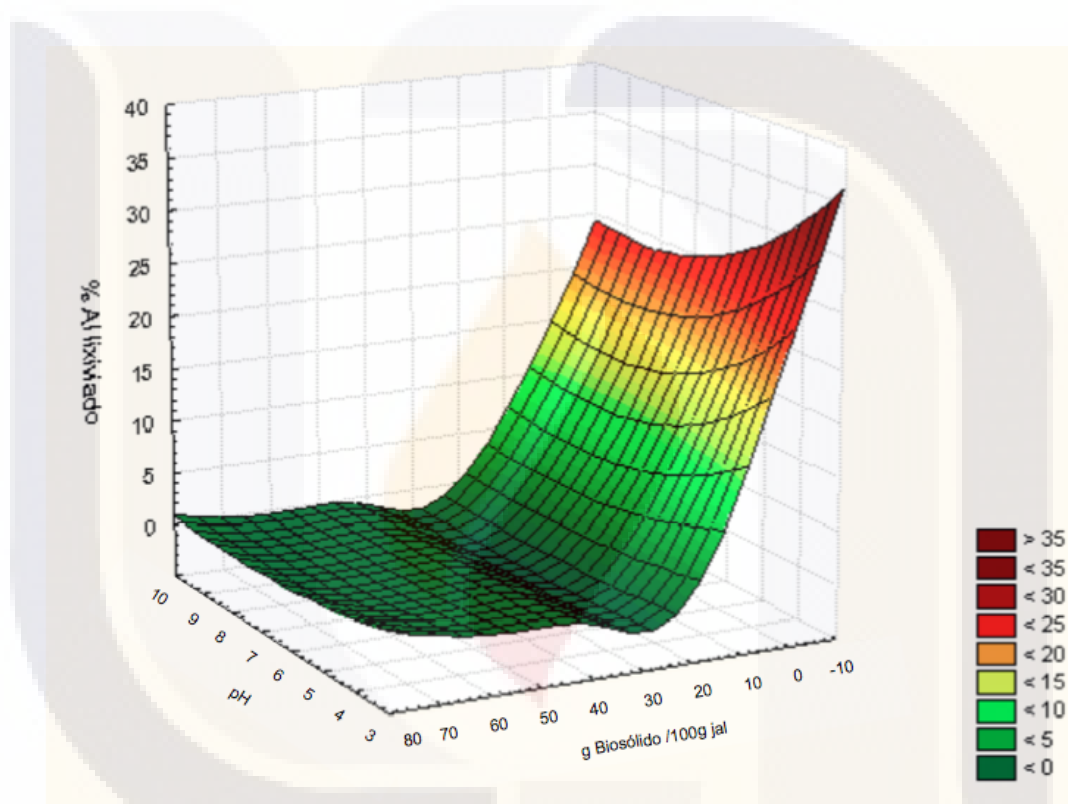


Figura 13. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para Aluminio.

La figura 14a muestra como el Zinc tiene una diferencia significativa en la disminución de su lixiviación con la aplicación del método de remediación, ya que se disminuyó en gran proporción, sin embargo bajo la influencia de pH no hubo diferencia significativa (figura 14b), ya que el Zinc en suelos ácidos potencializa su lixiviación, y en suelos alcalinos su disponibilidad se ve disminuida, también siendo afectados por altos contenidos de Fe y Cu, para este caso se tuvo un valor alto de Fe, y a pH 5 aumentó su

lixiviación

(www.compoexpert.com/fileadmin/user_upload/compo_expert/ar/documents/pdf/basfoliar_zn55.pdf).

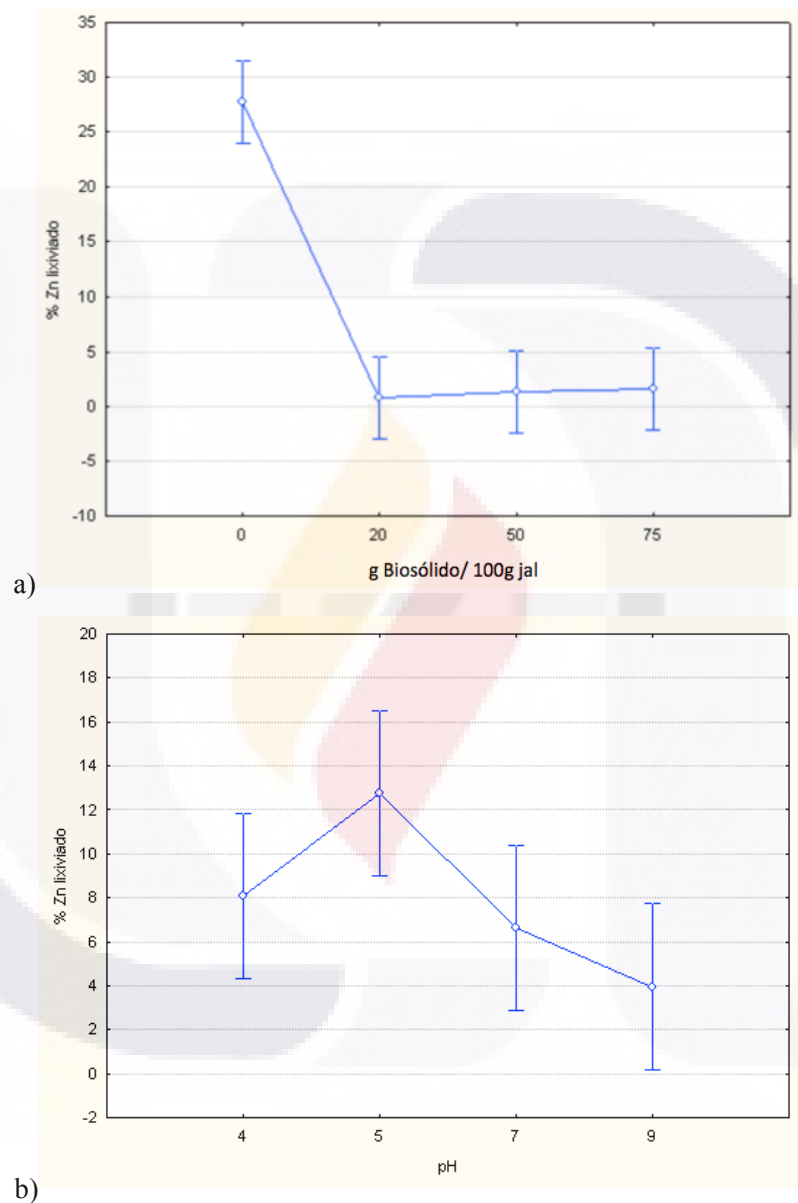


Figura 14. Porcentaje de Zinc lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH.

Si analizamos la superficie de respuesta para el zinc, tomando en cuenta el pH y la proporción de biosólido, se obtiene lo representado por la figura 15, en donde se puede

ver tal como en la figura anterior, como se tiene una lixiviación mayor a pH ácido y sin biosólido, a un aumento de pH aún sin biosólidos la lixiviación se ve disminuida, lo cual concuerda con Lugo et. al. (2008) en su estudio determinación de Cobre y Zinc en suelos acondicionados con lodos residuales a diferentes tiempos, sin embargo con un aumento de biosólidos se llega a un punto en donde la disponibilidad del metal es casi nula, este punto es menor a los 25g/100g jal.

Rodríguez Suppo (1989), Primavesi (1990), Swarup (1993) y Molina y Cabalceta (1995) concuerdan con que la disponibilidad del Zinc aumenta a medida que se eleva el nivel de materia orgánica del suelo, lo cual es similar si se analiza un poco más la figura 14a, como a mayor cantidad de biosólido aumenta la lixiviación del metal; aunque Hernández et al. (1992) afirma que aún existen diversos criterios sobre el efecto sinérgico o antagónico de la materia orgánica sobre la disponibilidad del Zinc, ya que autores como Takkar (1982) y Katyal y Randhawa (1986) señalan que los suelos orgánicos son los que adolecen más frecuentemente de deficiencias de Zinc, debido a la baja disponibilidad o elevada fijación, en base a los resultados obtenidos, se puede decir que el Zn va a formar complejos con la materia orgánica, sin embargo no todo el metal queda fijo, de tal manera que el resto queda disponible.

Swarup (1993) y Molina y Cabalceta (1995) aseveran que alto pH, bajos contenidos de materia orgánica y alto en CaCO_3 limitan fuertemente la asimilabilidad del Zn, es decir que existe menor disponibilidad del metal, lo que es cierto en los resultados obtenidos por este estudio, dejando como un factor importante el pH en la lixiviación del metal.

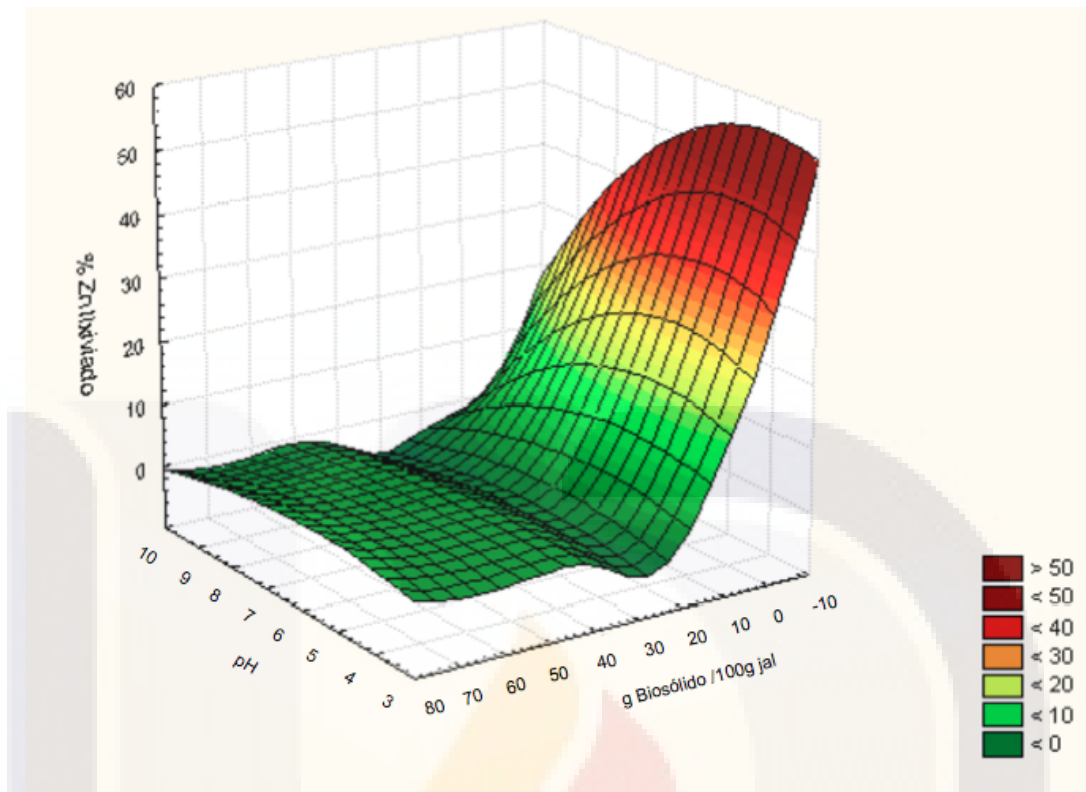


Figura 15. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para Zinc.

El resultado obtenido con el tratamiento del jal, conteniendo plomo y al cual se le adicionó biosólido composteado presentó una disminución altamente significativa en la lixiviación de este metal siendo inferior al 3% (figura 16a). Cuando se adicionó este biosólido la lixiviación mayor fue de 15%. Así como lo menciona Jeffery & Uren (1983) y Sims & Kline (1991), los cambios de pH no presentaron una diferencia significativa (figura 16b).

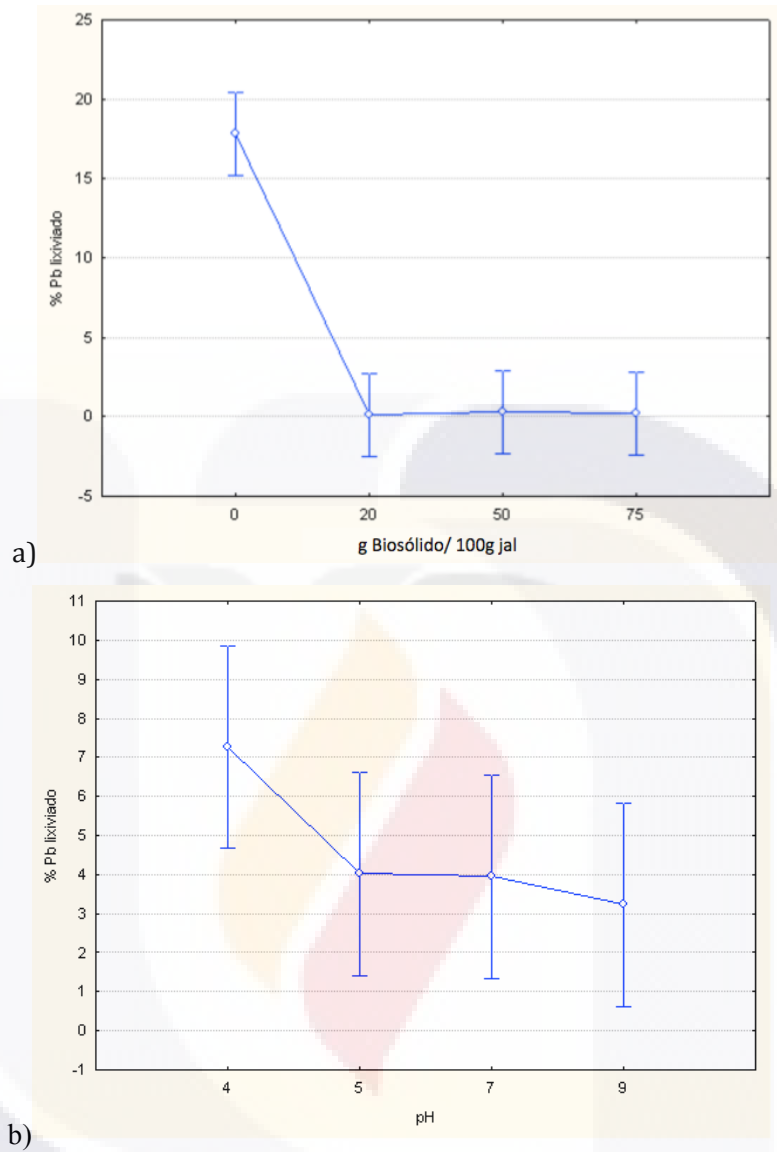


Figura 16. Porcentaje de Plomo lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH.

La superficie de respuesta obtenida para el Plomo muestra como en zona ácida la lixiviación es mayor, y a medida que el pH avanza hacia la alcalinidad, la lixiviación del metal va disminuyendo, de igual manera se tiene una respuesta de disminución al aumento de biosólido, llegando a un punto en donde la lixiviación es despreciable.

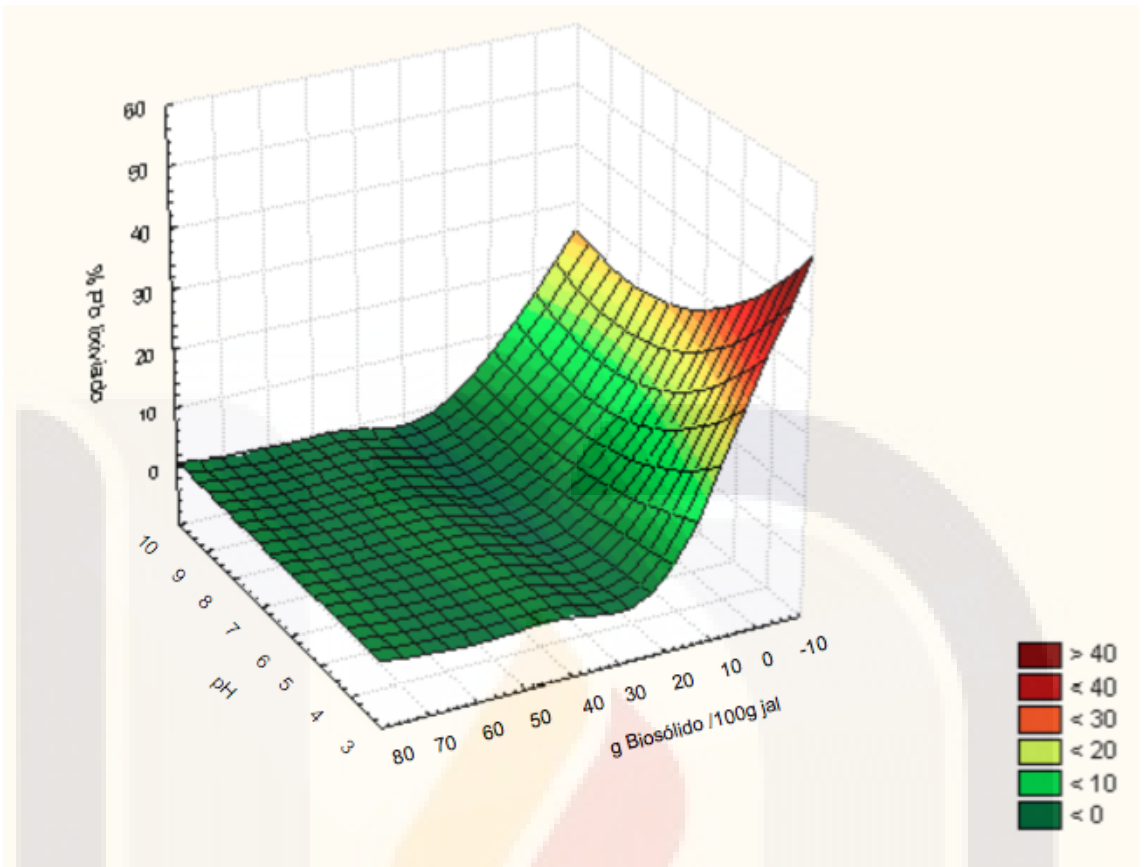


Figura 17. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para Plomo.

En el caso del cobre se obtuvieron resultados similares a los metales anteriores, disminuyendo la movilidad del metal bajo la presencia de biosólidos composteados, por lo que el tratamiento para la remediación está teniendo un resultado positivo (figura 18a), presentando diferencias significativas. La figura 18b deja ver como el pH no tuvo influencia significativa en la lixiviación del Cobre, sin embargo se observó que a pH cercanos a la neutralidad se tiene una ligera disminución en comparación a los pH 4 y 9.

El gráfico de superficie de respuesta para Cobre comprueba lo anterior ya que como se puede ver en la figura 19, la mayor lixiviación está en los pH 4 y 9 sin aplicación de biosólidos, y la lixiviación se ve disminuida a partir de la adición de estos últimos, lo

cual concuerda con las fichas de seguridad de las industrias químicas en España, las cuales dicen que el cobre en presencia de materia orgánica disminuye su movilidad.

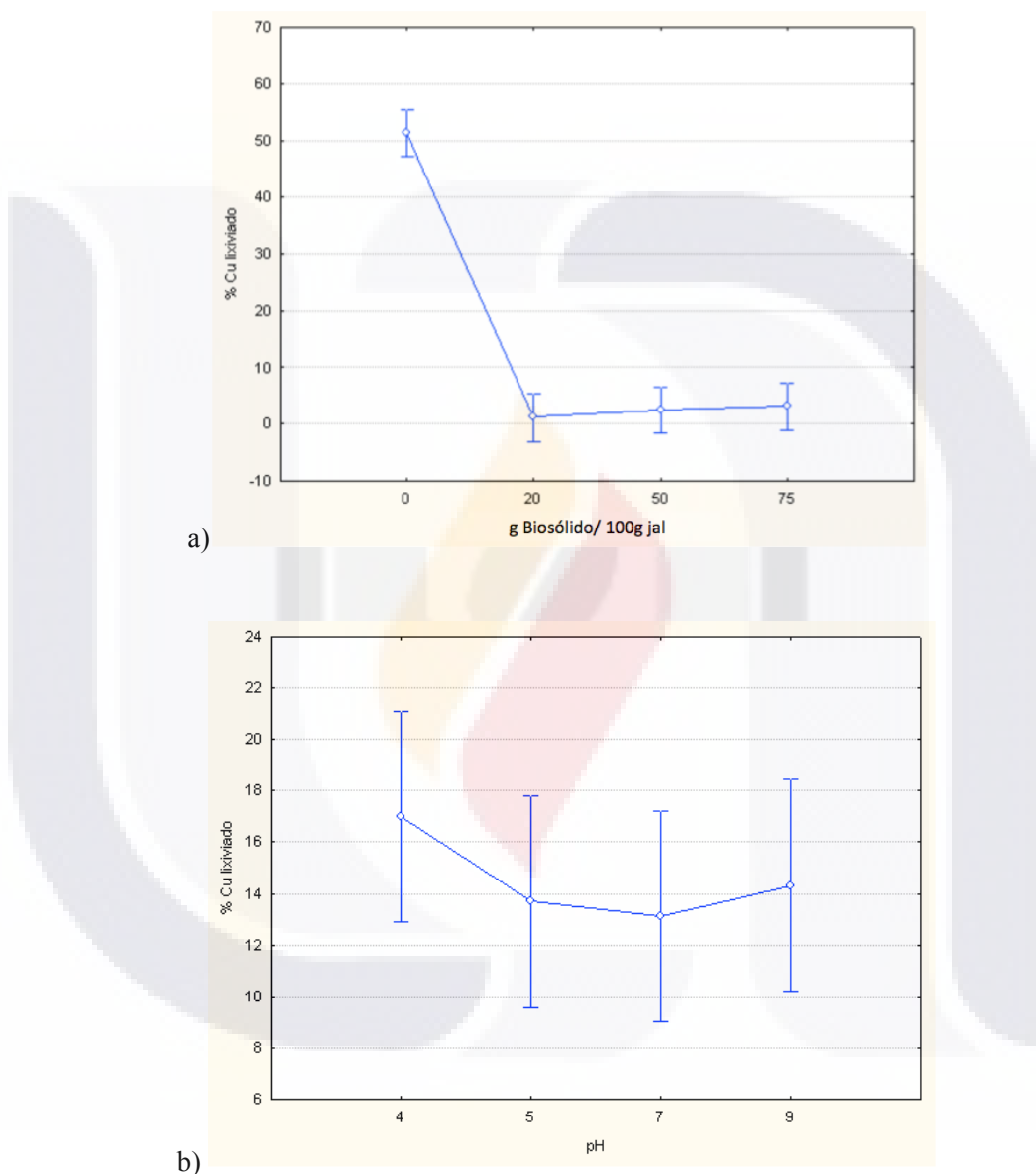


Figura 18. Porcentaje de Cobre lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH.

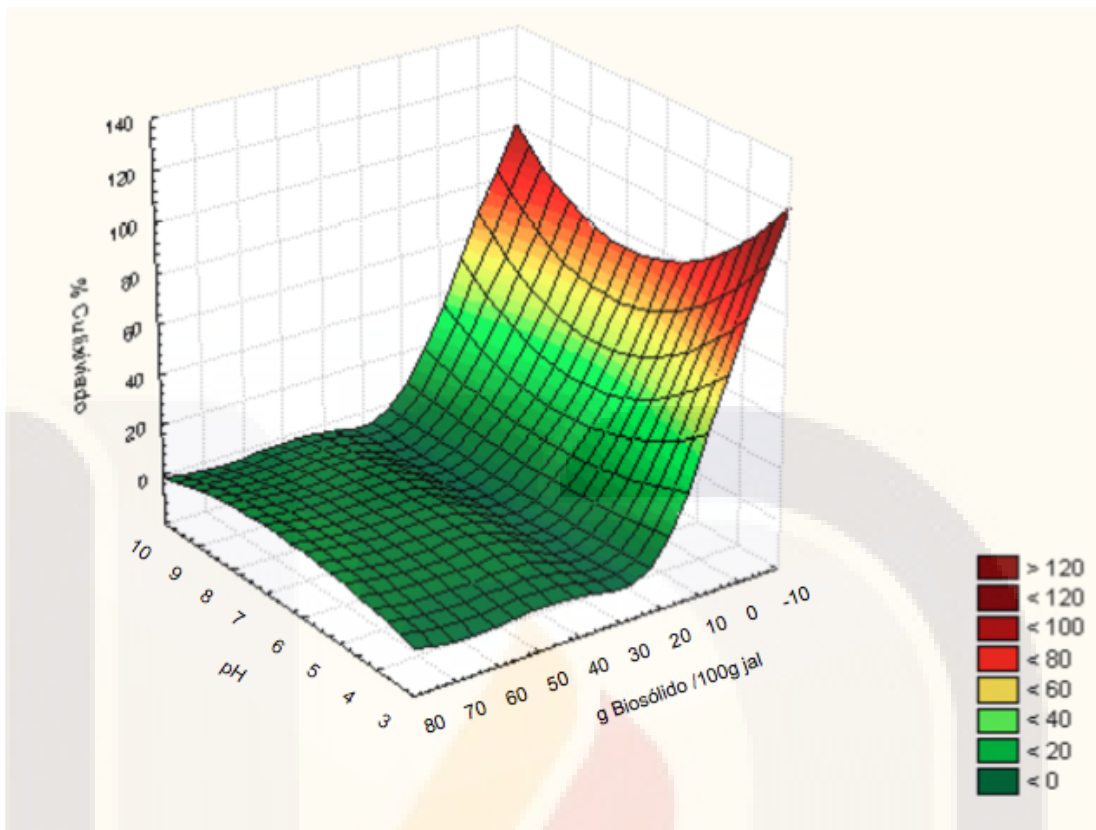
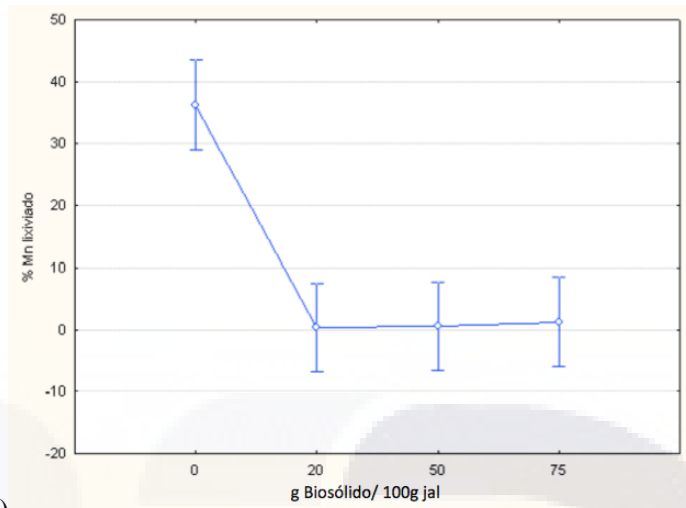
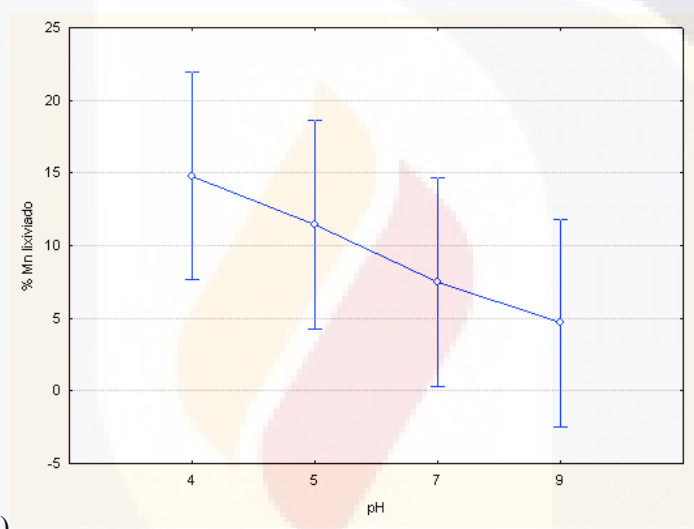


Figura 19. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para Cobre.

Como menciona Mortvedt (1983) el Cu pudiera estar integrado a la materia orgánica, adsorbido como catión intercambiable al complejo húmico-cúpricos y en la disolución del suelo. Esta fijación del Cobre por la materia orgánica es considerada por varios investigadores como Navarro (2000), como la causa principal de la aparición de la deficiencia en las plantas creciendo en suelos con alto contenido orgánico, en este caso, se interpreta como una inmovilización del Cobre por efecto de la materia orgánica.



a)



b)

Figura 20. Porcentaje de Manganese lixiviado conforme a tratamiento, a) g Biosólido/100g jal b) pH.

El análisis del Manganese al igual que en los demás metales estudiados, mostró que los biosólidos tienen un efecto significativo, disminuyendo su movilidad. Así mismo, con un incremento en el pH de 5 unidades, disminuyó la lixiviación del metal (figura 20).

De acuerdo con Sims (1986) la mayor disponibilidad de manganeso se da a pH entre 6 y 7, y a pH alcalino tiene una alta retención de este metal, sin embargo en este estudio la mayor lixiviación se dio a pH 4, y tiene una disminución en respuesta al

aumento de pH, lo que indica que el Manganeso es más lixiviable en condiciones de acidez. Este resultado corresponde a lo descrito por Fageria (2002) y Loúe (1988), que a medida que aumenta el valor de pH se reduce su disponibilidad.

En la figura 21, que representa la superficie de respuesta obtenida en el análisis de los resultados para el manganeso, se observa como a pH ácido la lixiviación del metal es mayor que a pH alcalino, y con la adición de biosólido su disponibilidad se ve disminuida, esto debido a la interacción de la materia orgánica, contenida en los biosólidos composteados, tal como menciona Fageria (2002), que la materia orgánica puede causar deficiencia en la disponibilidad del metal en suelo por la formación de complejos Mn-materia orgánica.

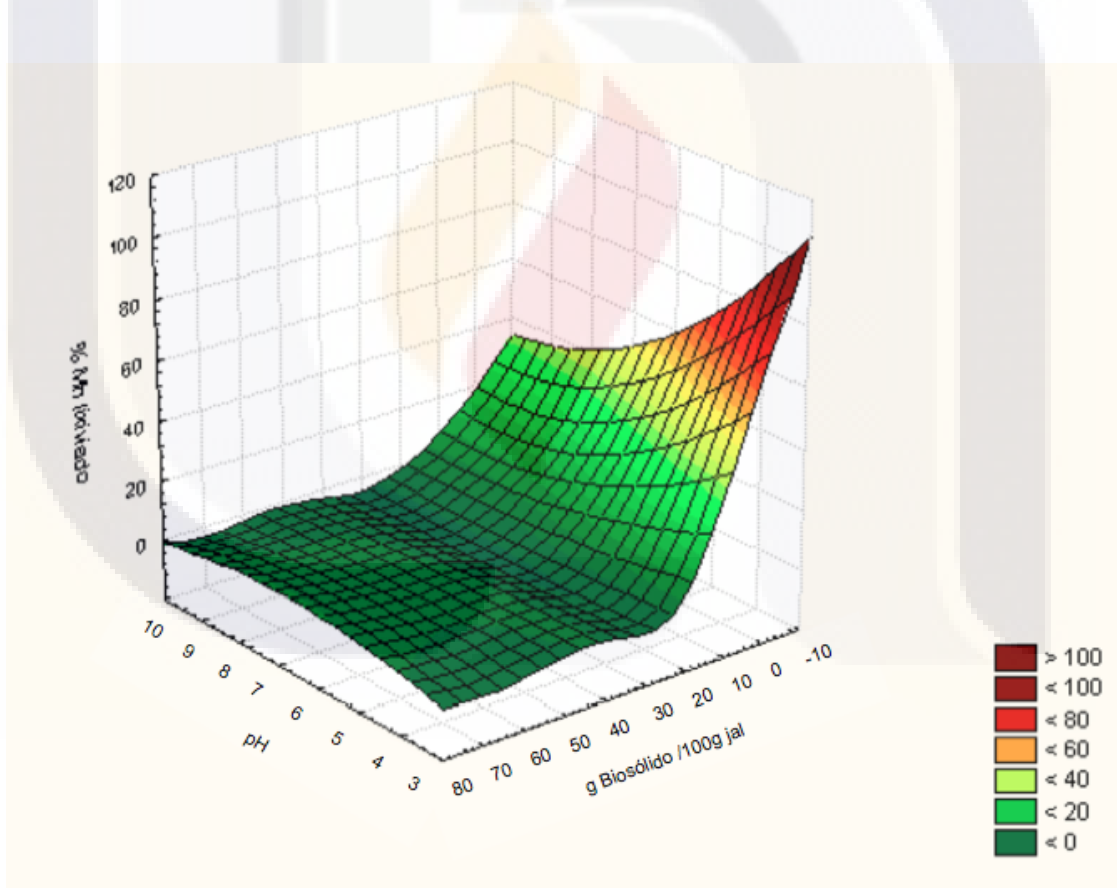


Figura 21. Superficie de respuesta de porcentaje de lixiviación bajo tratamiento con biosólidos a diferente pH, para Manganeso.

La prueba de Wilks señala que existe diferencia altamente significativas de los lixiviados de los metales presentes en la mezcla biosólidos-jal al considerar los diferentes niveles de pH (4, 5, 7 y 9), del mismo modo indica que existe una diferencia altamente significativa, con relación a la interacción de los factores pH y cantidad de biosólidos contenidos en la mezcla, sobre el porcentaje de lixiviación de metales (tabla 6).

Tabla 6. Prueba multivariada de significancia

	Prueba	Valor	F	Effect - df	Error - df	p
Intercepto	Wilks	0.001880	973.2576	6	11.00000	0.000000
pH	Wilks	0.000243	31.5522	18	31.59798	0.000000
g biosólido/ 100 g jal	Wilks	0.000477	24.4754	18	31.59798	0.000000
pH* g Biosólidos	Wilks	0.000007	10.5606	54	60.68333	0.000000

8.4 EXTRACCIÓN SECUENCIAL

Para el conocimiento de la movilidad de los metales se elaboraron pruebas de extracción secuencial y de esta manera poder analizar la distribución de los metales. Las fracciones están marcadas como F1 (Intercambiable), F2 (Unido a carbonatos), F3 (Unido a óxidos de Fe y Mn), F4 (Unido a materia orgánica y sulfuros), F5 (Residual), siendo F1 la fracción con mayor movilidad de metales y F5 la más estable. Estas pruebas se llevaron a cabo con las muestras a las cuales se les realizó la prueba de lixiviación, preparadas con la mezcla jal-biosólido.

En la figura 22 se muestran las fracciones en donde se encuentra asociado el Cobre, la mayor parte de Cu en todas las muestras está localizado en la parte residual, siguiéndole con el mayor contenido de este en materia orgánica, entre los tratamientos con diferente pH no se pueden apreciar diferencias notables, sin embargo con las mayores proporciones de biosólido (50 y 75 g) se tiene un mayor contenido de metales en la fase de materia orgánica.

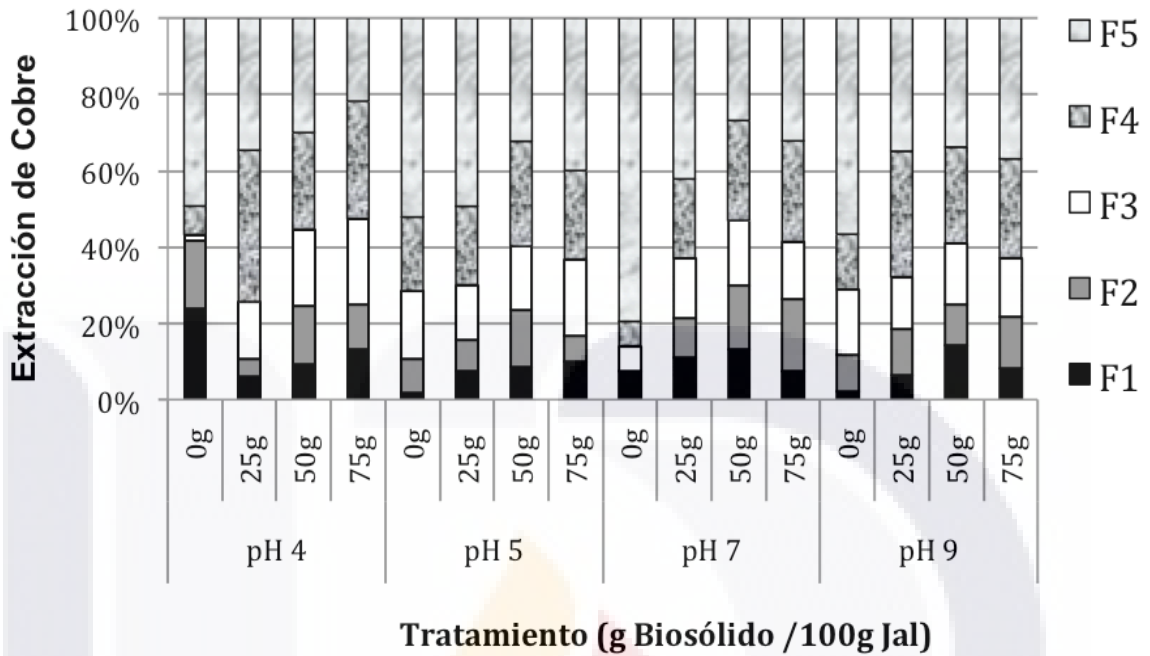


Figura 22. Extracción Secuencial de Cobre.

En base al análisis estadístico (figura 23) se puede observar una diferencia significativa en la concentración de Cobre en la fase de materia orgánica entre los tratamientos con biosólidos y el control, sin embargo no existe diferencia entre los tratamientos con biosólidos, es decir, que se están formando complejos entre la materia orgánica y el metal, no habiendo diferencia al aplicar 25, 50 y 75g de biosólido, ya que como mencionan las fichas de seguridad de las industrias químicas en España, la movilidad del Cobre disminuye en presencia de materia orgánica.

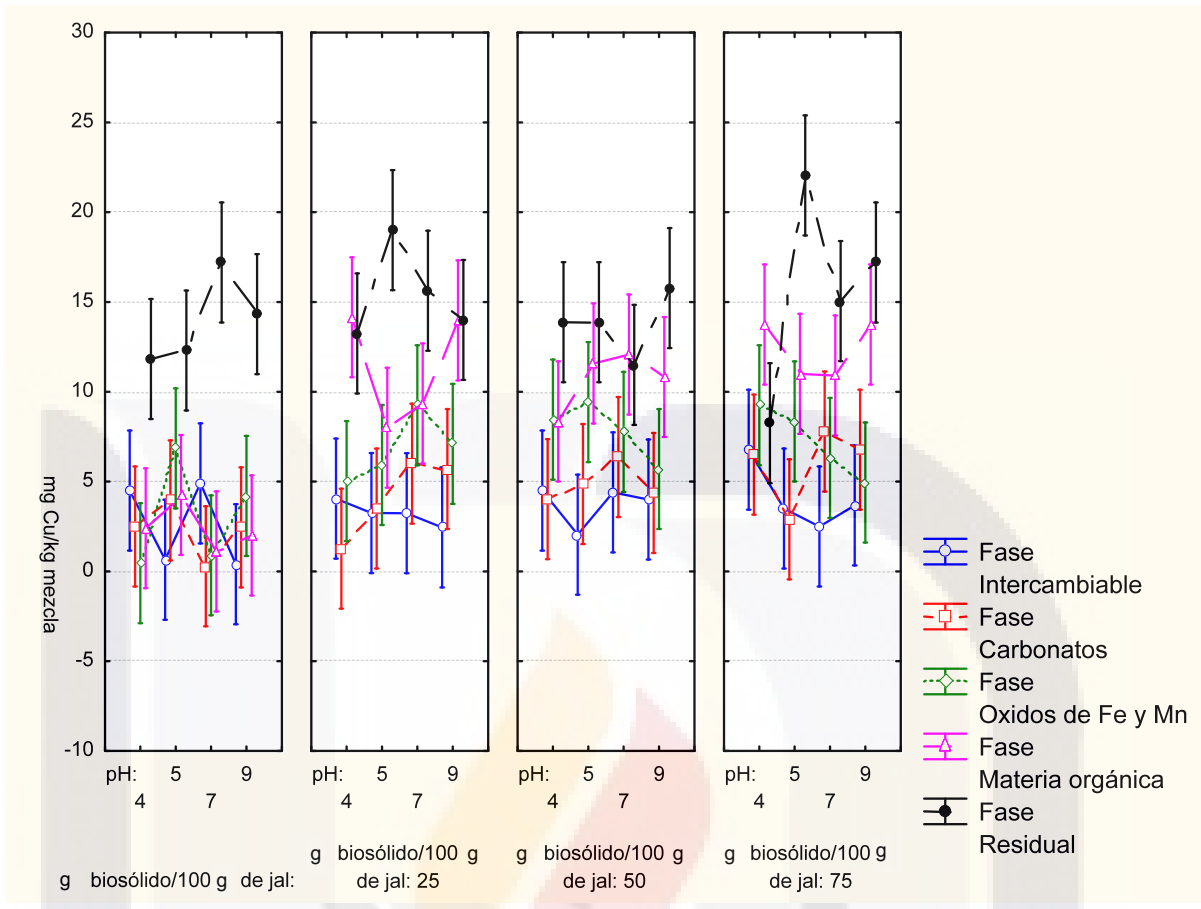


Figura 23. Análisis estadístico de Cobre en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)

El Hierro (Fe) presentó la mayor concentración en la fracción residual, F5 (figura 24), lo cual da explicación de su baja lixiviación, ya que dicha fracción es la de mayor estabilidad para los metales. La presencia de materia orgánica al adicionar biosólido composteado, causó que el metal se acomplejara con dicha materia, ya que como mencionan Schwertman y Taylor (1989), el Fe tiene una capacidad de unirse a la materia orgánica y formar complejos estables, por lo que la concentración de este metal aumentó en la fracción orgánica (F4).

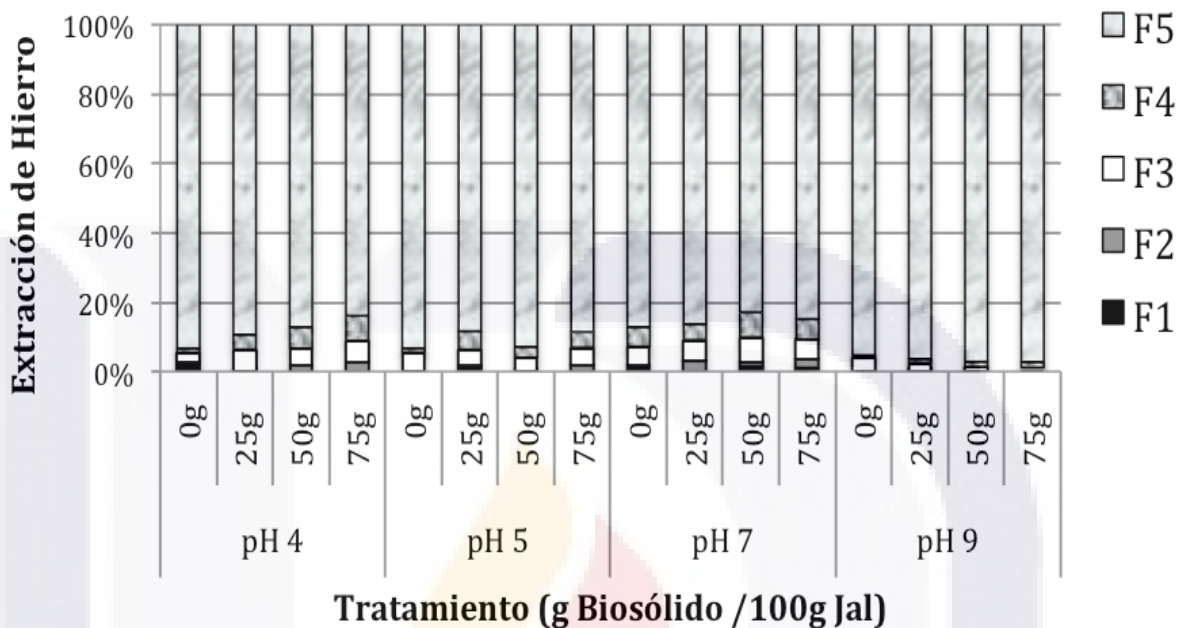


Figura 24. Extracción Secuencial de Hierro.

Sin embargo bajo el análisis estadístico (figura 25) no se observan diferencias significativas en la movilidad del Hierro de una fase a otra. En donde se observó cambio fue en la fase residual en donde algunos casos tuvo una disminución a pesar de ser esta la más estable, este metal se pudo haber movilizó hacia la fracción orgánica, y la fase de óxidos de Hierro y Manganeseo, lo que podría explicar la disminución en la lixiviación ya que se fijó el metal a estas fracciones y no fue liberado, ya que la materia orgánica tiene una acción reductora y formadora de complejos como lo describe Higuera y Oyarzun en su Curso de minería y medio ambiente (www.uclm.es/users/higuera/mam/MMAM4.htm)

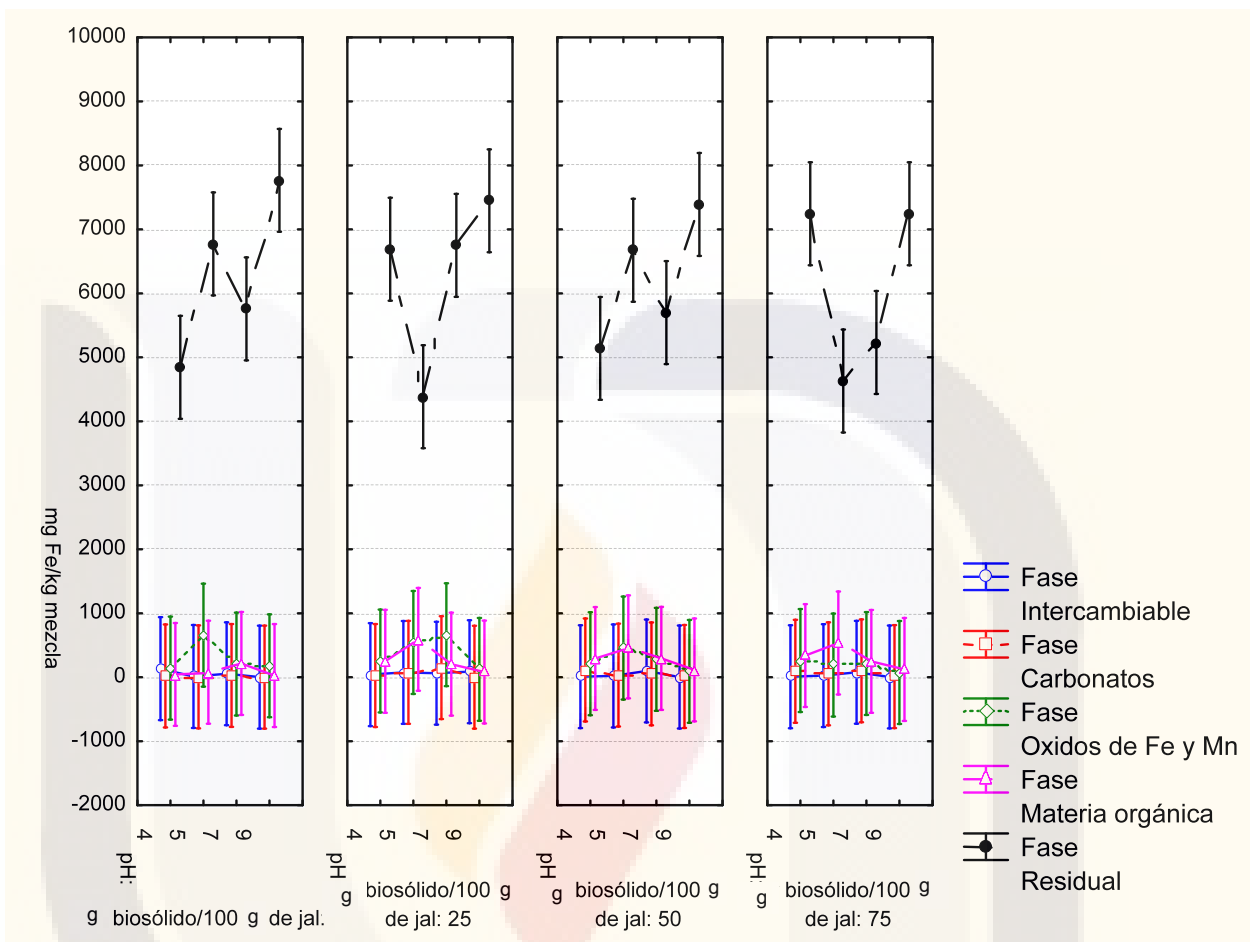


Figura 25. Análisis estadístico de Hierro en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)

Para el Aluminio sucede un fenómeno muy parecido al Hierro, como se observa en la figura 26 que también se encuentra la mayor concentración en la fracción residual, por lo que su lixiviación fue mínima, tal como menciona López (2002) que los metales unidos a esta fase no se solubilizan fácilmente. Sin embargo la movilidad de este metal, tomando el pH como factor, tuvo un aumento en las fracciones residual y materia orgánica, por lo que disminuyó en la fracción intercambiable, lo cual implica menor disponibilidad del metal, esto puede ser debido a que los metales como el Aluminio contenido en la muestra, se pueden solubilizar de la fracción residual y unirse a otras fases como óxidos de Fe y

Mn, y materia orgánica, utilizando ácidos fuertes y a elevadas temperaturas, según López (2002), tal como fueron sometidas a proceso de determinación de metales y extracción secuencial.

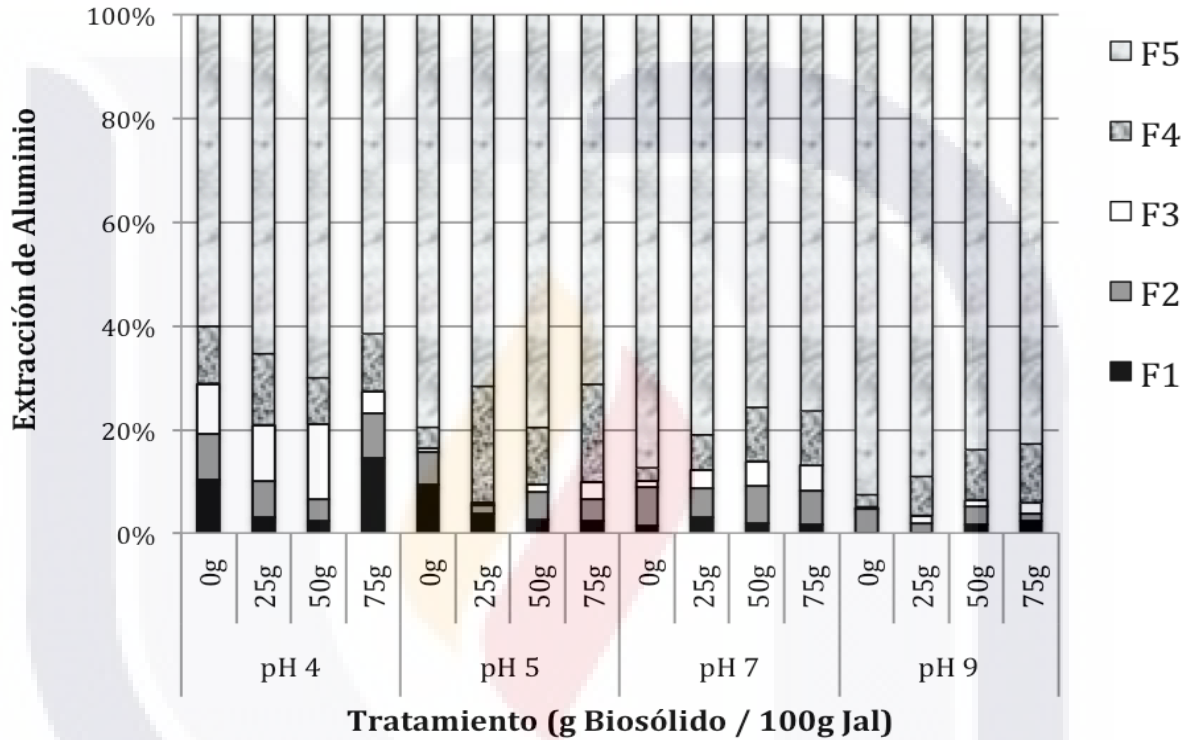


Figura 26. Extracción Secuencial de Aluminio.

Bajo el análisis estadístico (figura 27) no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos sin embargo se observó una movilidad mayor hacia la fracción de materia orgánica, y también se puede ver como bajo 25 y 75g de biosólido por cada 100g de jal la fracción residual presentó disminución en pH 5, lo que lleva a pensar que la presencia de materia orgánica proveniente de los biosólidos composteados, liberó Fe de la fase residual (F5) y formó complejos más estables que inmovilizaron el metal, así como también pudo haber influido el proceso de extracción secuencial, y determinación de metales, bajo condiciones ácidas y de alta temperatura tal como menciona López (2002).

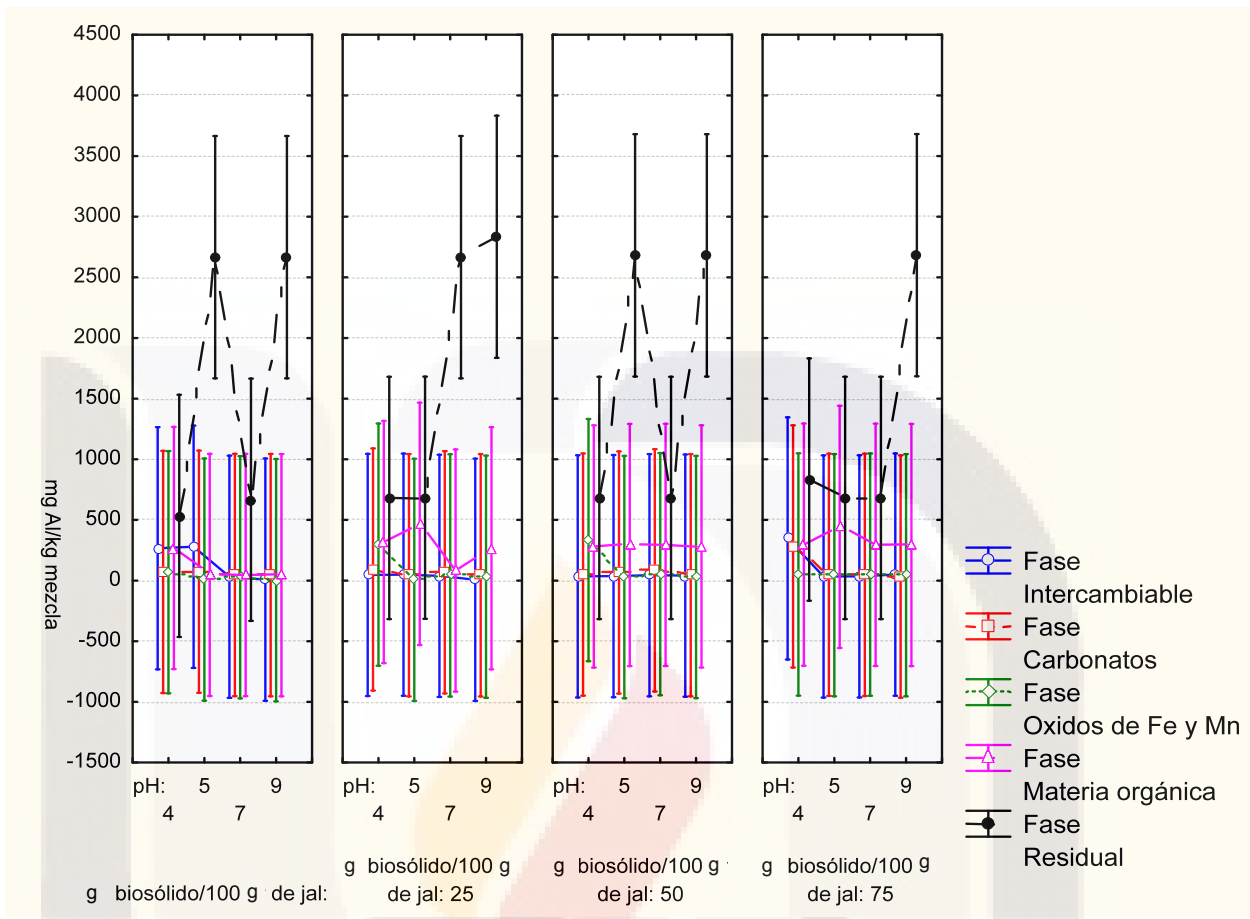


Figura 27. Análisis estadístico de Aluminio en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)

El Plomo tuvo un aumento de concentración en la fracción orgánica (figura 28), ya que se están formando complejos con la materia orgánica añadida, más se observa una importante disminución en la concentración del metal en la fracción más estable, la residual, lo que lleva a pensar que algunos de los iones de Plomo se pudieron haber estabilizado de una mejor manera formando complejos con los ácidos húmicos contenidos en la materia orgánica de los biosólidos.

La figura 29 muestra el análisis estadístico, en el cual se observa una diferencia significativa en el aumento de la fracción orgánica en comparación con el control, lo cual

concuenda con lo descrito anteriormente, al igual que ocurre con la fracción de óxidos de Fe y Mn, así mismo también se presentó un aumento ligero en carbonatos, sin ser significativo, de igual manera la fracción residual que no tuvo mucho movimiento.

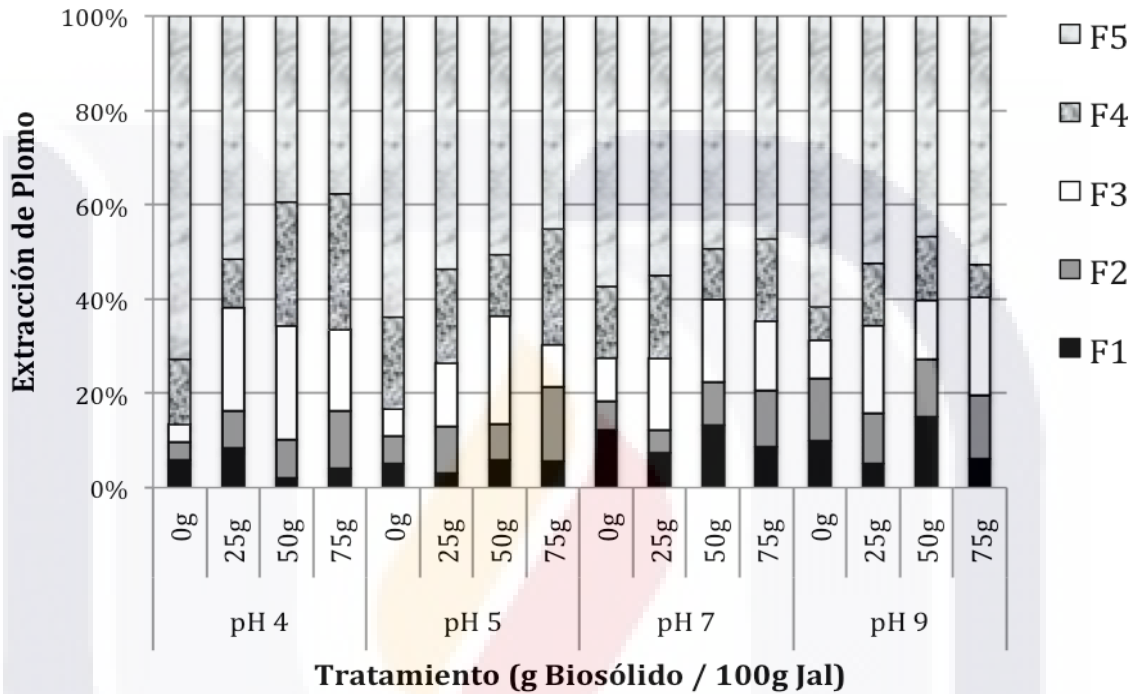


Figura 28. Extracción Secuencial de Plomo.

El Manganese está más distribuido entre las fracciones, pero con la misma tendencia de los otros metales determinados, hacia la fracción residual, sin embargo al aumentar el contenido de materia orgánica la fracción unida a óxidos de Hierro y Manganese aumenta por igual en los diferentes pH (figura 30). En la figura 31 no se aprecian diferencias significativas entre los tratamientos, por lo que se puede pensar que su distribución fue más homogénea y no enfocada a materia orgánica.

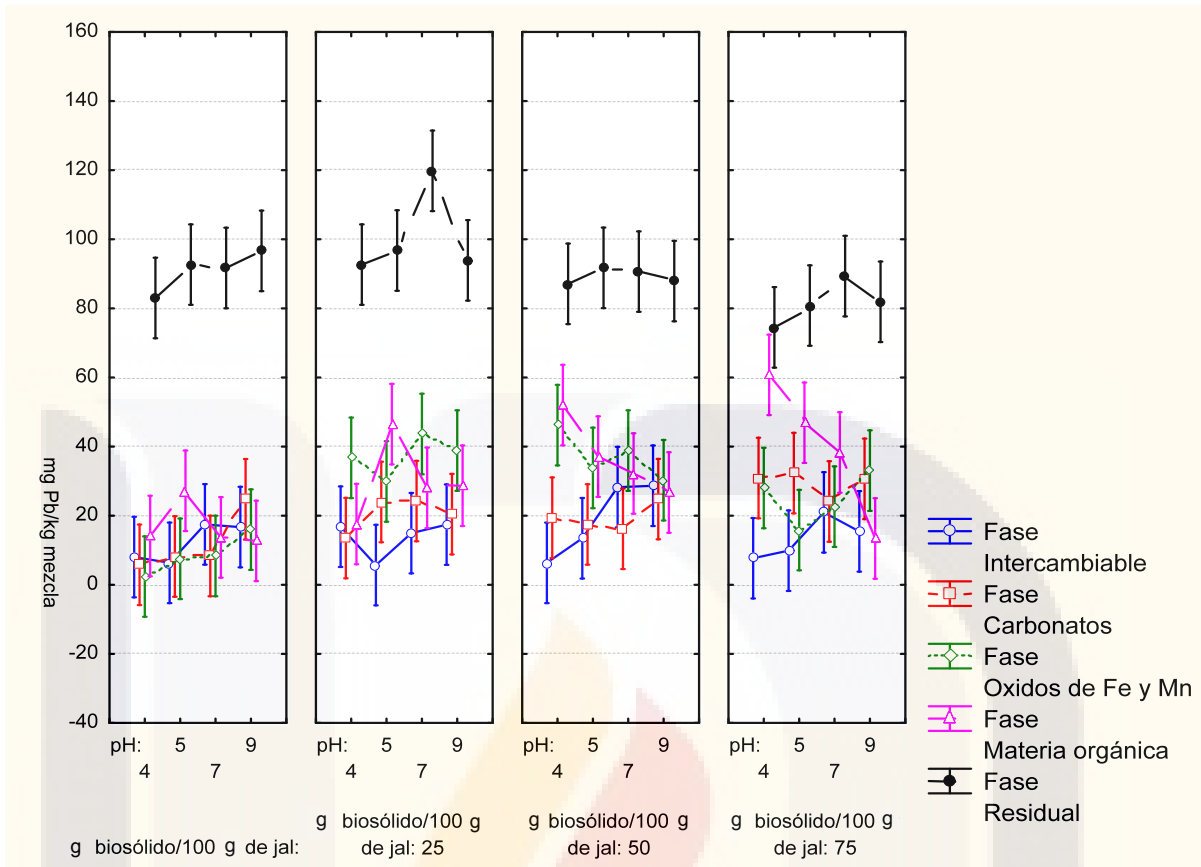


Figura 29. Análisis estadístico de Plomo en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)

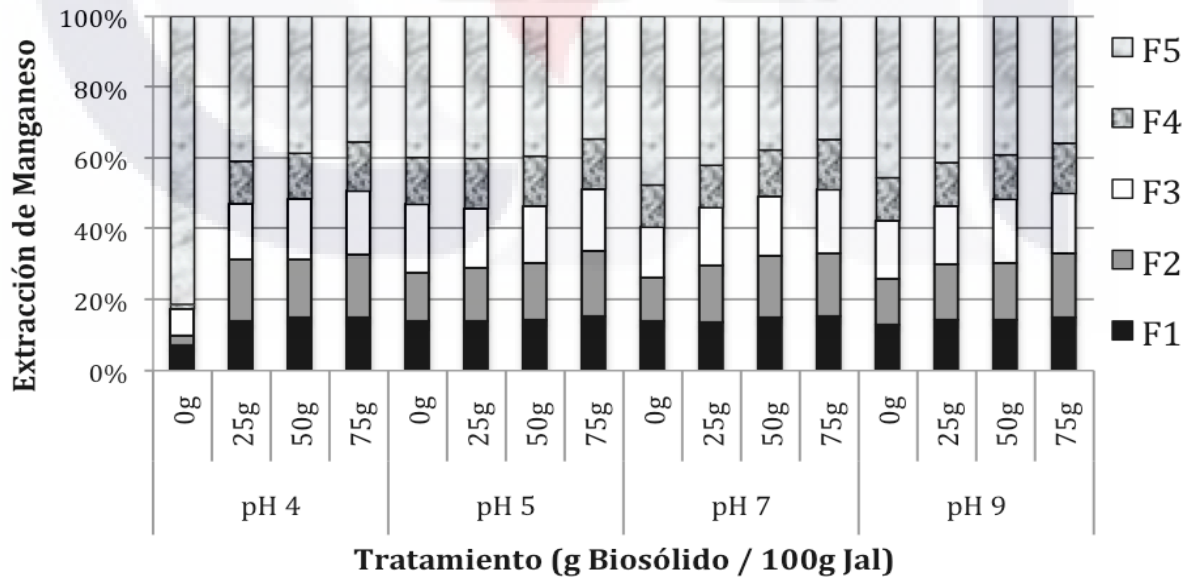


Figura 30. Extracción Secuencial de Manganeso.

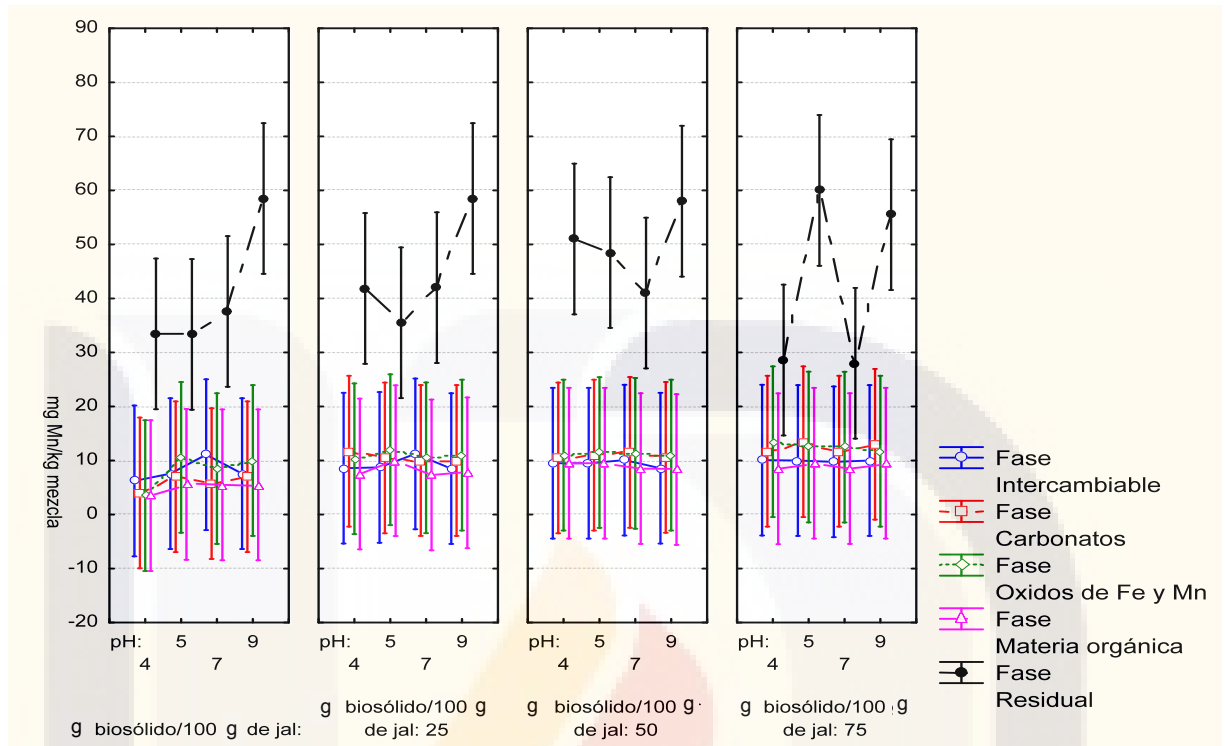


Figura 31. Análisis estadístico de Manganeso en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)

Para el Zinc se encontró una mayor concentración en la fracción unida a óxidos de Hierro y Manganeso, siguiéndole la fracción unidas a carbonatos (figura 32), lo cual explica el valor alto en la lixiviación.

La mayor afinidad relativa del Zn por sólidos reactivos del suelo, tales como materia orgánica y óxidos de Fe y Mn, demuestran una mayor efectividad de estos compuestos en la retención de este elemento, (Barrios, 2007), lo cual corresponde a lo que se puede observar en la figura 33, con un aumento, aunque no significativo, de la concentración de Zinc en las fracciones de carbonatos, óxidos de Fe y Mn, y en la correspondiente a materia orgánica.

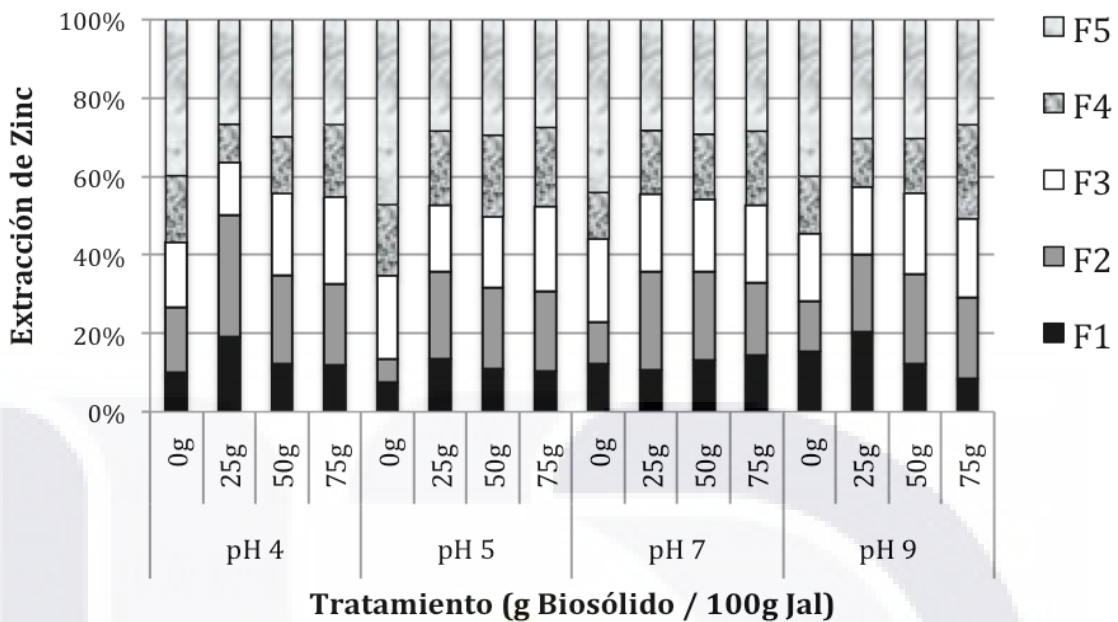


Figura 32. Extracción Secuencial de Zinc.

Las extracciones secuenciales de los blancos, es decir, sin tratamientos, concuerdan con lo descrito por Medel-Reyes (2009), en donde se realizó una extracción secuencial a jales mineros del distrito de Pozuelos y obtuvo las mayores concentraciones de los metales en la fase residual (F5).

En los casos en donde la fracción residual tuvo una disminución en su concentración para cada metal, se puede haber presentado un problema llamado "redistribución elemental" también llamado "reabsorción", el cual según Kheboian y Bauer (1987), tiene lugar cuando los elementos son liberados durante la extracción secuencial, y se asocian a otra fracción de material sólido, previamente a la recuperación de la solución reactiva, de esta forma este proceso pudo haber ocultado la asociación real de estos elementos, complicando así correcta interpretación de los resultados. Raksataya (1996), observó que para algunos metales su influencia es aparentemente insignificante, mientras que en el caso de otros puede llegar a ser importante, como ocurre con el Pb.

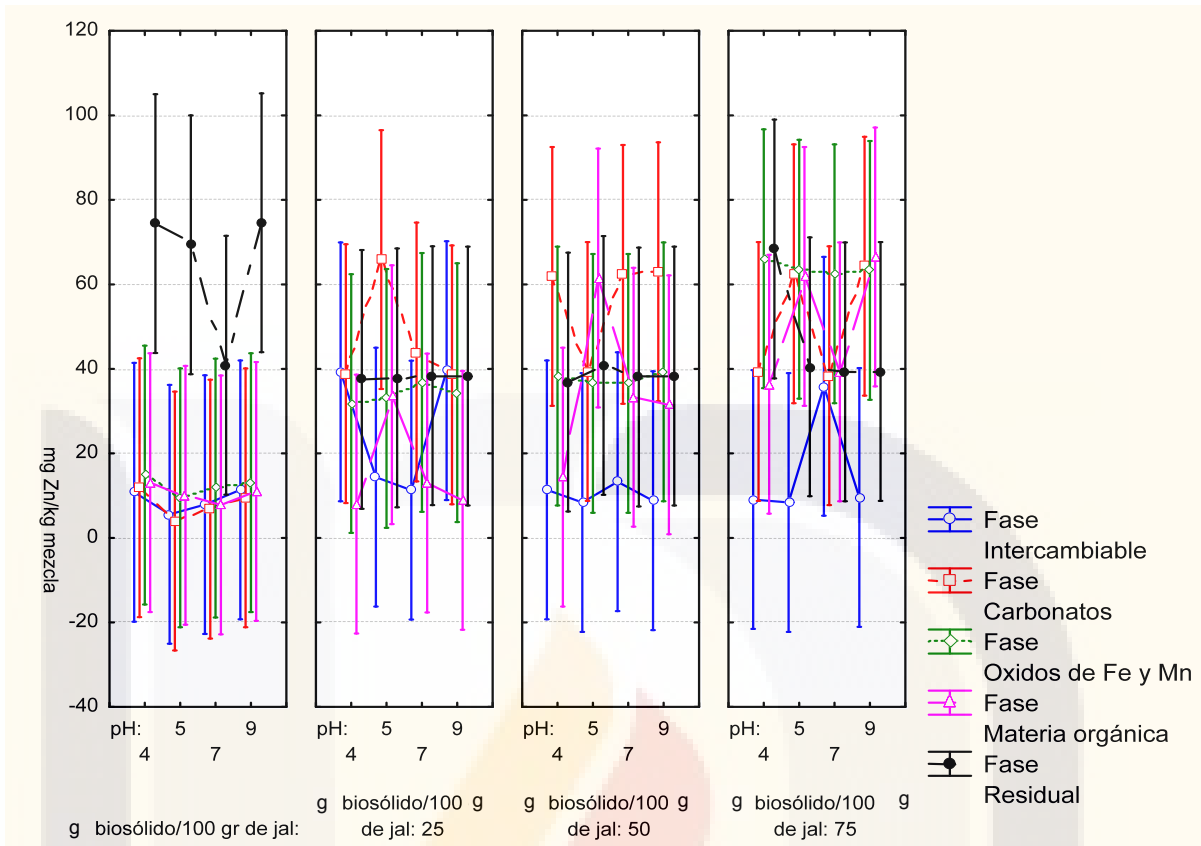


Figura 33. Análisis estadístico de Zinc en los diferentes tratamientos (Extracción Secuencial)



CAPÍTULO 9

CONCLUSIÓN

CONCLUSIÓN

La aplicación de biosólidos composteados afecta la distribución de los metales, provocando así la disminución en la disponibilidad y/o lixiviación del mismo, evitando que sea asimilado por plantas y/o animales que estén en contacto con el medio, en este caso el Jal proveniente del complejo minero de Pozuelos.

De acuerdo con las proporciones aplicadas en este estudio de 25, 50 y 75 g, de biosólidos composteados, y no habiendo encontrado diferencia significativa entre los diferentes tratamientos, en ninguno de los metales, se toma como relación mínima efectiva los 25g de biosólido/100g de jal a tratar.

El nivel de inmovilización mostrado en los resultados favorece a la aplicación de materia orgánica contenida en los biosólidos composteados, como un tratamiento en la remediación de suelo contaminado, ya que todos los metales tuvieron un aumento en la concentración de estos, en la fase que oxidativa, es decir la fase de materia orgánica, así mismo se presentaron aumentos en las fases de óxidos de Hierro y Manganeso.

En lo que respecta al pH, bajo ningún tratamiento se presentó diferencia significativa, sin embargo se observó que todos los metales bajo pH alcalino y neutro, para este caso 9 y 7 unidades, tuvieron una mayor retención de los metales, por lo que en conjunto con la aplicación de biosólidos, se dice que la relación mínima es de 25 g de biosólido composteado / 100g de jal a tratar, bajo condiciones de alcalinidad o neutralidad.

Se puede pensar que la hipótesis planteada no fue aceptada ya que se entiende que a mayor cantidad de biosólido mayor será la inmovilización de los metales, y no hubo diferencias significativas entre los tratamientos que puedan avalar esta hipótesis, a pesar

de esto se pudo establecer que la utilización de biosólidos composteados es benéfica para la inmovilización de los metales estudiados, evitando así su lixiviación y por lo tanto disponibilidad al medio que lo rodea.





ANEXOS

ANEXO A CONCENTRACIÓN TOTAL DE JAL Y EN LIXIVIADOS

1 ^{RA} REPETICIÓN		mg metal/kg de lixiviación					
		Fe	Al	Zn	Pb	Cu	Mn
	Total	8130.84	1408.33	157.5	196.8	34.8	103.5
pH 4	Bco	1166	306.25	47.9	55.56	24	56
	25g biosólido/100g jal	0.86	0.79	0.032	0.06	0.086	0.04
	50g biosólido/100g jal	3.04	1.29	0.908	0.074	0.274	0.042
	75g biosólido/100g jal	0.94	11.06	0.114	0.156	0.408	0.062
pH 5	Bco	1454	156.25	74.7	16.98	15.2	26
	25g biosólido/100g jal	9.9	1.73	1.044	0.138	0.512	0.354
	50g biosólido/100g jal	7.14	1.11	0.394	0.086	0.816	0.264
	75g biosólido/100g jal	8.02	0.04	9.1	0.196	0.946	0.2
pH 7	Bco	324	274.06	50.1	29.6	14.8	20.8
	25g biosólido/100g jal	2.76	0.17	0.418	0.066	0.354	0.062
	50g biosólido/100g jal	40.8	0.36	0.62	0.296	0.772	0.272
	75g biosólido/100g jal	6.22	0.48	0.538	0.114	0.918	0.208
pH 9	Bco	21	206.25	20	28.58	18	19.6
	25g biosólido/100g jal	4.4	0.04	0.092	0.048	0.234	0.056
	50g biosólido/100g jal	4.26	0.04	0.572	0.088	0.324	0.054
	75g biosólido/100g jal	3.82	0.04	0.56	0.084	0.502	0.078

2 ^{DA} REPETICIÓN		mg metal/kg de lixiviación					
		Fe	Al	Zn	Pb	Cu	Mn
	Total	8135.75	1350.35	159.3	185.3	34.1	129.3
pH 4	Bco	1045	327.31	49.5	55.5	22	64.6
	25g biosólido/100g jal	0.44	0.85	0.05	0.98	0.04	0.43
	50g biosólido/100g jal	2.1	5.35	0.99	0.56	0.07	0.57
	75g biosólido/100g jal	0.95	9.43	0.65	0.43	0.08	0.19
pH 5	Bco	1573	189.3	50.6	43.97	17	65.45
	25g biosólido/100g jal	9.8	0.74	5.98	0.09	0.24	0.56
	50g biosólido/100g jal	6.17	0.99	6.38	0.57	0.94	0.78
	75g biosólido/100g jal	10.11	1.98	0.76	0.38	0.83	0.04
pH 7	Bco	403	197.7	30.1	29.43	13	29.5
	25g biosólido/100g jal	29.4	0.55	0.45	0.57	0.93	0.43
	50g biosólido/100g jal	40.4	0.98	0.39	0.97	1.55	0.98
	75g biosólido/100g jal	55.3	0.42	0.09	0.12	1.79	5.3
pH 9	Bco	89	156.91	25.9	21.4	19	18.1
	25g biosólido/100g jal	10.4	0.05	0.15	0.05	0.367	0.13
	50g biosólido/100g jal	10.9	0.03	0.87	0.15	0.45	0.26
	75g biosólido/100g jal	5.6	0.09	0.37	0.18	0.23	0.03

ANEXO B EXTRACCIÓN SECUENCIAL

COBRE mg/kg de jal								
pH	pH 4				pH 5			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	5	5.6	5.5	8.3	0.8	3.75	0.84	3
F2	2	0.78	2.3	8.5	5.7	4	3.98	3.3
F3	0.67	4.3	9.4	9.75	9.4	6.6	12.6	8.9
F4	3.56	12.8	7.2	15.5	3.76	8.5	12.7	13
F5	15.4	13	16.5	8	11.8	20	15.5	28.6
Total extrac.	26.63	36.48	40.9	50.05	31.46	42.85	45.62	56.8
% Recup ext.	76.52	104.83	117.53	143.82	90.40	123.13	131.09	163.22
Metal Lix	24.00	0.09	0.27	0.41	15.20	0.51	0.82	0.95
Metal Total	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80
%Recup total	145.49	105.07	118.32	144.99	134.08	124.60	133.44	165.94
pH	pH 7				pH 9			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	8.3	1.98	3.3	2	0.3	2.4	3	4
F2	0.57	8	5.98	8.23	2.9	6.9	4.98	8.3
F3	0.54	12.25	8.54	6.89	4.9	9.2	5.9	3.9
F4	0.98	10.45	13.4	11.56	1	15.7	12.9	17.3
F5	18.9	14.5	12	17.6	16.9	15	19.8	19.9
Total extrac.	29.29	47.18	43.22	46.28	26	49.2	46.58	53.4
% Recup ext.	84.17	135.57	124.20	132.99	74.71	141.38	133.85	153.45
Metal Lix	14.80	0.35	0.77	0.92	18.00	0.23	0.32	0.50
Metal Total	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80	34.80
%Recup total	126.70	136.59	126.41	135.63	126.44	142.05	134.78	154.89

PLOMO mg/kg de jal								
pH	pH 4				pH 5			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	9.3	18.4	8.5	8	5.2	5.9	15.67	9.5
F2	7.3	12.7	22.4	39	7.9	29.5	19.54	35.4
F3	0.5	33.9	43.9	24	6.7	34.8	22.9	14.9
F4	12.4	16.6	51	68	25.9	56	48.7	48.3
F5	83	92.1	94.7	79	92.1	94	84.2	77.9
Total extrac.	112.5	173.7	220.5	218	137.8	220.2	191.01	186
% Recup ext.	57.16	88.26	112.04	110.77	70.02	111.89	97.06	94.51
Metal Lix	55.56	0.06	0.07	0.16	16.98	0.14	0.09	0.20
Metal Total	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80
%Recup total	85.40	88.29	112.08	110.85	78.65	111.96	97.10	94.61
pH	pH 7				pH 9			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	16.7	15.98	34.2	26.4	18.4	26.3	29.3	19.5
F2	7.9	39.2	16.7	26.9	29.1	22.7	26.9	36.3
F3	2.9	58.3	48.2	19.3	19.4	45.7	36.8	27.1
F4	4.9	22.6	46.2	45.6	14.6	34.8	28.2	13.8
F5	98.4	134.9	97.8	94.7	98.8	98.3	88.3	65.3
Total extrac.	130.8	270.98	243.1	212.9	180.3	227.8	209.5	162
% Recup ext.	66.46	137.69	123.53	108.18	91.62	115.75	106.45	82.32
Metal Lix	29.60	0.07	0.30	0.11	28.58	0.05	0.09	0.08
Metal Total	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80	196.80
%Recup total	81.50	137.73	123.68	108.24	106.14	115.78	106.50	82.36

ZINC mg/kg de jal								
pH	pH 4				pH 5			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	9.1	49.1	6.01	0.91	4.91	9.01	1.01	1.01
F2	3.01	30.01	93.01	49.01	3	99.01	49.01	94
F3	9.01	43.1	48.1	99.91	1	41	46.91	93.91
F4	4.91	1	9.01	46.01	4.91	40.01	93	93.01
F5	99.01	34	33.01	98.01	99.01	34.01	39.1	39
Total extrac.	125.04	157.21	189.14	293.85	112.83	223.04	229.03	320.93
% Recup ext.	79.39	99.82	120.09	186.57	71.64	141.61	145.42	203.77
Metal Lix	47.90	0.03	0.91	0.11	74.70	1.04	0.39	9.10
Metal Total	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50
%Recup total	109.80	99.84	120.67	186.64	119.07	142.28	145.67	209.54
pH	pH 7				pH 9			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	4.01	6.1	8.1	49.01	4.01	49.91	0.1	4.91
F2	3.1	49	93.01	48.01	3	48.91	93	94.1
F3	3.1	43.1	46.91	94	4.91	44.01	49.1	93.1
F4	4.1	1	43.1	49.1	4	0.01	43	93
F5	39.01	33.01	34.91	34.1	99.91	33.1	33.1	34.01
Total extrac.	53.32	132.21	226.03	274.22	115.83	175.94	218.3	319.12
% Recup ext.	33.85	83.94	143.51	174.11	73.54	111.71	138.60	202.62
Metal Lix	50.10	0.42	0.62	0.54	20.00	0.09	0.57	0.56
Metal Total	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50	157.50
%Recup total	65.66	84.21	143.90	174.45	86.24	111.77	138.97	202.97

MANGANESO mg/kg de jal								
pH	pH 4				pH 5			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	9.75	3.95	5	5.95	3.95	3.75	5	5
F2	7	6.75	5.75	6.75	3	5.75	6	8.75
F3	4	5.45	6	9.75	5.45	7	6.75	7.5
F4	6.5	3.5	7	3.75	0.45	5.75	5	5
F5	35.4	44.45	66	23.45	34.45	30.75	57.75	85.75
Total extrac.	62.65	64.1	89.75	49.65	47.3	53	80.5	112
% Recup ext.	60.53	61.93	86.71	47.97	45.70	51.21	77.78	108.21
Metal Lix	56.00	0.04	0.04	0.06	26.00	0.35	0.26	0.20
Metal Total	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50
%Recup total	114.64	61.97	86.76	48.03	70.82	51.55	78.03	108.41
pH	pH 7				pH 9			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	9.95	9.75	5.95	5.5	3.95	3.5	3.45	5.5
F2	0.75	5	6.5	6.75	3	5	5.45	8
F3	4.5	5.5	6.45	7.75	5.5	6	4.5	6.75
F4	0.5	3.45	4.5	3.5	0.5	3.75	4.45	5
F5	33.45	44.5	46	23	77.5	77.5	78	75.75
Total extrac.	49.15	68.2	69.4	46.5	90.45	95.75	95.85	101
% Recup ext.	47.49	65.89	67.05	44.93	87.39	92.51	92.61	97.58
Metal Lix	20.80	0.06	0.27	0.21	19.60	0.06	0.05	0.08
Metal Total	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50	103.50
%Recup total	67.58	65.95	67.32	45.13	106.33	92.57	92.66	97.66

ALUMINIO mg/kg de jal

pH	pH 4				pH 5			
g biosólido	0.0	25.0	50.0	75.0	0.0	25.0	50.0	75.0
F1	433.0	49.0	36.9	498.0	439.0	49.0	39.0	36.0
F2	56.0	85.0	44.6	446.1	68.0	66.0	64.4	43.0
F3	44.0	443.0	481.0	44.8	8.3	6.0	41.3	46.3
F4	431.0	444.7	446.7	443.0	43.0	644.7	444.7	644.6
F5	483.3	446.7	446.7	833.3	4333.0	433.3	4333.0	446.7
Total extrac.	1447.3	1468.3	1455.8	2265.2	4891.3	1199.0	4922.4	1216.6
% Recup ext.	102.77	104.26	103.37	160.85	347.31	85.14	349.52	86.38
Metal Lix	306.25	0.79	1.29	11.06	156.25	1.73	1.11	0.04
Metal Total	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33
%Recup total	124.52	104.32	103.46	161.63	358.41	85.26	349.60	86.39

pH	pH 7				pH 9			
g biosólido	0.0	25.0	50.0	75.0	0.0	25.0	50.0	75.0
F1	46.7	39.5	64.8	49.7	9.9	9.7	63.0	69.4
F2	16.0	68.4	84.3	14.4	44.1	66.0	46.8	48.3
F3	44.0	43.0	48.4	41.6	3.6	44.4	44.3	64.3
F4	66.0	83.3	464.0	464.6	64.0	433.0	446.7	444.7
F5	433.0	4333.0	446.7	446.7	4333.0	4484.1	4346.6	4333.3
Total extrac.	605.7	4567.2	1108.2	1017.0	4454.6	5037.2	4947.4	4960.0
% Recup ext.	43.01	324.30	78.69	72.21	316.30	357.67	351.29	352.19
Metal Lix	274.06	0.17	0.36	0.48	206.25	0.04	0.04	0.04
Metal Total	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33	1408.33
%Recup total	62.47	324.31	78.71	72.24	330.95	357.67	351.30	352.19

FIERRO mg/kg de jal

pH	pH 4				pH 5			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	131.13	58.13	3.53	3	7	76.22	9	6.72
F2	3	1.3	85.13	3.53	1	72	9	9
F3	115	115.13	86.13	61.13	967.2	772.72	711.72	26.72
F4	15.3	185.53	133.53	151.3	78.25	792.2	731	751
F5	3813	6830	3830	8313	7272	2221	6672	2911
Total extrac.	4077.43	7190.09	4138.32	8531.96	8325.45	3934.14	8132.72	3704.44
% Recup ext.	50.15	88.44	50.90	104.94	102.40	48.39	100.03	45.57
Metal Lix	1166.00	0.86	3.04	0.94	1454.00	9.90	7.14	8.02
Metal Total	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00
%Recup total	64.49	88.45	50.94	104.96	120.29	48.51	100.12	45.66

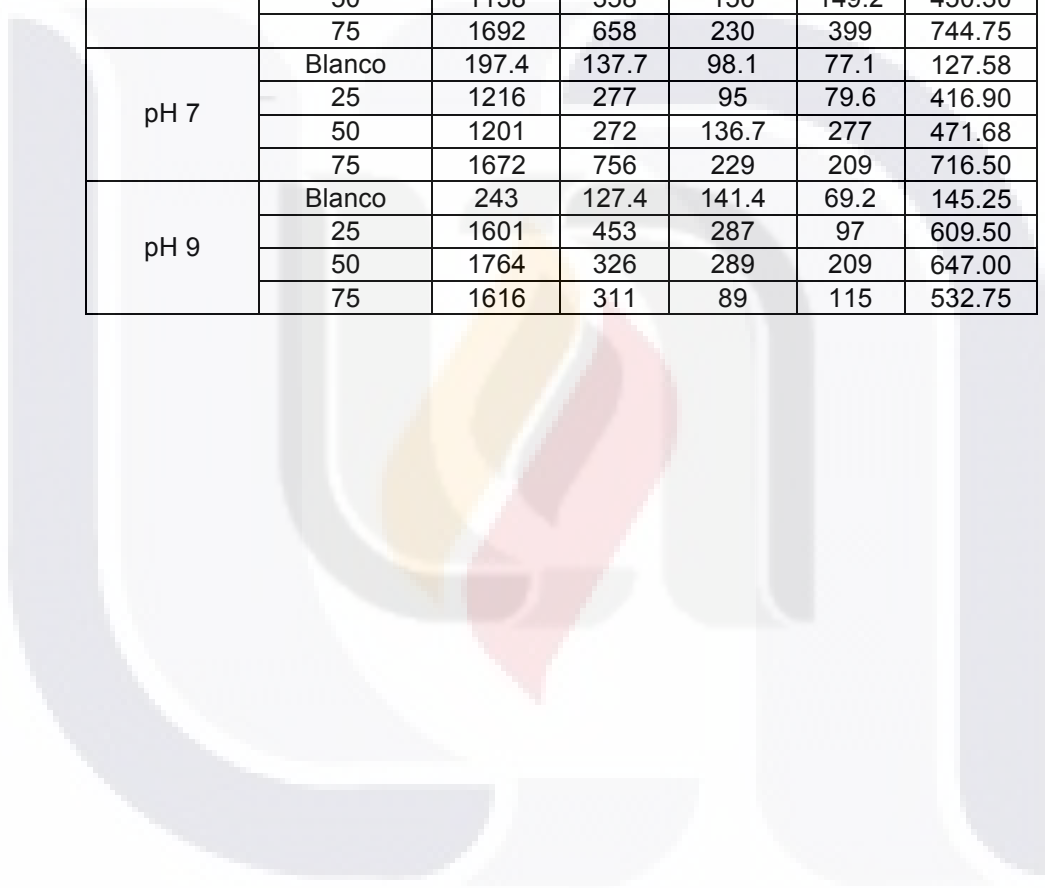
pH	pH 7				pH 9			
g biosólido	0	25	50	75	0	25	50	75
F1	44.75	87.75	86	87.5	2	87	4	4
F2	6	86.75	8	7.5	4	1	11	9.7
F3	56.75	868.75	79.5	67	14	141	92	74.2
F4	67.5	57.5	97.5	97.5	11.2	84	114	122
F5	5866	6775	5675	4766	7684	7644	7104	7014
Total extrac.	6041	7875.75	5946	5025.5	7715.2	7957	7325	7223.9
% Recup ext.	74.31	96.87	73.14	61.81	94.90	97.87	90.10	88.85
Metal Lix	324.00	2.76	40.80	6.22	21.00	4.40	4.26	3.82
Metal Total	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00	8130.00
%Recup total	78.29	96.91	73.64	61.89	95.16	97.93	90.15	88.90

ANEXO C CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS

		pH				
Solución Extractante	Proporción g Biosólido /100 g jal	1 sem	2 sem	3 sem	4 sem	PROM
pH 4	Blanco	4.94	4.86	4.78	4.74	4.83
	25	7.12	7.34	7.22	7.27	7.24
	50	7.67	7.21	7.19	7.05	7.28
	75	7.13	7.06	7.11	7.26	7.14
pH 5	Blanco	4.14	4.92	6.16	4.29	4.88
	25	7.54	7.57	7.13	6.3	7.14
	50	6.97	7.23	7.25	6.36	6.95
	75	5.82	7.58	7.69	6.35	6.86
pH 7	Blanco	5.08	5.08	6.82	6.4	5.85
	25	6.09	7.49	7.77	6.55	6.98
	50	7.16	7.16	7.94	6.63	7.22
	75	5.41	7.6	7.42	6.56	6.75
pH 9	Blanco	5.1	4.69	4.71	5.23	4.93
	25	7.35	7.1	7.19	7.01	7.16
	50	7.06	7.06	7.14	7.15	7.10
	75	7.52	7.16	7.04	7.17	7.22

		ORP mV			
Solución Extractante	Proporción g Biosólido /100 g jal	1 sem	2 sem	3 sem	4 sem
pH 4	Blanco	138	-90.4	-79.2	-42.2
	25	130.6	-96.8	-100.3	-92.8
	50	117.8	-104.55	-99.4	-94.3
	75	112.3	-95.8	-100.9	-84.5
pH 5	Blanco	-63.1	-88.25	-137.3	-136
	25	-52.3	-88.2	-135.9	-146.1
	50	-63.4	-111.9	-118.7	-151.4
	75	-82.3	-86.65	-117.7	-156
pH 7	Blanco	-64.7	-79.1	-75.7	-144.5
	25	-54.6	-90.4	-102.3	-160.5
	50	-73.1	-104.6	-108.7	-155.7
	75	-97.4	-36.55	-114.8	-184.5
pH 9	Blanco	114	-85.6	-80.2	-83.8
	25	126	-99.3	-94.8	-84.7
	50	130.4	-94.3	-94.7	-89.7
	75	131.7	-107.5	-97.5	-101.9

Conductividad μS						
Solución Extractante	Proporción g Biosólido /100 g jal	1 sem	2 sem	3 sem	4 sem	PROM
pH 4	Blanco	113.3	59	43.8	46.4	65.63
	25	1060	346	136.4	156.4	424.70
	50	1351	291	169.7	108.2	479.98
	75	2980	948	530	476	1233.50
pH 5	Blanco	69.7	44.5	30.1	24.5	42.20
	25	80.2	198	84.8	47.1	102.53
	50	1138	358	156	149.2	450.30
	75	1692	658	230	399	744.75
pH 7	Blanco	197.4	137.7	98.1	77.1	127.58
	25	1216	277	95	79.6	416.90
	50	1201	272	136.7	277	471.68
	75	1672	756	229	209	716.50
pH 9	Blanco	243	127.4	141.4	69.2	145.25
	25	1601	453	287	97	609.50
	50	1764	326	289	209	647.00
	75	1616	311	89	115	532.75



GLOSARIO

Ácido fúlvico.- Es parte del complejo de compuestos orgánicos del suelo, de naturaleza muy particular y distinta a la de cualquier sustancia vegetal. En términos generales, es posible considerar estos ácidos como los representantes “menos maduros” del grupo de los ácidos húmicos. Respecto a los ácidos húmicos, los ácidos fúlvicos poseen un porcentaje de carbono significativamente más bajo y el de hidrógeno es superior al de los ácidos húmicos.

Ácido Húmico.- Es parte del complejo de compuestos orgánicos del suelo, de naturaleza muy particular y distinta a la de cualquier sustancia vegetal. Poseen mayor porcentaje de carbono que los ácidos fúlvicos y menor porcentaje de hidrógeno que los ácidos fúlvicos.

Ácido.- Sustancia que produce iones H^+ en solución acuosa. Los ácidos se ionizan totalmente, o casi en su totalidad, en soluciones acuosas diluidas.

Adsorción.- Proceso por el cual una sustancia química queda total o parcialmente retenida en algún medio que impide que dicha sustancia siga distribuyéndose.

Agente tóxico.- Cualquier sustancia, elemento o compuesto químico que, absorbido por el organismo, es capaz de producir un daño, aun a bajas dosis. Cualquier agente químico o físico presente en los sistemas biológicos capaz de producir efectos nocivos una vez absorbido por los individuos que los habitan.

Alcalino.- Solución que tiene cualidades de base ($pH > 7$).

Aluminio.- Metal de color y brillo similares a los de la plata, ligero, maleable y buen conductor del calor y de la electricidad. Su símbolo es *Al* y su número atómico, 13.

Biodisponibilidad.- Disponibilidad de nutrientes para organismos vivos.

Biosólido.- Residuos sólidos, semisólidos o líquidos generados durante el tratamiento de aguas servidas.

Capacidad de intercambio catiónico.- (CIC) es la capacidad que tiene un suelo para retener y liberar iones positivos

Cianuros. Sales del ácido cianhídrico. Tanto el ácido como las sales de metales alcalinos y alcalinotérreos son muy tóxicos (por ejemplo, el cianuro potásico, KCN). La toxicidad del cianuro se debe a que mata las células al inhibir enzimas de la cadena respiratoria, la principal ruta metabólica productora de energía que ocurre en los orgánulos celulares llamados mitocondrias. Los cianuros tienen aplicaciones en la industria química, minería, siderurgia y como pesticidas.

Cloruros. Ión Cl⁻ y sus sales (cloruros de sodio, potasio, etc.) o sales del ácido clorhídrico HCl, que en forma anhidra gaseosa se considera un cloruro, el cloruro de hidrógeno.

Cobre. Elemento químico del grupo VIII de la tabla periódica. Número atómico 29, masa atómica 63.54. Es un metal denso de color rojo, blando, dúctil y maleable y muy buen conductor de la electricidad. Se encuentra en la naturaleza en forma elemental (cobre nativo) y en minerales como calcopirita y cuprita. Tiene aplicaciones industriales en aleaciones, conductores eléctricos, tuberías, etc. Por su acción tóxica sobre microorganismos, las sales de cobre como el sulfato, CuSO₄, se usan como alguicidas. Símbolo Cu.

Conductividad eléctrica. Inversa de la resistividad específica. Se mide en ohm⁻¹ m⁻¹ o Siemens/m. La conductividad depende de la migración de cargas eléctricas (electrones o iones). El agua pura no es buena conductora, pero sí lo es el agua con sustancias iónicas disueltas, por lo que la medida de la conductividad del agua sirve para medir la salinidad.

Contaminación.- Cambio perjudicial en las características físicas, químicas o biológicas del ambiente y que puede afectar la vida humana y de otras especies.

Erosión.- Desgaste continuado con desplazamiento de sólidos (suelo, rocas, barros, otros) por agentes naturales: mareas, viento, agua dulce o hielos que se desplazan respondiendo a la fuerza de gravedad. También por organismos vivos (bioerosión) Es un proceso natural pero en muchas partes del planeta acelerado por el uso de la tierra, la deforestación, urbanización descontrolada, sobrepastoreo, etc

Estabilidad.- Capacidad que tiene un compuesto químico para mantener sus características en el ambiente, sin degradarse.

Extracción secuencial.- Comprende varias etapas de extracción química en las que se utilizan reactivos de distinta fuerza para separar las especies metálicas en distintas fracciones. Estos procedimientos están muy influidos por factores experimentales como la elección de reactivos, tiempos de extracción y relación extractante/medio, así como problemas analíticos como una incompleta selectividad y posible readsorción

Ficha de Seguridad.- Protocolo internacionalmente establecido de información sobre un compuesto químico en particular, con énfasis en sus características fisicoquímicas y aspectos relacionados con la Higiene y la Seguridad laboral y conducta medica ante emergencias.

Hierro. Elemento químico del grupo VIII de la tabla periódica. Es un metal de transición de número atómico 26 y masa atómica 55.847. Dada su estructura electrónica posee propiedades magnéticas. Es un micronutriente en los vegetales y un componente esencial en la molécula de hemoglobina. Es un constituyente esencial del acero y posee numerosas aplicaciones técnicas e industriales. Símbolo Fe.

Humedad de suelo.- Humedad contenida en la porción de suelo por encima del nivel freático, incluyendo el vapor de agua presente en los poros del suelo.

Humus.- Coloide que resulta de la descomposición última de restos orgánicos. Los elementos que lo componen son muy estables: su grado de descomposición es tan elevado que ya no sufren transformaciones considerables. Se encuentra en las partes altas de los suelos y se caracteriza por su color negro debido a la gran cantidad de carbono que contiene.

Impacto ambiental.- Alteración o cambio neto parcial, positivo o negativo (adverso o benéfico), en el medio ambiente o en alguno de sus componentes, resultante de actividades, productos o servicios de una organización. Un impacto ambiental conlleva a un problema ambiental. La intensidad de la alteración está relacionada con la capacidad de acogida del territorio donde se desarrolla la actividad impactante. Efecto que las actuaciones humanas producen en el medio.

Iones.- Partículas eléctricamente cargadas.

Jal.- Material resultante de procesos de lixiviación y concentración de minerales que contiene muy poco metal valioso. Pueden ser nuevamente tratadas o desechadas.

Lixiviación.- Extracción de sustancias solubles de un material sólido, por agua que circula sobre él o a través de él. Este mecanismo produce en determinados casos la contaminación de los suelos o las aguas subterráneas. Tratamiento de una sustancia compleja con el disolvente adecuado para obtener la pasta soluble de ella.

Manganeso. Elemento químico del grupo VIII de la tabla periódica. Número atómico 25, masa atómica 54.938. Es un metal de color gris, duro. En la naturaleza se presenta en varios minerales como la pirolusita o dióxido de manganeso (MnO_2). Tiene aplicaciones industriales en metalurgia e industria química. Es necesario para las plantas como micronutriente. Símbolo Mn.

Materia Orgánica.- Compuestos químicos que tienen carbono combinado con otros elementos químicos. Las materias orgánicas pueden ser de origen natural o antropogénico. La mayoría de los compuestos orgánicos son una fuente de alimentación para las bacterias, y normalmente son combustibles.

Metal pesado.- Uno de los varios elementos metálicos con masas atómicas elevadas, Pueden dañar a los organismos incluso a bajas concentraciones y tienden a acumularse a lo largo de la cadena alimentaria.

Metal traza.- Generalmente se refiere a ciertos elementos, como: el cobalto, que se presentan en muy bajas concentraciones y a las cuales son muy importantes para los procesos biológicos.

Mina. Excavación que tiene como propósito la explotación económica de un yacimiento mineral, la cual puede ser a cielo abierto, en superficie o subterránea. Yacimiento

mineral y conjunto de labores, instalaciones y equipos que permiten su explotación racional. El Código de Minas define "mina" como el yacimiento, formación o criadero de minerales o de materias fósiles, útil y aprovechable económicamente, ya se encuentre en el suelo o el subsuelo.

Minería.- Ciencia, técnicas y actividades que tienen que ver con el descubrimiento y la explotación de yacimientos minerales. Estrictamente hablando, el término se relaciona con los trabajos subterráneos encaminados al arranque y al tratamiento de una mena o la roca asociada. En la práctica, el término incluye las operaciones a cielo abierto, canteras, dragado aluvial y operaciones combinadas que incluyen el tratamiento y la transformación bajo tierra o en superficie.

Muestreo.- Selección de las muestras más representativas de un conjunto. Estudio de un número parcial de datos de un colectivo para deducir las características de la totalidad

Nitratos. Ión NO_3^- y sus sales o sales del ácido nítrico, HNO_3 . Son nutrientes fácilmente asimilables por las plantas, por lo que son utilizadas como fertilizantes. Los aportes de nitratos al mar y al agua de ríos y lagos favorecen el crecimiento de algas (eutrofización).

Nitrito. Ión NO_2^- y sus sales o sales del ácido nitroso, HNO_2 . Tienen aplicaciones industriales. Son sustancias tóxicas a partir de las cuales pueden formarse nitrosaminas, que son cancerígenas.

Oxidabilidad. Propensión a la oxidación, que es una reacción química mediante la cual una sustancia se desprende de electrones.

Peligro.- Capacidad de un elemento o conjunto de elementos (físicos, químicos, biológicos, mecánicos, sociales, etc.) de causar un daño.

pH.- Medida de la concentración de protones (H^+) en una solución y, por lo tanto, de su acidez o de su alcalinidad.

Plomo. Elemento químico del grupo IV de la tabla periódica. Número atómico 82 y masa atómica 207.19. Denso, blando, maleable y dúctil, de bajo punto de fusión, resistente a muchos ácidos, aunque no a todos y opaco a los rayos X. Sus propiedades hacen que posea numerosas aplicaciones (industria química y metalúrgica y construcción). El plomo y sus compuestos son tóxicos para los seres vivos, produciendo en el hombre la grave enfermedad llamada saturnismo. Es un contaminante importante y que tiende a acumularse. Símbolo Pb.

Potencial redox. Potencial de óxido-reducción. Es la diferencia de potencial eléctrico electrodo de referencia y otro de medida sumergido en un sistema de óxido-reducción. Las sustancias con potenciales redox más negativos, tienen mayor

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

tendencia a ceder electrones que las sustancias con potenciales redox menos negativos o positivos. El potencial redox se mide en voltios.

Presa de Jales.- Obras de infraestructura construidas para almacenar o represar los relaves, colas (jales) y desechos acuosos productos de grandes operaciones mineras. Generalmente al explotar una mina se retira la cobertura vegetal y esto ocasiona que el agua fluya por varias partes. Por lo anterior es necesario construir represas para almacenar esta agua o disminuir su velocidad.

Remediación ambiental.- Reparación de daño producido al ambiente.- Conjunto de procesos a través de los cuales se intenta recuperar las condiciones y características naturales a ambientes que han sido objeto de daño.

Residual.- Elemento o acción que persiste una vez agotada la fuente de emisión.- Refiere a la persistencia del efecto de un químico durante un tiempo prolongado a partir del momento de su aplicación.

Residuo peligroso.- Todo residuo que pueda causar daño, directa o indirectamente, a seres vivos o contaminar el suelo, el agua, la atmósfera o el ambiente en general. (Ley 24.051).

Residuos.- Desecho. Parte que queda de un todo. Lo que resulta de la descomposición o destrucción de una cosa.

Riesgo.- Probabilidad de ocurrencia de un daño.

Solubilidad.- Capacidad de un soluto para diluirse en un disolvente y formar una solución saturada a una temperatura determinada.

Suelo.- Formación natural en superficie de estructura muelle y de espesor variable resultante de la transformación de la roca madre subyacente bajo la acción de diversos procesos físicos, químicos o biológicos.

Sulfatos. Ión SO_4^{2-} y sus sales o sales del ácido sulfúrico (H_2SO_4). Los distintos sulfatos tienen numerosas aplicaciones industriales.

Sulfuros. Ión S^{2-} y sus sales o sales del ácido sulfhídrico (H_2S). Los distintos sulfuros tienen numerosas aplicaciones industriales. En la naturaleza se presentan en forma de sales de metales como el plomo (galena), arsénico (rejalgar), antimonio (estibina), zinc (blenda), hierro (pirita), entre otros.

Tóxicidad - Calidad y magnitud del peligro que representa un químico- Capacidad que tiene una sustancia para causar daño a un organismo vivo. Una sustancia altamente tóxica causará lesión a un organismo si se le administra en cantidades muy pequeñas y una sustancia de baja toxicidad no producirá efecto a menos que la cantidad administrada sea grande. Sin embargo, no es posible definir la toxicidad en términos cuantitativos sin referirse a la cantidad de sustancia administrada o

absorbida, la vía por la cual se administra esta cantidad (inhalación, ingestión, inyección); y la distribución en el tiempo (dosis única o repetida), el tipo y gravedad del daño y el tiempo necesario para causarlo (OMS, 1979).

Zinc. Elemento químico del grupo VIII de la tabla periódica. Número atómico 30, masa atómica 63.37. Es un metal denso, presente en la naturaleza en minerales como blenda, smithsonita y calamina. Tiene aplicaciones industriales (galvanizados, aleaciones, pinturas, etc.). Es un micronutriente esencial. Las sales de zinc son tóxicas en concentraciones elevadas. Símbolo Zn.



REFERENCIAS

- ☞ Abdelrahman H. A., Al-Ajmi H., 1994, *Heavy metals in some water and wastewater irrigated soils of Oman*. Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 25 (5-6): 605-613 .
- ☞ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profiles: lead. Atlanta: ATSDR, 2002, <http://www.atsdr.cdc.gov/>
- ☞ Basta N. T., *Heavy metal an trace element chemistry in residual-treated soil: Implcations on metal bioavailability and sustainable land application*. In: *susteinable land application conference, 2004*, Universidad de Florida, Enero 4-8.
- ☞ Bautista-Zúñiga F., *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados*, 1999, Ed. Ilustrada UADY, 17-52.
- ☞ Benes S., Spevackova V., Smid J. Cerna M., Marecek J., *The concentration levels of Cd, Pb, Hg, Cu, Zn and Se in blood of the population in relation to the Czech Republic*, 1994, Quebec, Canada, Sci Total Environ. 152, 161-167.
- ☞ Bohn, H.; McNeal, B. and O'Connor, G. 1979. *Soil Chemistry*. New York. 329 p.
- ☞ Chicón-Reina Lorenzo, *Especiación De Metales Pesados En Lodos De Aguas Residuales De Origen Urbano Y Aplicación De Lodos Como Mejoradores De Suelos*, 2010, Revista Virtual REDESMA Contaminación del agua, vol. 4(2).
- ☞ COMPO, Experts for growth, Basfoliar Zn 55
- ☞ Domínguez, M. E, 2001. *Movilidad de metales en el perfil del suelo en las zonas de la Cuenca del Guadiamar con restos de contaminación tras el vertido de residuos tóxicos mineros producido en 1998*. Trabajo profesional fin de carrera. Dpto. de Agronomía. Univ. de Córdoba.
- ☞ Douchafour P. H., *Manual de Edafología*,1987.
- ☞ EPA, *Folleto informativo de tecnología de biosólidos; Aplicación de biosólidos al terreno*, 2000, EPA 832-f-00-064.
- ☞ Fageria, N., V. Baligar y R. Clark. 2002. *Los micronutrientes en la producción de cultivos*. Elsevier Science. pp. 185-286.
- ☞ Fernández-Linares L. C., *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*, 2006, publicación del Instituto Nacional de Ecología, pp57-58.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ García I., Dorronsoro C., Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, España; 2009, Tema 15, 16, <http://edafologia.ugr.es/contA/tema00/home.htm>.
 - ☞ Garcia-Miragaya, J. and A.L. Page. 1976. *Influence of ionic strength and inorganic complex formation on the sorption of trace amounts of Cd by montmorillonite*. Soil Science Society of America Journal, 40: 658–663.
 - ☞ Guiza-González S., González-Quinteto J., Cedeño-Ochoa C., *Compilación Y Análisis De Datos Geoquímicos De Metales Traza En Algunas Zonas Del Río Magdalena (Colombia)*, 2001.
 - ☞ Hernandez-Valencia I., Mager D., *“Uso De Panicum Maximum Y Brachiaria Brizantha Para Fitorremediar Suelos Contaminados Con Un Crudo De Petróleo Liviano”*, 2003, *Bioagro*, set, vol.15, no.3, p.149-156.
 - ☞ Hernández, D., R. Cabello, R. Saborit y D. Castillo. 1992. *“Estimulación del rendimiento agrícola por la aplicación de hierro y cinc al grano de arroz como semilla antes de la siembra”*. Cultivos Agroindustriales 2 (3): 7- 15.
 - ☞ Intern. Congress of Soil Sci. New Delhi. p. 361 - 391.
 - ☞ Jeffery, J.J.; Uren, U.C. *Copper And Zinc Species In The Soil Solution And The Effects Of Soil Ph*. Australian Journal of Soil Science, v.21, p.479-488, 1983.
 - ☞ Katyal, J. C. y N. S. Randhawa. 1986. *“Micronutrientes”*. Boletín FAO. Fertilizantes y Nutrición Vegetal. FAO. Roma. 93 p .
 - ☞ Kheboian, C. y Bauer, C. F. (1987). *Accuracy of Selective Extraction Procedures for Metal Speciation in Model Aquatic Sediments*. Analytical Chem., 59, 1417-1423.
 - ☞ Kuo S y Baker A. S., 1980, *Sorption of cooper, zinc and cadmium by some acid soils*. Soil. Sci. Soc. Am. J. 44: 969-974.
 - ☞ Lindsay, W.L. 1979. *Chemical equilibrium in soils*. John Wiley & Sons
 - ☞ López Julián, Mandado Collado *Extracciones Químicas Secuenciales De Metales Pesados. Aplicacion En Ciencias Geologicas*, Estudios Geol., 58: 133-144 (2002)
 - ☞ Loué, A. *Microelements in the agriculture*. Ediciones Mundiprensa, Madrid. 354 p. 1998.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Luna Guido M.L., C. Vega Jarquín, M.O. Franco Hernández, S. Vásquez, Murrieta, N. Trujillo Tapia, E. Ramírez Fuentes y L. Dendooven, “*Actividad microbiana en suelos*”, Avance y Perspectiva vol. 2, 328-223, 2002
 - ☞ M. Barrios S. y S. Longa M., 2007, *Extracción secuencial de Níquel, Cromo y Zinc en un suelo de la Cuenca del Lago de Valencia y su acumulación en plantas de sorgo*, Rev. Fac. Agron. (LUZ), 24: 739-762
 - ☞ Medel-Reyes, Tesis para obtener el grado de M.C. *Caracterización Físicoquímica de Jales Mineros y Evaluación del uso de Biosólidos como Propuesta de Remediación*. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, 2009.
 - ☞ Mendoza-Amezquita E., Armienta-Hernández M. A., Ayora C., Soler A., Ramos-Ramírez E., “*Potencial lixiviación de elementos traza en jales de las minas de La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México*”, 2006, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, vol. 23, núm. 1, 75-83.
 - ☞ Molina, E. y G. Cabalceta. 1995. “*Fertilización Foliar en arroz (Oriza sativa, L) en Carrillo, Guanacaste*”. Agronomía Costarricense 16 (2): 287 - 290.
 - ☞ Mortvedt, J. J., P. M. Giordano y W. L. Lindsay. 1983. *Micronutrientes en la agricultura*. AGT Editor, S. A. México. 742 p.
 - ☞ NOM-021-RECNAT-2000, Norma Oficial Mexicana *que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de los suelos, estudio, muestreo y análisis*.
 - ☞ NOM-141-SEMARNAT-2003, Norma Oficial Mexicana *que establece los requisitos para la caracterización del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales*, 2003.
 - ☞ Organización Mundial de la Salud. *Mercury inorganic. International Programme on Chemical Safety*. Environmental Health Criteria No. 118. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 1991
 - ☞ Puga S., Sosa M., Lebgue T., Quintana C., Campos A., “*Heavy metals pollution in solis damaged bye mining industry*”, 2006, Ecología Aplicada, 5, (1,2).
 - ☞ Raksataya, M.; Langdon, A G. Y Kim, N. D. (1996). *Assessment of the extent of lead redistribution during sequential extraction by two different methods*. Analyt. Chim. Acta, 332, 1-14.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Ramos-Arroyo Y. R., Prol-Ledesma R. M., Siebe-Grabach C., “*Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México. Posibles escenarios geoquímicas para los residuos mineros*”, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, vol. 21, núm. 2, 268-284, 2004.
 - ☞ Ramos-Castellanos P., “*Avances en calidad ambiental*”, Ed. Universidad de Salamanca, 2002, 37-38.
 - ☞ Robledo-Santoyo E., Maldonado-Torres R., “*Manual de procedimientos para el análisis de suelo*” Universidad Autónoma de Chapingo, Departamento de Suelos, 1997.
 - ☞ Rodon-Barragan, Ramirez-Duarte, Barato, Eslava-Mocha, *Importancia del ciclo biogeoquímico del aluminio con relación a la acidez de los suelos en la producción piscícola y la salud pública*, Orinoquia año/vol. 11 número 002, Universidad de los Llanos, Colombia, 81-94, 2007.
 - ☞ Rodríguez Suppo , F. 1989. “*Fertilizantes. Nutrición Vegetal*”. AGT editor S.A. México. 157 p.
 - ☞ Rondón S.; Pulido-Moncada S.; Flores; Hernández-Hernández; 2010, *Cambios en fracciones dinámicas de la material orgánica de dos suelos, inceptisol y ultisol, por el uso de cultivo de cítricas*, Bioagro 22(3), 201-210 p.
 - ☞ Salinas J. G., García R., “*Métodos químicos para el análisis de suelos ácidos y plantas forrajeras*”, Centro internacional de agricultura tropical, ed. Centro internacional de agricultura tropical, pp 19-23, 1985.
 - ☞ Salomon W., “*Enviromental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention*”, J. Geochim. Explor. 52: 5-23, 1995.
 - ☞ Schnitzer M., Khan SU., 1972. *The retention of hydrophobic organic compounds by humic acid. Geochim. Cosmochim. Acta* 36, 745-754.
 - ☞ Sims, J.L., *Soil pH effects on the contribution and plant availability of manganese, copper and zinc. Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 367-373, 1986.
 - ☞ Sims, J.T.; Kline, J.S. *Chemical Fractionation And Plant Uptake Of Heavy Metals In Soils Amended With Co-Composted Sewage Sludge. Journal Of Environmental Quality*, V.20, P.387-395, 1991.
 - ☞ Sirviera M.L.A., L.R.F. Alleoni, y L.R.G. Guilherme, 2003, *Biosolids and heavy metals in soils. Scientia Agricola* 60 (4): 793-806.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Sposito, G. 1986. Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16(2):193-229.
 - ☞ Swarup, A. 1993. *"Integrated nutrient supply and management system for sustained crop production in alcali soils"*. *Fertilizer News*. 38 (9): 27 - 34.
 - ☞ Takkar, P. N. 1982. *"Micronutrients- forms, contents distribution in profile. Indices of availability and soil test methods"*. En: *Review of soil research in India. Part I. 12th*
 - ☞ Tessier A., Campbell PGC., Bisson M., *"Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals"*, *Analytical chemistry*, vol. 51, núm. 7, 844-850, 1979.
 - ☞ USEPA. 1992. *Guide to site and soil description for hazardous waste site characterization. Vol 1: metals.*
 - ☞ Vilar, S., Gutiérrez A., Antezana J., Carral P. y Álvarez A., *"Estudio comparativo de diferentes métodos de extracción secuencial para metales pesados en suelos. Boletín Geológico y Minero"*, 114 (4): 453-461, 2003.
 - ☞ www.ctv.es/clean_world_hispania/CompoStar.htm
 - ☞ www.miliarium.com/Proyectos/SuelosContaminados/Manuales/Contmetalespesados.asp
 - ☞ www.mitecnologico.com/Main/MineriaEnMexico
 - ☞ www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/155/cortinas.html
 - ☞ www2.sag.gob.cl/Recursos_Naturales/criterios_calidad_suelos_agricolas/pdf/5_metales_pesados_suelo.pdf
 - ☞
 - ☞ Abdelrahman H. A., Al-Ajmi H., 1994, *Heavy metals in some water and wastewater irrigated soils of Oman. Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 25 (5-6): 605-613 .
 - ☞ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Toxicological profiles: lead*. Atlanta: ATSDR, 2002, <http://www.atsdr.cdc.gov/>
 - ☞ Basta N. T., *"Heavy metal an trace element chemistry in residual-treated soil: Implications on metal bioavailability and sustainable land application. In: susteinablesustainable land application conference"*, 2004, Universidad de Florida, Enero 4-8.
 - ☞ Bautista-Zúñiga F., *"Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados"*, Ed. Ilustrada UADY, 1999, 17-52.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Benes S., Spevackova V., Smid J. Cerna M., Marecek J., "The concentration levels of Cd, Pb, Hg, Cu, Zn and Se in blood of the population in relation to the Czech Republic." 1994, Quebec, Canada, Sci Total Environ. 152, 161-167.
 - ☞ Bohn, H.; McNeal, B. and O'Connor, G. 1979. *Soil Chemistry*. New York. 329 p.
 - ☞ Chicón-Reina Lorenzo, *Especiación De Metales Pesados En Lodos De Aguas Residuales De Origen Urbano Y Aplicación De Lodos Como Mejoradores De Suelos*, Revista Virtual REDESMA Contaminación del agua, vol. 4(2), 2010.
 - ☞ COMPO, Experts for growth, Basfoliar Zn 55, http://www.compo-expert.com/fileadmin/user_upload/compo_expert/ar/documents/pdf/basfoliar_zn55.pdf
 - ☞ Domínguez, M. E, 2001. *Movilidad de metales en el perfil del suelo en las zonas de la Cuenca del Guadiamar con restos de contaminación tras el vertido de residuos tóxicos mineros producido en 1998*. Trabajo profesional fin de carrera. Dpto. de Agronomía. Univ. de Córdoba.
 - ☞ Douchafour P. H., *Manual de Edafología*, 1987.
 - ☞ EPA, "Folleto informativo de tecnología de biosólidos; Aplicación de biosólidos al terreno". EPA 832-f-00-064, 2000.
 - ☞ Fageria, N., V. Baligar y R. Clark. 2002. *Los micronutrientes en la producción de cultivos*. Elsevier Science. pp. 185-286.
 - ☞ Fernández-Linares L. C., "Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados", publicación del Instituto Nacional de Ecología, pp57-58, 2006.
 - ☞ García I., Dorronsoro C., Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, España; 2009, Tema 15, 16, <http://edafologia.ugr.es/contA/tema00/home.htm>.
 - ☞ Garcia-Miragaya, J. and A.L. Page. 1976. *Influence of ionic strength and inorganic complex formation on the sorption of trace amounts of Cd by montmorillonite*. Soil Science Society of America Journal, 40: 658-663.
 - ☞ Guiza-González S., González-Quinteto J., Cedeño-Ochoa C., *Compilación Y Análisis De Datos Geoquímicos De Metales Traza En Algunas Zonas Del Río Magdalena (Colombia)*, 2001.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Hernandez-Valencia I., Mager D., "Uso De *Panicum Maximum* Y *Brachiaria Brizantha* Para Fitorremediar Suelos Contaminados Con Un Crudo De Petróleo Liviano", 2003, *Bioagro*, set, vol.15, no.3, p.149-156.
 - ☞ Hernández, D., R. Cabello, R. Saborit y D. Castillo. 1992. "Estimulación del rendimiento agrícola por la aplicación de hierro y cinc al grano de arroz como semilla antes de la siembra". *Cultivos Agroindustriales* 2 (3): 7- 15.
 - ☞ Intern. Congress of Soil Sci. New Delhi. p. 361 - 391.
 - ☞ Jeffery, J.J.; Uren, U.C. *Copper And Zinc Species In The Soil Solution And The Effects Of Soil Ph*. *Australian Journal of Soil Science*, v.21, p.479-488, 1983.
 - ☞ Katyal, J. C. y N. S. Randhawa. 1986. "Micronutrientes". *Boletín FAO. Fertilizantes y Nutrición Vegetal*. FAO. Roma. 93 p .
 - ☞ Kheboian, C. y Bauer, C. F. (1987). *Accuracy of Selective Extraction Procedures for Metal Speciation in Model Aquatic Sediments*. *Analytical Chem.*, 59, 1417-1423.
 - ☞ Kuo S y Baker A. S., 1980, *Sorption of cooper, zinc and cadmium by some acid soils*. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 44: 969-974.
 - ☞ Lindsay, W.L. 1979. *Chemical equilibrium in soils*. John Wiley & Sons.
 - ☞ López Julián, Mandado Collado *Extracciones Químicas Secuenciales De Metales Pesados. Aplicación En Ciencias Geológicas*, *Estudios Geol.*, 58: 133-144 (2002)
 - ☞ Loué, A. *Microelements in the agriculture*. Ediciones Mundiprensa, Madrid. 354 p. 1998.
 - ☞ Lugo J., Santana L., Sánchez H., Vaca R., Del Aguila P., "Determinación de cobre y zinc en suelos acondicionados con lodos residuales a diferentes tiempos", 2008, Laboratorio de edafología y ambiente. Facultad de ciencias UAEM.
 - ☞ Luna Guido M.L., C. Vega Jarquín, M.O. Franco Hernández, S. Vásquez, Murrieta, N. Trujillo Tapia, E. Ramírez Fuentes y L. Dendooven, "Actividad microbiana en suelos", *Avance y Perspectiva* vol. 2, 328-223, 2002
 - ☞ M. Barrios S. y S. Longa M., 2007, *Extracción secuencial de Níquel, Cromo y Zinc en un suelo de la Cuenca del Lago de Valencia y su acumulación en plantas de sorgo*, *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*, 24: 739-762

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Medel-Reyes, Tesis para obtener el grado de M.C. *Caracterización Físicoquímica de Jales Mineros y Evaluación del uso de Biosólidos como Propuesta de Remediación*. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, 2009.
 - ☞ Mendoza-Amezquita E., Armienta-Hernández M. A., Ayora C., Soler A., Ramos-Ramírez E., “*Potencial lixiviación de elementos traza en jales de las minas de La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México*”, 2006, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, vol. 23, núm. 1, 75-83.
 - ☞ Molina, E. y G. Cabalceta. 1995. “Fertilización Foliar en arroz (*Oriza sativa*, L) en Carrillo, Guanacaste”. *Agronomía Costarricense* 16 (2): 287 - 290.
 - ☞ Mortvedt, J. J., P. M. Giordano y W. L. Lindsay. 1983. *Micronutrientes en la agricultura*. AGT Editor, S. A. México. 742 p.
 - ☞ NOM-004-SEMARNAT-2002, *Norma Oficial Mexicana Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*
 - ☞ NOM-021-RECNAT-2000, *Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de los suelos, estudio, muestreo y análisis.*
 - ☞ NOM-052-SEMARNAT-2005, *Norma Oficial Mexicana que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.* 2005
 - ☞ NOM-141-SEMARNAT-2003, *Norma Oficial Mexicana que establece los requisitos para la caracterización del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales,* 2003.
 - ☞ Organización Mundial de la Salud. *Mercury inorganic. International Programme on Chemical Safety.* Environmental Health Criteria No. 118. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 1991
 - ☞ Puga S., Sosa M., Lebgue T., Quintana C., Campos A., “*Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry*”, 2006, *Ecología Aplicada*, 5, (1,2).
 - ☞ Raksasataya, M.; Langdon, A G. Y Kim, N. D. (1996). *Assessment of the extent of lead redistribution during sequential extraction by two different methods.* *Analyt. Chim. Acta*, 332, 1-14.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Ramos-Arroyo Y. R., Prol-Ledesma R. M., Siebe-Grabach C., “*Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México. Posibles escenarios geoquímicas para los residuos mineros*”, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, vol. 21, núm. 2, 268-284, 2004.
 - ☞ Ramos-Castellanos P., “*Avances en calidad ambiental*”, Ed. Universidad de Salamanca, 2002, 37-38.
 - ☞ Rhoades J. D., *Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids, Methods of soil analysis*. Part 3 - chemical methods, 1996 pp. 417-435
 - ☞ Robledo-Santoyo E., Maldonado-Torres R., “*Manual de procedimientos para el análisis de suelo*” Universidad Autónoma de Chapingo, Departamento de Suelos, 1997.
 - ☞ RodonRodón-Barragan, RamirezRamírez-Duarte, Barato, Eslava-Mocha, *Importancia del ciclo biogeoquímico del aluminio con relación a la acidez de los suelos en la producción piscícola y la salud pública*, Orinoquia año/vol. 11 número 002, Universidad de los Llanos, Colombia, 81-94, 2007.
 - ☞ Rodríguez Suppo , F. 1989. “*Fertilizantes. Nutrición Vegetal*”. AGT editor S.A. México. 157 p.
 - ☞ Rondón S.; Pulido-Moncada S.; Flores; Hernández-Hernández; 2010, *Cambios en fracciones dinámicas de la material orgánica de dos suelos, inceptisol y ultisol, por el uso de cultivo de cítricas*, Bioagro 22(3), 201-210 p.
 - ☞ Salinas J. G., García R., “*Métodos químicos para el análisis de suelos ácidos y plantas forrajeras*”, Centro internacional de agricultura tropical, ed. Centro internacional de agricultura tropical, pp 19-23, 1985.
 - ☞ Salomon W., “*Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention*”, J. Geochim. Explor. 52: 5-23, 1995.
 - ☞ Schnitzer M., Khan SU., 1972. *The retention of hydrophobic organic compounds by humic acid. Geochim. Cosmochim. Acta* 36, 745-754.
 - ☞ Schwertmann U., Taylor R. M. *Iron oxides. In mineral in soil environments (2ª edition)* Soil Science Society of America, 677, 1:379-438, 1989.
 - ☞ Sims, J.L., *Soil pH effects on the contribution and plant availability of manganese, copper and zinc*. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 367-373, 1986.

- TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS
- ☞ Sims, J.T.; Kline, J.S. *Chemical Fractionation And Plant Uptake Of Heavy Metals In Soils Amended With Co-Composted Sewage Sludge*. Journal Of Environmental Quality, V.20, P.387-395, 1991.
 - ☞ Sirviera M.L.A., L.R.F. Alleoni, y L.R.G. Guilherme, 2003, Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola* 60 (4): 793-806.
 - ☞ Sposito, G. 1986. Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16(2):193-229.
 - ☞ Swarup, A. 1993. *"Integrated nutrient supply and management system for sustained crop production in alcali soils"*. Fertilizer News. 38 (9): 27 - 34.
 - ☞ Takkar, P. N. 1982. *"Micronutrients- forms, contents distribution in profile. Indices of availability and soil test methods"*. En: Review of soil research in India. Part I. 12th
 - ☞ Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., *"Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals"*, Analytical chemistry, vol. 51, núm. 7, 844-850, 1979.
 - ☞ USEPA. 1992. Guide to site and soil description for hazardous waste site characterization. Vol 1: metals.
 - ☞ Vilar, S., Gutiérrez A., Antezana J., Carral P. y Álvarez A., *"Estudio comparativo de diferentes métodos de extracción secuencial para metales pesados en suelos. Boletín Geológico y Minero"*, 114 (4): 453-461, 2003.
 - ☞ Walkley, A. y Black. I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263.
 - ☞ www.ctv.es/clean_world_hispania/CompoStar.htm
 - ☞ www.miliarium.com/Proyectos/SuelosContaminados/Manuales/Contmetalespesados.asp
 - ☞ www.mitecnologico.com/Main/MineriaEnMexico
 - ☞ www.uclm.es/users/higueras/mam/MMAM4.htm
 - ☞ www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/155/cortinas.html
 - ☞ [www2.sag.gob.cl/Recursos_Naturales/criterios_calidad_suelos_agricolas/pdf/5_metal es_pesados_suelo.pdf](http://www2.sag.gob.cl/Recursos_Naturales/criterios_calidad_suelos_agricolas/pdf/5_metal_es_pesados_suelo.pdf)
 - ☞