

Benemérita

Universidad Autónoma de Puebla



FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

Colegio de Ingeniería Ambiental

“Caracterización de suelos de origen
volcánico como adsorbentes de
aflatoxina B₁”

TESIS PROFESIONAL

Que para obtener el Título de:

Licenciado en Ingeniería ambiental

Presenta:

Yolanda Paola Silva Uribe

Director de Tesis:

Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide

Puebla, Pue. 2014



**C. YOLANDA PAOLA SILVA URIBE
PASANTE
LICENCIATURA EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE:**

**Oficio No. FIQ/AC/510/2014
Asunto: Registro de Tema de Tesis
Fecha: 09 de Abril de 2014**

Por medio del presente me permito informarle, de la aprobación del Registro de Tema de Tesis de la Licenciatura en Ingeniería Ambiental cuyo título es el siguiente:

“CARACTERIZACIÓN DE SUELOS DE ORIGEN VOLCÁNICO COMO ADSORBENTES DE AFLATOXINA B₁”

Con el siguiente contenido:

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1	ANTECEDENTES
CAPÍTULO 2	METODOLOGÍA
CAPÍTULO 3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**CONCLUSIONES
BIBLIOGRAFÍA**

Director de Tesis: Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide

Lo cual me permito comunicarle para su conocimiento y fines consiguientes aclarando que la vigencia de este tema será **ÚNICAMENTE POR UN AÑO.**



ATENTAMENTE
“Pensar Bien, Para Vivir Mejor”

**M.I.C. MA. GPE. TITA VÁZQUEZ E. DE LOS MONTEROS
SECRETARÍA ACADÉMICA**

C.c.p. Director de Tesis: Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide
Archivo.



Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

CIUDAD UNIVERSITARIA

LIC. Ma. Cristina Laura Gómez Aguirre.
Directora de la Administración Escolar
De la BUAP.
Presente

ASUNTO:
AUTORIZACIÓN
IMPRESIÓN DE TESIS

Por este conducto me permito presentar a Ud. al C. pasante de la carrera de Ingeniería Ambiental

Yolanda Paola Silva Uribe

Quién presenta como tema de tesis:

“Caracterización de suelos de origen volcánico como adsorbentes de aflatoxina B₁”

La cual ha sido debidamente revisada y se autoriza para su impresión correspondiente.

Sin otro particular y para los fines que se estimen conducentes reitero mi distinción.

ATENTAMENTE

“Pensar Bien, para Vivir Mejor”

H. Puebla de Z., a 20 de noviembre de 2014

Director de Tesis
Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide

“Caracterización de suelos de
origen volcánico como
adsorbentes de aflatoxina B₁”

Presentaciones en eventos científicos

Silva Uribe Yolanda Paola; Tenorio Arvide María G.; Valera Pérez Miguel A. y Deng Youjun. 2013. Estudio preliminar del uso de material de origen volcánico como adsorbentes de aflatoxina B₁. Reunión Anual 2013 de la Unión Geofísica Mexicana. 3 al 8 de noviembre en Puerto Vallarta, Jalisco, México. Cartel.

Silva Uribe Yolanda Paola.; Nájera Méndez Patricia Fabiola; Tenorio Arvide María G.; Valera Pérez Miguel A. y Deng Youjun. 2014. Determinación de la capacidad de suelos de origen volcánico para la adsorción de Aflatoxina B₁. XIII Congreso Internacional y XIX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Acapulco, Guerrero, México, del 11 al 13 de Junio. Cartel.

Agradecimientos

Primero, le agradezco a Dios por permitirme completar ésta etapa de mi vida y por darme la sabiduría y la fuerza para hacerlo.

A la Vicerrectoría de Investigación y Estudios de Posgrado (VIEP) agradezco por el apoyo económico brindado para el desarrollo de este trabajo a través de la beca tesis del proyecto “Estudio preliminar del uso de material de origen volcánico como sorbente de compuestos orgánicos” clave TEAM-NAT14-I y al apoyo económico a estudiantes brindado por la misma a través del proyecto “Evaluación física, química y mineralógica de suelos de origen volcánico y su relación con la calidad del suelo” clave TEAM-NAT12-1; al Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas (DICA) y al laboratorio de Análisis Instrumental de la Facultad de Ingeniería Química (FIQ) de la BUAP por proporcionarme el material, el equipo y el espacio para el desarrollo de este trabajo; así como al Departamento de Ciencias del Suelo y Cultivos de la Universidad A&M de Texas (Department of Soil and Crop Sciences, Texas A&M University).

A la Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide, directora de esta tesis, le agradezco por darme la oportunidad e impulsarme a desarrollar habilidades y adquirir nuevas, tanto en el ámbito académico como personal; y también por sus enseñanzas, asesorías, apoyo y paciencia.

A mis padres, Yolanda y Pablo, les doy las gracias por creer en mí, por siempre darme su apoyo incondicional, por las enseñanzas, las palabras, oraciones, abrazos, experiencias y por todo el amor que siempre me han dado; porque me han ayudado a ser quién soy y a lograr alcanzar esta meta.

A mi hermano Pablo, le agradezco también por brindarme su apoyo, comprensión, amor y alegría con lo que, tal vez sin darse cuenta, me da ejemplo de perseverancia y paciencia.

Y a mis amigas y hermanas, maderistas y ambientales, les agradezco por permitirme compartir, crecer en muchos aspectos y aprender con ustedes de los

momentos buenos y no tan buenos; y por darme siempre, de cerca o lejos, fortaleza y apoyo.

Índice del contenido

Capítulo 1. Antecedentes	1
1.1 Introducción.....	1
1.2 Planteamiento del problema	2
1.3 Justificación.....	3
1.4 Objetivos.....	3
1.4.1 General	3
1.4.2 Específicos	3
1.5 Hipótesis.....	4
1.6 Marco teórico.....	4
1.6.1 Micotoxinas	4
1.6.2 Aflatoxina B ₁ (AFB ₁).....	5
1.6.3 Efectos de las aflatoxinas.....	7
1.6.4 Formas de controlar la contaminación por AFB ₁	10
1.6.5 Suelos de origen volcánico	14
1.6.6 Usos de los suelos de origen volcánico	15
1.6.7 Propiedades de los suelos de origen volcánico (pH y MO).....	18
1.6.8 Proceso de adsorción.....	19
1.6.9 Espectroscopía infrarroja	27
1.6.10 Espectroscopía de rayos X.	29
Capítulo 2. Metodología.....	31
2.1 Metodología.....	31
2.2 Medidas de seguridad para el manejo de la AFB ₁	35
Capítulo 3. Resultados y discusión	36
3.1 Resultados y discusión.....	36
Conclusiones	58
Observaciones.....	59
Recomendaciones.....	60

Apéndice.....	61
Apéndice I. Extracto de la ficha de datos de seguridad de la AFB1.	61
Apéndice II. Legislación aplicable a la disposición final de los residuos.	64
Bibliografía.....	65

Índice de tablas

Tabla 1. Valores de pH en agua y KCl; y Δ pH de las muestras de suelos de origen volcánico estudiadas.....	36
Tabla 2. Clasificación del suelo de acuerdo a su valor de pH.....	37
Tabla 3. Valores de materia orgánica y carbón orgánico de las muestras de suelos de origen volcánico estudiadas.....	39
Tabla 4. Interpretación de resultados de materia orgánica.....	40
Tabla 5. Niveles porcentuales de carbón orgánico y materia orgánica en los suelos.....	40
Tabla 6. Características de absorción de algunos cromóforos comunes (extracto).....	41
Tabla 7. Características de absorción de los compuestos aromáticos.....	42
Tabla 8. Parámetros de las isothermas de adsorción de AFB ₁ en suelos de origen volcánico de acuerdo a Langmuir y Freundlich.....	47
Tabla 9. Clasificación de las isothermas por grupo y subgrupo; y valores de adsorción con respecto a las mismas y al coeficiente de Freundlich.....	50
Tabla 10. Regiones de absorción en el infrarrojo para silicatos estratificados.....	52
Tabla 11. Bandas de absorción en el infrarrojo para minerales del suelo seleccionados.....	52
Tabla 12. Bandas de absorción FTIR de P6 y Tete saturadas con AFB ₁ relacionadas con las de Caolinita y Haloisita.....	53
Tabla 13. Bandas de absorción FTIR de la AFB ₁ y de P6 y Tete saturadas.....	54
Tabla 14. Tabla abreviada de las frecuencias de grupo de grupos orgánicos.....	55
Tabla 15. Picos de difracción de rayos X de caolinita, cuarzo y nordstrandita.....	57

Índice de figuras

Figura 1. Estructura química de la aflatoxina B ₁	7
Figura 2. Procesos de adsorción y absorción.....	20
Figura 3. Tipos de isothermas de adsorción (S, L, C y H).....	22
Figura 4. Sistema de clasificación de isothermas.....	24
Figura 5. Espectro infrarrojo de la AFB ₁	29
Figura 6. Procedimiento para la determinación de la capacidad de adsorción de muestras sólidas, mediante el uso de isothermas.....	33
Figura 7. Espectros UV-VIS de la curva de calibración y de la solución remanente del proceso de adsorción a concentración 0.0 y 3.2 ppm de AFB ₁	43
Figura 8. Espectros UV-VIS de la curva de calibración y de la solución remanente del proceso de adsorción a concentración de 0.4 y 8.0 ppm de AFB ₁	44
Figura 9. Isothermas de adsorción de Langmuir de los suelos de origen volcánico estudiados.....	45
Figura 10. Isothermas de adsorción de Freundlich de los suelos de origen volcánico estudiados.....	46
Figura 11. Isothermas tipo S (Tete y ERN04-1).....	48
Figura 12. Isothermas tipo L (P6, P9, Patrón y ERN06-5).....	49
Figura 13. Espectros de absorción IR de Tete saturada con AFB ₁ y sin saturar.....	53
Figura 14. Espectros de absorción IR de P6 y Tete saturadas con AFB ₁	54
Figura 15. Espectro de rayos X de Tete.....	56
Figura 16. Espectro de rayos X de ERN06-5.....	57

Capítulo 1. Antecedentes

1.1 Introducción

La contaminación de diversos productos alimenticios con micotoxinas es un problema importante para el desarrollo de la vida humana y animal ya que genera diferentes efectos adversos tanto en estos sistemas biológicos como en cultivos; y de estos efectos también pueden derivar pérdidas económicas (Zain, 2011).

Las micotoxinas, son metabolitos secundarios producidos por mohos micotoxigénicos. La producción de éstas se ve favorecida por condiciones propicias de humedad y temperatura, así como por los efectos del cambio climático, ya que en general éstos favorecen el crecimiento de hongos e incrementan la susceptibilidad de los cultivos a ser contaminados; es importante señalar que en este aspecto los especialistas en estudios de cambio climático enfatizan esfuerzos en la cantidad de los alimentos y no en la calidad de los mismos (Paterson y Lima, 2010; Zain, 2011).

De esta manera, entre las micotoxinas de mayor relevancia se encuentran las aflatoxinas y dentro de éstas se ubica la aflatoxina B₁, la cual está catalogada de acuerdo a la Agencia para la Investigación sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés International Agency for Research on Cancer) como carcinógeno del grupo I, es decir, de los más peligrosos para los seres humanos (Bennett y Klich, 2003; Zain, 2011; IARC, 2013).

Actualmente existen diferentes métodos de descontaminación de aflatoxinas (métodos biológicos, físicos y químicos), destacándose el uso de adsorbentes naturales tales como zeolita, bentonitas y montmorillonitas, entre otros. Por otro lado, es importante mencionar al material de origen volcánico, el que ha sido utilizado en el proceso de remoción de plaguicidas y con el cual hasta ahora no se han hecho estudios para la remoción de micotoxinas en particular de aflatoxina B₁, por lo que este trabajo presenta una propuesta nueva tanto metodológica como de

uso del material como adsorbente (Doyle, et al., 1982; Phillips, et al., 1995; Riley y Norred, 1999; Kannewischer, et al., 2006; Espinoza, et al., 2009; Mon, et al., 2009; Cáceres, et al., 2010; Zain, 2011; Báez, et al., 2013; Cáceres-Jensen, et al., 2013; Zeng, et al., 2013).

1.2 Planteamiento del problema

La aflatoxina B₁ es una micotoxina de naturaleza ubicua causante de diversos efectos perjudiciales debido a la contaminación de alimentos con ésta como en el caso del maíz, uno de los granos más susceptibles a este tipo de contaminación; y sus productos derivados tales como tortillas y mazapanes. En el caso de este grano, en muchas ocasiones es utilizado para alimentar animales como pollos, afectando a su vez al producto derivado como el huevo y la carne en sí misma. Por otro lado, al utilizar el producto como alimento de ganado vacuno, conlleva el riesgo potencial de contaminar la leche, la cual puede contener la aflatoxina M1 (un derivado de la AFB₁). En México, por ejemplo, se tienen registros de contaminación de maíz desde 1979. De tal forma, el problema de aflatoxicosis es un problema ambiental y de salud vigente que no solo acontece a nivel local, también a nivel internacional y que requiere de atención inmediata (Rosiles, 1979; Phillips, et al., 1995; Grant y Phillips, 1998; Riley y Norred, 1999; Bennett y Klich, 2003; Bullerman, 2003; Guzmán-de-Peña y Peña-Cabriales, 2005; Kannewischer, et al., 2006; Zain, 2011; Carvajal, 2013b).

De esta manera, con el fin de resolver el problema de contaminación de alimentos con aflatoxina B₁, se han desarrollado métodos de descontaminación tanto físicos, químicos y biológicos, los que se han considerado poco eficaces y costosos; por lo que se requieren estrategias prácticas, efectivas y económicas para desintoxicar y remediar los alimentos y forrajes contaminados (Doyle, et al., 1982; Phillips, et al., 1995; Grant y Phillips, 1998; Riley y Norred, 1999; Kannewischer, et al., 2006; Paterson y Lima, 2010).

1.3 Justificación

Actualmente, entre los métodos de descontaminación de aflatoxinas destaca por efectividad y costo el uso de adsorbentes naturales. Zeng, et al. (2013) reportan que diversas arcillas minerales como montmorillonita, sepiolita y caolinita han mostrado tener una alta capacidad de adsorción de micotoxinas. Por otro lado, los suelos de origen volcánico han sido utilizados en el proceso de limpieza del petróleo en agua, presentan alto potencial como contenedores de fármacos, además se reconoce la efectividad del material para remediación ambiental eficiente y de bajo costo en el abatimiento de residuos orgánicos provenientes de efluentes industriales y de la actividad agrícola de alto insumo. (Phillips, et al., 1995; Riley y Norred, 1999; Kannewischer, et al., 2006; Escudey, et al., 2011; Pizarro, et al., 2011; Zain, 2011; Zeng, et al., 2013).

De esta forma, en el presente trabajo de investigación se propone el uso de material natural de origen volcánico como una alternativa de adsorbente de AFB₁, un contaminante carcinogénico; por lo que se requiere la evaluación del material para dicho fin. El material propuesto se encuentra disponible en diversos lugares de México, principalmente en los alrededores del Eje Neovolcánico (SEMARNAT; SEMARNAT, 2013); por lo cual se pretende emplear un material natural, de fácil obtención y bajo costo.

1.4 Objetivos

1.4.1 General

- Caracterizar diversas muestras de suelo de origen volcánico como adsorbentes de aflatoxina B₁ (AFB₁).

1.4.2 Específicos

- Determinar las características químicas de las muestras de origen volcánico.
- Determinar la capacidad de las muestras para adsorber AFB₁.

1.5 Hipótesis

Los suelos de origen volcánico son materiales adsorbentes de Aflatoxina B₁ (AFB₁).

1.6 Marco teórico

En este apartado se aborda el tema desde la definición de micotoxinas y aflatoxinas, la importancia de éstas, los efectos en animales, humanos, así como el impacto económico y, métodos de control y descontaminación. Finalmente se habla de las propiedades generales del material adsorbente propuesto.

1.6.1 Micotoxinas

Las micotoxinas son sustancias químicas de origen natural, de bajo peso molecular, producidas y secretadas por diversos mohos. El término micotoxina deriva del griego “mykes”, que significa hongo y del latín “toxicum” que significa toxina o veneno; así micotoxina significa literalmente “toxina o veneno de hongo” (Bullerman, 2003; Soriano, 2007).

Dicho término fue acuñado en 1962; y durante el periodo comprendido entre los años de 1960 y 1975, muchos científicos se unieron a la búsqueda e investigación de otros hongos potencialmente toxigénicos. Actualmente, entre 300 y 400 compuestos son reconocidos como micotoxinas, de los cuales aproximadamente una docena reciben mayor atención debido a que se consideran amenazas para la salud humana, animal y a que afectan diversos cultivos (Bennett y Klich, 2003; Rubio, 2011; Zain, 2011).

La mayoría de los mohos que producen las micotoxinas de primordial preocupación se encuentran en tres géneros principales, *Aspergillus*, *Penicillium* y *Fusarium*. Dentro del género *Aspergillus*, las aflatoxinas (AFs) son las micotoxinas más comunes entre las que se encuentra la AFB₁ (Bullerman, 2003; Zeng, et al., 2013).

1.6.2 Aflatoxina B₁ (AFB₁)

Las aflatoxinas (AFs) son un grupo de metabolitos secundarios producidos por algunas cepas del género *Aspergillus flavus* y por la mayoría de las cepas de *Aspergillus parasiticus*; éstas micotoxinas fueron descubiertas en 1960, después de un brote epizootico de una enfermedad que se presentó en 100,000 pavos jóvenes, patos y faisanes en el este y sur de Inglaterra; y la que resultó en la muerte de éstos (Busby y Wogan, 1984; Grant y Phillips, 1998; Bennett y Klich, 2003; Bullerman, 2003; Kannewischer, et al., 2006; Zain, 2011).

Esta enfermedad, denominada “enfermedad X de los pavos”; se caracterizó por ocasionar letargo y pérdida de apetito en los animales, resultando en la muerte de éstos al cabo de una semana. Así mismo, el examen post-mortem del hígado de los animales revelaba una extensa necrosis hepática y hemorragia con frecuente congestión de los riñones. Después de realizar exhaustivos exámenes veterinarios buscando evidencia de la transmisión biológica de la enfermedad, se descartó una causa microbiológica o viral; por lo que la atención se enfocó en una posible contaminación química del alimento. De esta manera pronto se estableció que las bandadas de aves afectadas habían sido alimentadas con un producto elaborado a partir de cacahuate. El examen microscópico de este alimento, denominado Rossetti, mostró que más del 20% del material estaba compuesto por hifas fúngicas (Busby y Wogan, 1984; Bennett y Klich, 2003; Williams, et al., 2004; Lizarraga-Paulín, et al., 2013).

Casi simultáneamente ocurrió un brote similar de esta enfermedad en patos jóvenes en Kenia y Uganda; y en Estados Unidos fue descubierto un brote de hepatoma en un criadero de truchas arcoíris en el estado de Washington; el que también se detectó en investigaciones posteriores en criaderos de peces para reproducción en el país. La inducción del tumor fue rastreada a la introducción de raciones secas de alimento, contaminadas con AFs. Así el alimento para peces, a base de semilla de algodón; se vinculó como la fuente de la toxina (Busby y Wogan, 1984; Williams, et al., 2004).

De esta manera, el hongo *Aspergillus flavus* fue aislado a partir de una muestra altamente tóxica de cacahuete de Uganda; y a partir del hongo cultivado se descubrió que éste producía una toxina, la que posteriormente fue denominada “Aflatoxina” de la contracción de “*A. flavus* toxin” (Busby y Wogan, 1984).

Del grupo de las AFs, las generadas de forma natural son 16 y las 4 principales de este grupo son la B₁, B₂, G₁ y G₂, denominándose así de acuerdo a su fluorescencia bajo luz UV, azul (blue) y verde (green) respectivamente; además de dos adicionales que son de importancia la M₁, uno de los principales productos de biotransformación de la B₁; y la M₂ encontradas en la leche y productos lácteos. Dentro de éstas, la Aflatoxina B1 (AFB₁) es considerada la más tóxica, hepatocarcinogénica, teratogénica, mutágena, y la más común encontrada en diversos alimentos, usualmente la más producida por las cepas toxigénicas y la que se ha demostrado afecta tanto a animales como a humanos. La dosis letal aguda de AFB₁ para humanos adultos es de aproximadamente 10 a 20 mg; en concreto, se ha descrito una TD₅₀ (dosis tóxica media) por peso corporal y día de 1.15 µg/kg de aflatoxina y una TDI (ingesta diaria tolerable) de 0.11-0.19 ng/kg. En la figura 1 se presenta su estructura química (Busby y Wogan, 1984; Grant y Phillips, 1998; Bennett y Klich, 2003; Bullerman, 2003; Kannewischer, et al., 2006; Rubio, 2011; Zain, 2011; Zeng, et al., 2013).

La AFB₁ pertenece a la familia de las difurano-cumarinas, al grupo de las difuro-cumaro-ciclo-pentanonas; y se caracteriza por la fusión de un anillo ciclopentanona al anillo lactona de la estructura de la cumarina y por un enlace no saturado en la posición 8,9 del anillo furano terminal (Busby y Wogan, 1984; Phillips, et al., 1995; Guzmán-de-Peña y Peña-Cabriales, 2005; Urrego y Díaz, 2006; Carvajal, 2013a)

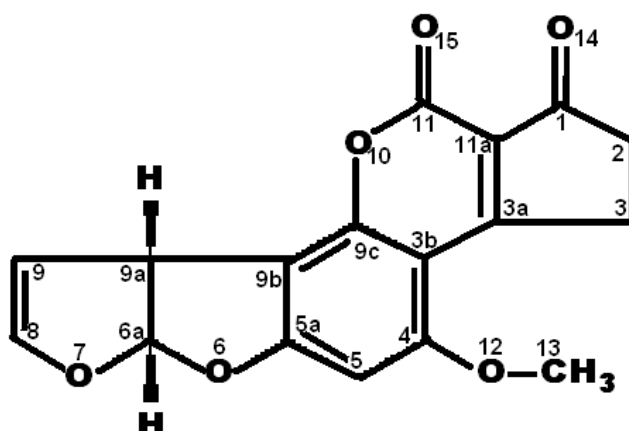


Figura 1. Estructura química de la aflatoxina B₁

Esta aflatoxina tiene un peso molecular igual a 312.3 g/mol y su fórmula molecular es C₁₇H₁₂O₆. Las características fisicoquímicas de esta son las de ser insoluble en agua pero soluble en solventes orgánicos (metanol, cloroformo, acetona, acetonitrilo y dimetilsulfóxido); su punto de fusión es de 268-269°C y es estable a temperatura menor a 275°C, ya que a temperaturas mayores se transforma en otro tipo de micotoxina (Cole y Cox, 1981; Busby y Wogan, 1984; Phillips, et al., 1995; Urrego y Díaz, 2006; Vallejo, 2012; Carvajal, 2013a; Carvajal, et al., 2013).

Los mohos productores de AFB₁ se extienden y son un problema especialmente en climas cálidos ya que el crecimiento del moho y la producción de aflatoxinas son favorecidos por temperaturas cálidas y humedad elevada, típicas de las regiones tropicales y subtropicales, aunque también se pueden encontrar en zonas templadas, asimismo, éstas son problemas potenciales en los productos después de cosechados (Riley y Norred, 1999; Bullerman, 2003; Kannewischer, et al., 2006; Zain, 2011).

1.6.3 Efectos de las aflatoxinas

Las exposiciones tales como la alimentaria, respiratoria y dérmica a los metabolitos fúngicos, que es el caso de las micotoxinas, producen las

enfermedades conocidas como micotoxicosis. Éstas son ejemplos de envenenamiento por medios naturales, análogos a las patologías causadas por la exposición a pesticidas o residuos de metales pesados. Las micotoxicosis pueden ser clasificadas en agudas o crónicas; la intoxicación aguda generalmente tiene un inicio rápido y por consiguiente una respuesta casi inmediata mientras que la crónica se caracteriza por una exposición a dosis bajas de toxina durante largo tiempo resultando en cáncer y otros efectos generalmente irreversibles (Busby y Wogan, 1984; Bennett y Klich, 2003).

Los efectos tóxicos de las micotoxinas en animales y humanos, dependiendo de la dosis, pueden incluir (Bullerman, 2003; Zain, 2011):

- 1) Toxicidad aguda y muerte como resultado de la exposición a grandes cantidades de micotoxinas.
- 2) Reducción en la producción de leche y huevo así como en el aumento de peso de los animales productores de alimento debido a la exposición subcrónica a dichas sustancias.
- 3) Deterioro, estimulación o supresión de las funciones inmunológicas y disminución en la resistencia a las infecciones debido a la exposición crónica a bajos niveles de toxina.
- 4) Formación de tumores, cáncer y otras enfermedades crónicas por la exposición prolongada a niveles muy bajos de la toxina.

- Efectos específicos en animales

De esta manera, en animales, las aflatoxinas pueden producir cáncer de hígado, hepatotoxicidad, ictericia, hiperplasia del conducto biliar, inmunosupresión, hemorragias en el tracto intestinal y en los riñones. En general, los animales jóvenes de cualquier especie son más susceptibles a los efectos tóxicos agudos de las AFs que los animales más viejos de la misma especie (Bennett y Klich, 2003; Bullerman, 2003; Zain, 2011).

- Efectos específicos en humanos

El mayor riesgo de las AFs para los seres humanos es generalmente el resultado de la exposición alimentaria crónica. En especial, la AFB₁, ha sido ampliamente relacionada con el cáncer primario de hígado en el que actúa de forma sinérgica con el virus de la hepatitis B (VHB) aunque el cáncer de pulmón también es un riesgo. Así mismo, las AFs se han encontrado en tejidos de niños que sufren de Kwashiorkor, considerado una forma de desnutrición proteico energética; y el síndrome de Reye, caracterizado por encefalopatía, deterioro visceral y agrandamiento del hígado; y se cree que es un factor que contribuye a dichas enfermedades. Otro de los factores de riesgo para la salud es la supresión inmunológica, relacionada a la aflatoxina, ya que ésta puede afectar negativamente la respuesta del organismo a enfermedades como infecciones del tracto respiratorio, diarrea infecciosa y VIH/SIDA. Recientemente, la AFB₁ también se ha relacionado con el cáncer cervicouterino (Williams, et al., 2004; Zain, 2011; Carvajal, et al., 2012; Uribarren, 2012; Carvajal, 2013b; Carvajal, et al., 2013).

- Granos y semillas afectados

Dentro de los productos alimenticios más susceptibles a la contaminación con micotoxinas se encuentra el maíz, trigo, arroz, cebada, cacahuate, semilla de algodón (utilizada como forraje), sorgo, algunas nueces, chiles, especias, así como sus derivados, entre otros las tortillas; productos cárnicos, huevo y leche. De esta forma, al año un porcentaje significativo de granos y semillas en el mundo son contaminados con AFs lo que resulta, en el caso de países con abundantes recursos, en la necesidad de desechar dichos productos alimenticios al contrario de los países con pocos recursos en los que estos productos son consumidos (Busby y Wogan, 1984; Phillips, et al., 1995; Grant y Phillips, 1998; Bullerman, 2003; Williams, et al., 2004; Kannevischer, et al., 2006; Zain, 2011; Carvajal, 2013b).

- Impacto económico

En términos económicos, la producción de alimentos también se puede ver afectada debido a la pérdida de los cultivos; la reducción significativa del valor de los granos empleados como alimento para animales y como producto de exportación; y la disminución en la tasa de crecimiento, el aumento de los problemas de reproducción y la mortalidad de los animales productores de alimento y el ganado. Asimismo, el impacto causado por las micotoxinas, incluye el incremento en los costos de atención veterinaria y a la salud; además de la inversión en la investigación centrada en la reducción de los efectos y la severidad de éstas (Riley y Norred, 1999; Bullerman, 2003; Zain, 2011).

1.6.4 Formas de controlar la contaminación por AFB₁

Con el fin de reducir o solucionar el problema de contaminación por AFB₁, se han desarrollado diversas técnicas que van desde la separación física de los granos contaminados hasta el tratamiento químico para degradar la toxina. Actualmente existen diversas estrategias de prevención antes de la cosecha como (Riley y Norred, 1999; Bennett y Klich, 2003; Kannewischer, et al., 2006; Mallmann, et al., 2007; Zain, 2011):

- Desarrollo de Biocontroleros. Consiste en el desarrollo de agentes biocompetitivos no toxigénicos que pueden dejar fuera de competencia a los que están estrechamente relacionados con ellos; sin embargo la posibilidad de recombinación con cepas toxigénicas es una preocupación.
- Reducción en el estrés de la planta. Radica en evitar las condiciones ambientales que favorecen la infección en el campo a través de la irrigación y nutrición mineral, lo que ayuda a reducir el estrés de ésta.
- Saneamiento. Consiste en minimizar los residuos de la cosecha anterior a través de la remoción y destrucción de estos, lo que ayuda a reducir la infección e infestación de los productos en el campo.

- Mejora genética de la resistencia de los cultivos a la infección fúngica. Consiste en el desarrollo de nuevas variedades de plantas, mediante ingeniería genética; capaces de resistir el ataque de los hongos o inhibir la producción de toxinas. Sin embargo, esta estrategia ha tenido un éxito limitado ya que se requiere un mejor conocimiento de la variabilidad genética.
- Uso de químicos protectores de los cultivos. El uso apropiado de químicos, es una estrategia atractiva para prevenir la producción de micotoxinas, los que pueden ayudar a reducir la infección fúngica o las plagas de insectos y en consecuencia la contaminación. Sin embargo, este método se desaconseja por razones económicas y debido a la preocupación por las cuestiones medioambientales y de seguridad alimentaria.

En cuanto a los métodos de detoxificación, éstos se refieren a los tratamientos a utilizar después de la cosecha para remover, destruir o reducir las micotoxinas presentes o sus efectos perjudiciales. Éstos pueden ser físicos, químicos o biológicos entre los que también se encuentran métodos preventivos (Doyle, et al., 1982; Busby y Wogan, 1984; Riley y Norred, 1999; Borrell y Gimeno, 2002; Bennett y Klich, 2003; Williams, et al., 2004; Mallmann, et al., 2007; Soriano, 2007; Rubio, 2011; Zain, 2011; Vallejo, 2012; Lizárraga-Paulín, et al., 2013):

Métodos físicos:

- Cosecha temprana. Consiste en la cosecha del cultivo de inmediato a la madurez y en el uso de técnicas de cosechado que minimicen el daño mecánico. Ésta reduce la infección fúngica de los cultivos en el campo y en consecuencia la contaminación del producto cosechado.
- Secado adecuado de los productos agrícolas. El rápido secado de los productos después de cosechados permite crear condiciones menos favorables para el crecimiento y la proliferación de hongos y plagas de insectos además de ayudar a mantener por más tiempo el producto.

- Control de la actividad de insectos y roedores. A través de estrategias apropiadas de control de estos, se puede reducir el problema de contaminación causado por el transporte de esporas de hongos productores de micotoxinas de la superficie de las plantas al interior de los granos; y por las heridas de infección que crean estos organismos a través de sus hábitos alimenticios.
- Almacenamiento apropiado. Mediante la limpieza frecuente de los sistemas de entrega y almacenamiento; manteniendo bajas temperaturas y un porcentaje de humedad menor al 10% se puede preservar la calidad de los productos durante éste; aunque es considerado un método incompleto.
- Separación y clasificación. Éste método se basa en la separación de granos potencialmente infectados o enmohecidos visiblemente, de modo que la eliminación de la fracción de semillas contaminadas deje una contaminación general menor. El material dañado puede ser removido manualmente o con dispositivos electrónicos o neumáticos. Sin embargo, existe preocupación acerca del destino de los granos removidos, ahora con alta contaminación; ya que los productores de escasos recursos usualmente consumen o alimentan a sus animales con los granos que debieron ser descartados.
- Dilución. Consiste en mezclar granos que presentan baja carga de aflatoxina con granos que exceden la carga límite de ésta sin embargo, aunque la concentración es reducida; los consumidores aún están expuestos a ella.
- Degradación térmica. Es llevada a cabo mediante procesos como la cocción y el tostado. Este tipo de degradación resulta incompleta para la mayoría de las micotoxinas ya que el rango efectivo de temperatura para la descomposición de las AFs se encuentra entre 237-306°C; por lo que se debe tomar en cuenta que las temperaturas alcanzadas durante el proceso de detoxificación afectan a las vitaminas y proteínas del alimento.

Métodos biológicos:

- Uso de agentes biológicos de control. Se emplean microorganismos antagónicos como *Flavobacterium aurantiacum* o mezclas probióticas como *Lactobacillus* y *Propionibacterium*, que pueden inhibir el crecimiento de los hongos micotoxigénicos, metabolizar las AFs o producir las condiciones que favorezcan la conversión química de la toxina.
- Consumo animal, de productos contaminados. En teoría ésta técnica considera la capacidad metabólica del animal para oxidar, conjuguar, y excretar metabolitos de AFs y así que el producto contaminado derive en un alimento adecuado para el consumo humano.

Métodos químicos:

- Uso de agentes antifúngicos. Se emplean compuestos químicos como ácido propiónico, acético y bisulfito de sodio utilizados como conservadores para retardar el crecimiento de microorganismos en los productos como bebidas, frutas y verduras.
- Amoniación. Es un método efectivo y factible económicamente para reducir el contenido de aflatoxina en una variedad de productos alimenticios empleando hidróxido de amonio o gas amonio; sin embargo no está claro si el cambio es permanente.
- Ozonización. El ozono es un agente oxidante que reacciona con los dobles enlaces no conjugados de las AFs; la reacción da lugar a la degradación de la AFB₁ en cereales; aunque su uso en piensos no es económicamente factible y algunos de los productos obtenidos pueden ser tóxicos.
- Extracción con disolvente. Mediante el uso de una serie de disolventes orgánicos polares se han extraído efectivamente aflatoxinas de oleaginosas y aceites comestibles; las desventajas de éste método son, en su mayoría, los factores económicos asociados con la extracción, la recuperación del solvente y la disposición de los residuos.

- Nixtamalización. El tratamiento de agua con cal remueve cerca de dos tercios de la aflatoxina en el maíz contaminado, pero existe evidencia de que el cambio químico puede ser reversible y que después del consumo del producto, la aflatoxina puede ser reformada en las condiciones ácidas del estómago.
- Adsorción. Se basa en el uso de agentes enlazantes, como ciertos minerales de arcilla, para prevenir la absorción de la toxina en el tracto digestivo mientras la comida está en él, realizando especialmente estudios en animales; ya que las arcillas pueden adsorber selectivamente micotoxinas lo suficientemente firmes como para prevenir su absorción en el tracto gastrointestinal. Existen diferentes agentes de adsorción, pero su eficacia en la prevención de micotoxicosis varía. Se ha demostrado que diversas montmorillonitas de calcio han sido los adsorbentes más selectivos y eficaces. Los aluminosilicatos de sodio y calcio hidratados (HSCAS) enlazan las aflatoxinas con alta afinidad y capacidad, demostrando su eficacia in vivo cuando se añade a la dieta reduciendo éstos, así como la bentonita, la intoxicación por AFs en cerdos, vacas, ratas y aves de corral cuando se mezcla con los alimentos contaminados, sin causar problemas digestivos. Sin embargo, existe el riesgo de que los agentes de adsorción no selectivos puedan representar peligros significativos como impedir la captación de los micronutrientes presentes en los alimentos por el organismo o aumentar la toxicidad de la aflatoxina; por lo que estos agentes deben ser evitados (Doerr, 1989; Lindemann, et al., 1993; Phillips, et al., 1995; Kubena, et al., 1998; Riley y Norred, 1999; Abdel-Wahhab, et al., 1999; Blüthgen y Schwertfeger, 2000; Borrell y Gimeno, 2002; CAST, 2003; Williams, et al., 2004; Casarin, et al., 2005; Zain, 2011).

1.6.5 Suelos de origen volcánico

Típicamente estos son suelos de color negro, se ubican en paisajes volcánicos y se desarrollan en eyecciones o vidrios volcánicos, es decir que éstos son el

material parental del que se forman, principalmente de ceniza, pero también tufa y pómez bajo casi cualquier clima, excepto condiciones climáticas hiperáridas (es decir, extremadamente secas). Entre sus componentes mineralógicos principales se encuentran minerales como caolinita, gibbsita, hematita, imogolita y alofano. Ocurren en regiones volcánicas en todo el mundo encontrándose concentraciones importantes en diferentes sitios alrededor del borde del Pacífico en la región del Cinturón Volcánico, entre los que se localiza México (Meunier, 2005; IUSS, 2007; Mon, et al., 2009; Cáceres, et al., 2010; Arroyo-Abad, et al., 2011; Báez, et al., 2013; Cáceres-Jensen, et al., 2013).

Este tipo de material se caracteriza por su alto contenido de agua, alto contenido de materia orgánica (MO) en las capas superficiales cuyos valores pueden variar de 5 a 30%, pH ácido (4-6.5), carga superficial variable ya que puede cambiar sustancialmente con el pH, alta capacidad de fijación de fósforo y una moderada a baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) la que fluctúa de 15 a 60 $\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$; de las bases intercambiables domina el calcio y le sigue el magnesio (Flores-Delgadillo, et al., 1999; Cea, et al., 2007; Velde y Meunier, 2008; Espinoza, et al., 2009; Mon, et al., 2009; Cáceres, et al., 2010; Arroyo-Abad, et al., 2011; Prado, et al., 2011; Báez, et al., 2013; Cáceres-Jensen, et al., 2013).

1.6.6 Usos de los suelos de origen volcánico

Entre los usos de los suelos de origen volcánico que se han investigado se encuentra la adsorción de diversas sustancias por ejemplo, compuestos fenólicos como el 2,4-diclorofenol (2,4-DCP) y el pentaclorofenol (PCP), estudiada en un suelo del sur de Chile; donde se concluyó que los suelos alofánicos adsorben grandes cantidades de clorofenoles, mostrando éstos una mayor capacidad de adsorción para el PCP que para el 2,4-DCP. Asimismo, algunas investigaciones han conducido al desarrollo de nuevos tratamientos terciarios de aguas residuales provenientes de plantas de celulosa, para remover compuestos fenólicos y sustancias húmicas. Estos estudios han demostrado la efectiva remediación de estos efluentes, empleando suelos derivados de ceniza volcánica, los que

presentan una alta capacidad de adsorción para estos compuestos orgánicos (Cea, et al., 2007).

Empleando suelos de éste tipo también se ha estudiado la adsorción de pesticidas y herbicidas como Atrazina y Diuron (DI) en específico en suelos de uso agrícola tomados de la región centro-sur de Chile. Para el primer compuesto, se produjo una adsorción significativa en la mayoría de las muestras; en el caso del segundo compuesto todos los suelos estudiados adsorbieron DI. Otros de los herbicidas adsorbidos en estos materiales han sido el bensulfuron metil (BSM) y el metsulfuron-metil en suelos provenientes de la Región de la Araucanía y los Lagos en Chile. Para el BSM se produjo en todas las muestras una adsorción significativa; y en el caso del estudio con metsulfuron-metil, se obtuvieron valores del coeficiente de adsorción de Freundlich más altos que los reportados para diferentes clases de suelo incluyendo algunos de carga variable (Espinoza, et al., 2009; Cáceres, et al., 2010; Báez, et al., 2013; Cáceres-Jensen, et al., 2013).

La adsorción de herbicidas también se ha comprobado en suelos japoneses derivados de ceniza volcánica, como es el caso para el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), estudio en el que se observó el incremento de la adsorción de 2,4-D en los suelos con la disminución del pH y con el incremento de la MO (Mon, et al., 2009).

Otros estudios han explorado la adsorción de sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-); en suelos del mismo tipo provenientes de lugares como Tsukuba en Japón, las inmediaciones del volcán Masaya en Nicaragua y la cuenca de Valle de Bravo en México. En los análisis realizados con sulfato, se ha notado que a concentraciones bajas de éste, la cantidad de adsorción registrada aumenta a medida que disminuye el pH; sin embargo cuando la concentración de éste es mayor (aproximadamente a 30mmol/L), la cantidad adsorbida es casi la misma entre las diferentes condiciones de pH. Asimismo, se ha visto que en condiciones de estudio a pH 3.3 sí hay adsorción de SO_4^{2-} en estos suelos, estando más del 94%

de él en contacto directo con la superficie del suelo. También se ha observado la adsorción inicial de SO_4^{2-} en la superficie de los constituyentes del suelo a concentraciones bajas ($<5\text{mM}$), seguida de la precipitación de éste a concentraciones altas del mismo ($>6\text{mM}$). En cuanto a la adsorción de nitrato proveniente de los fertilizantes y de acuerdo a Prado, et al. (2011), la adsorción de éste tiende a ser mayor en los horizontes más profundos (debajo de 80 cm) (Delfosse, et al., 2006; Ishiguro, et al., 2006; Ishiguro y Makino, 2011; Prado, et al., 2011).

Igualmente, se ha investigado la adsorción de medicamentos y aditivos alimenticios para animales, en suelos de origen volcánico. En relación al primer caso, se estudió la adsorción del ibuprofeno (IB) en suelos volcánicos de las Islas Canarias, donde la capacidad máxima de adsorción del suelo varió de 4 - 200mg kg^{-1} . En cuanto a los aditivos alimenticios, se observó la sorción de arsenicales-fenilo (RO: roxarsona, AA: ácido o-arsanílico y PA: ácido fenilarsónico) en suelos derivados de materiales volcánicos, siendo el orden de retención en los suelos después de 24 horas: $\text{RO}>\text{AA}>\text{PA}$ (Arroyo-Abad, et al., 2011; Estevez, et al., 2014).

De la misma forma, se ha considerado el uso de nanomateriales potencialmente útiles, como las nanoarcillas alofánicas de suelos derivados de cenizas volcánicas, para el desarrollo de tecnologías de captura de carbono de bajo costo; ya que por ejemplo en el caso del suelo del sur de Chile estudiado por Calabi-Floody, et al. (2011) los resultados obtenidos sugieren que éstas nanoarcillas juegan un papel importante en la estabilización de carbono.

En cuanto a la adsorción de AFB_1 , no se tiene información sobre estudios realizados empleando suelos de origen volcánico.

1.6.7 Propiedades de los suelos de origen volcánico (pH y MO)

Reacción del suelo (pH)

La reacción del suelo es aquella propiedad que establece el grado de acidez o de alcalinidad que él presenta. En términos generales, una sustancia es considerada como un ácido cuando tiene la capacidad de ceder protones (H^+) al disociarse, para formar hidronio (H_3O^+), cuando se disuelve en agua. Análogamente, una sustancia se considera como una base cuando al disociarse recibe protones (H^+) y origina iones hidróxido (OH^-) al disolverse en agua (Jaramillo, 2002; Brown, et al., 2004).

En el suelo, el grado de acidez o alcalinidad de éste, tiene gran influencia en muchas de sus propiedades físicas, químicas y biológicas; por lo que es una de sus características más importantes. El grado de acidez en el suelo, se evalúa al determinar el pH del mismo; el que expresa la concentración de los iones hidrógeno (H^+) en la solución del suelo es decir, al establecer el logaritmo del inverso de la concentración de H^+ que hay en dicha solución, de acuerdo a la siguiente ecuación (SEMARNAT, 2002; Jaramillo, 2002; Fernández, et al., 2006; Jahn, et al., 2009):

$$pH = -\log[H^+]$$

Para esto, el pH del suelo se mide en una suspensión de éste en agua o en soluciones salinas y la determinación puede llevarse a cabo en forma colorimétrica o potenciométrica; determinación que se describe en el apartado de metodología (Jaramillo, 2002).

Materia orgánica del suelo (MOS)

La materia orgánica del suelo (MOS) se define como la fracción orgánica del mismo, que incluye residuos vegetales y animales en diferentes estados de descomposición; y los subproductos del desarrollo y descomposición microbiana es decir, sustancias producidas y vertidas por los organismos del suelo. La fracción más estable de la MOS, la que se obtiene después que se ha

descompuesto la mayor parte de las sustancias vegetales o animales añadidas al suelo, se llama humus. Asimismo, uno de los principales componentes de la MOS es el carbón orgánico, comprendiendo entre 50-58% (Fassbender y Bornemisza, 1987; López, 2002; Fernández, et al., 2006; Martínez, et al., 2008; Jahn, et al., 2009).

Por otra parte, la MO puede considerarse como el principal componente sólido que posee el suelo ya que, al igual que el pH; se relaciona con casi todas las propiedades del mismo. La cantidad y el tipo de MOS dependen del aporte de materiales orgánicos que se realice a dicho sistema, de la velocidad con la cual éstos se descompongan, así como de las condiciones ecológicas específicas y fisicoquímicas del mismo (Núñez, 1946; Fassbender, 1975; Fassbender y Bornemisza, 1987; Jaramillo, 2002; López, 2002).

La MOS puede estudiarse evaluando su contenido o su composición. Para fines prácticos, el estudio se centra en determinar la cantidad de MO total que presenta el suelo, sin establecer su composición. Asimismo, el contenido de esta se puede determinar por calcinación de la muestra; por oxidación con dicromato de potasio o por oxidación con peróxido de hidrógeno (Fassbender, 1975; Fassbender y Bornemisza, 1987; Jaramillo, 2002). En la metodología del presente trabajo se refiere la determinación por oxidación.

1.6.8 Proceso de adsorción

Adsorción se entiende como el fenómeno por el cual una sustancia se une a la superficie de un sólido al ser atraída, la primera; por fuerzas que pueden ser electrostáticas o de Van der Waals; en tanto que absorción se refiere a la retención de una sustancia dentro de un sólido (Núñez, 1946; Fassbender y Bornemisza, 1987; Jaramillo, 2002; Brown, et al., 2004; Skoog, et al., 2004; Appelo y Postma, 2005). En la figura 2 se representan estos dos procesos.

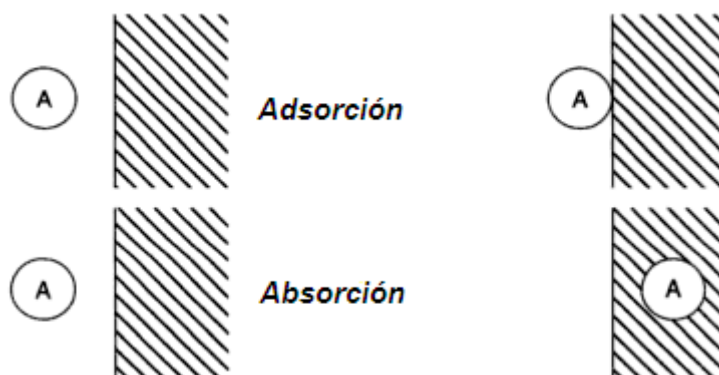


Figura 2. Procesos de adsorción y absorción (Appelo y Postma, 2005)

Para entender los fenómenos de adsorción se han desarrollado diferentes modelos cuya validez se verifica por comparación con datos experimentales, que en la mayoría de los casos son isotermas. Las isotermas son representaciones de la cantidad de componente retenido frente a la cantidad que permanece en disolución una vez alcanzado el equilibrio. Los estudios de adsorción se realizan comúnmente, variando la concentración de la sustancia cuya adsorción se investiga y manteniendo constante el ambiente en que ocurre el proceso y la cantidad del adsorbente (Giles, et al., 1974; Fassbender y Bornemisza, 1987; Grant y Phillips, 1998; Appelo y Postma, 2005; Jiménez, et al., 2006; Rodríguez, 2009).

En función de la forma y pendiente del tramo inicial de las isotermas, éstas pueden clasificarse en cuatro tipos de curvas (fig.3); y de acuerdo a la disposición de las partes superiores de las mismas, se catalogan en subgrupos (fig.4). Asimismo, éstas se relacionan con el mecanismo de adsorción, la naturaleza de la molécula a adsorber y la superficie del adsorbente (Giles, et al., 1960; Giles, et al., 1974; Grant y Phillips, 1998; Delle Site, 2001; Cea, et al., 2007; Cruz-Guzmán, 2007; Rodríguez, 2009):

- Isotermas tipo S: son típicas de adsorbentes con alta afinidad por el solvente. Estas isotermas indican que hay una interacción específica entre soluto y adsorbente, una moderada atracción entre las moléculas

adsorbidas y competencia entre el soluto y el solvente por los sitios de adsorción. En ésta curva, la pendiente primero aumenta con la concentración indicando que la adsorción del soluto se ve favorecida con el aumento del mismo; ya que en la adsorción en cooperación los sitios son capaces de retener el incremento de moléculas de soluto. Finalmente la pendiente cae y se vuelve nula en el punto de saturación cuando ya no quedan sitios vacantes.

- Isotermas tipo L: son las más conocidas y muchas veces se les llama isoterma normal o de Langmuir. Estas isotermas indican que hay múltiples interacciones entre el soluto y el adsorbente, una fuerte atracción molecular entre las moléculas de soluto y poca competencia entre soluto y solvente por los sitios de adsorción, por lo que a menudo se habla de adsorción específica. En ésta curva, la pendiente cae de manera constante con el aumento en la concentración debido a que a medida que transcurre la adsorción y con el recubrimiento progresivo de la superficie se vuelve más difícil encontrar sitios vacantes. Cuando ya no quedan sitios disponibles la pendiente se vuelve nula en el punto de saturación.
- Isotermas tipo C: se caracterizan por un reparto constante del soluto entre la solución y el adsorbente es decir; presentan una relación lineal entre la cantidad de soluto adsorbido y la concentración del mismo en la disolución de equilibrio por lo que algunos autores utilizan el término partición o reparto constante. Fundamentalmente, la linealidad muestra que el número de sitios de adsorción se mantiene, indicando que el soluto presenta mayor atracción por el adsorbente; y que el primero penetra regiones inaccesibles para el disolvente. Una vez que todos los sitios de adsorción están ocupados, se produce un cambio brusco de la pendiente hacia una meseta horizontal.
- Isotermas tipo H: son muy poco comunes, representan un caso especial de isotermas tipo L. Se observan cuando hay una extremada afinidad entre soluto y adsorbente donde a bajas concentraciones de soluto todo, o

prácticamente todo, queda retenido en el adsorbente; y por lo tanto la pendiente inicial de la isoterma es vertical. Éstas suelen darse para adsorbatos de elevado peso molecular como micelas iónicas o especies poliméricas.

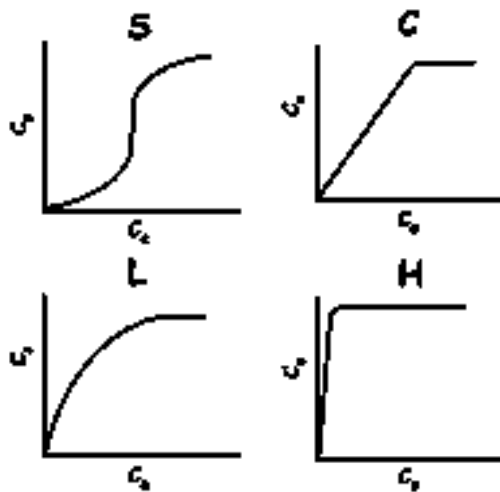


Figura 3. Tipos de isothermas de adsorción (S, L, C y H) (Rodríguez, 2009).

En cuanto a las características de la sección siguiente a la pendiente inicial de las curvas y el uso de éstas para su ordenación en subgrupos se tiene que (Giles, et al., 1960):

- Casi todas las curvas suficientemente completas presentan ya sea una meseta o una inflexión; aquellas que no lo hacen (fig. 4-subgrupo 1) indican que la saturación de la superficie no se ha alcanzado y por lo tanto es incompleta. Así, una meseta siguiendo a una inflexión representa el primer grado de saturación de la superficie es decir, la condición en la que todos los sitios disponibles en la superficie original están ocupados; siendo posible la adsorción adicional en superficies nuevas. A este grado de cobertura se le llama “monocapa”; la que puede contener solvente además de las moléculas de soluto.

- En algunos sistemas, la cantidad de soluto adsorbida en la etapa de formación de la monocapa, es mucho menor que la capacidad superficial estimada por otros métodos; en estos casos, se considera que la adsorción probablemente toma lugar solo en algunos sitios altamente activos o; en el caso de moléculas orgánicas grandes, que ocurre la asociación de los iones o moléculas adsorbidos antes o justo después del momento de la adsorción.
- En la práctica, se presentan casos de curvas con mesetas largas y planas; y otras con solo un ligero cambio en la pendiente en las que se puede juzgar que la meseta es muy corta. En el primer caso de curvas se contempla que el soluto remanente en la solución presenta baja afinidad por la capa de moléculas del mismo ya adsorbidas; en el segundo se estima que las moléculas de soluto adsorbido exponen una superficie que tiene casi la misma afinidad que tenía la superficie original por aquel.
- La presencia de una segunda pendiente (fig.4-subgrupo 3) se atribuye al desarrollo de una nueva superficie en la que la adsorción puede producirse; y la que puede originarse en las partes expuestas de la capa ya existente, en regiones nuevas del sustrato en las que el soluto comienza a penetrar o en parte de la superficie original. La segunda meseta (fig. 4-subgrupo 4) representa la completa saturación de dicha superficie aunque esta etapa no siempre es realizable.
- Ocasionalmente puede ocurrir, después de la primera inflexión, una caída en la pendiente de la curva donde la isoterma presenta un máximo (fig. 4-subgrupo max). Esto probablemente se debe a la asociación del soluto en solución al empezar a incrementarse, con el aumento en la concentración, la atracción soluto-soluto más rápidamente que la atracción sustrato-soluto.

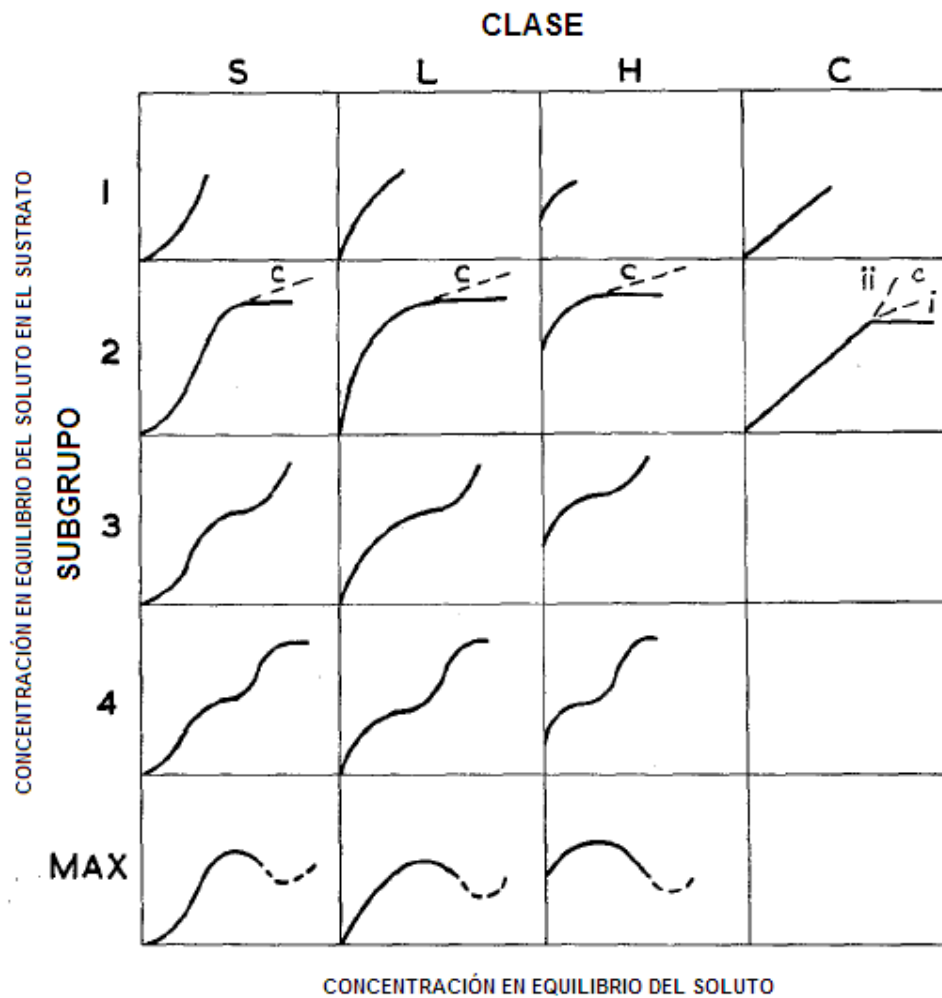


Figura 4. Sistema de clasificación de isothermas (Giles, et al., 1974).

Con el propósito de modelar el proceso de adsorción de compuestos presentes en soluciones acuosas, a superficies sólidas se han propuesto diversas ecuaciones las que presentan variables similares pero difieren principalmente en el arreglo de éstas. De esta forma, para la descripción cuantitativa de estos procesos, las isothermas obtenidas experimentalmente suelen ajustarse a dichas ecuaciones; las más usadas son las de Langmuir y Freundlich (Grant y Phillips, 1998; Appelo y Postma, 2005; Cruz-Guzmán, 2007; Rodríguez, 2009).

La ecuación de Langmuir está basada en una serie de consideraciones teóricas y originalmente deriva de la descripción de la adsorción de gases en sólidos sin

embargo, también se aplica a la adsorción de un compuesto en disolución acuosa. Se fundamenta en la hipótesis de que la superficie del adsorbente posee un número fijo de posiciones de adsorción en las que la energía de adsorción es idéntica para todas éstas y donde las moléculas retenidas no interaccionan entre ellas. De esta forma cada sitio puede ser ocupado por una sola molécula, independientemente de si hay o no posiciones próximas ocupadas, restringiéndose la adsorción a una monocapa en cuyo momento cesa el proceso (Grant y Phillips, 1998; Jiménez, et al., 2006; Cruz-Guzmán, 2007; Herrejón, et al., 2008; Lazo, et al., 2008; Rodríguez, 2009; Zeng, et al., 2013).

La ecuación de Langmuir es:

$$N = Q_{max} \left(\frac{K_L C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}} \right)$$

Su forma lineal se escribe:

$$\frac{C_{eq}}{N} = \frac{1}{Q_{max} K_L} + \frac{C_{eq}}{Q_{max}}$$

Donde C_{eq} (mol/L) es la concentración del adsorbato en el equilibrio, Q_{max} (mol/kg) es la capacidad máxima de adsorción, N (mol/kg) es la cantidad de soluto adsorbida por unidad de adsorbente y K_L (L/mol) es la constante de adsorción de Langmuir relacionada con la energía de adsorción y la afinidad del adsorbente por el adsorbato. Los valores Q_{max} y K_L se obtienen del ajuste lineal de los datos (Fassbender y Bornemisza, 1987; Grant y Phillips, 1998; Cruz-Guzmán, 2007; Herrejón, et al., 2008; Lazo, et al., 2008; Rodríguez, 2009; Zeng, et al., 2013).

La ecuación de Freundlich es un modelo de adsorción empírico; es el más antiguo de los modelos no lineales e implica heterogeneidad en las posiciones de adsorción es decir, se asume que la superficie del adsorbente es energéticamente heterogénea. Representa el proceso de adsorción no ideal de formación de multicapas en dicho tipo de superficie; proceso que dificulta la adsorción adicional

de determinada sustancia, con el transcurso del mismo. Así este mecanismo, de acuerdo a Grant y Phillips (1998), normalmente es una asociación débil y no resulta en una adsorción específica. También se considera que no existen interacciones laterales entre las moléculas adsorbidas (Fassbender y Bornemisza, 1987; Grant y Phillips, 1998; Appelo y Postma, 2005; Herrejón, et al., 2008; Lazo, et al., 2008; Rodríguez, 2009).

La ecuación de Freundlich se escribe:

$$C_s = K_F C_e^n$$

En donde C_s (mol/kg) es la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de masa de adsorbente, C_e (mol/L) es la concentración de la sustancia en la disolución de equilibrio y K_F y n son constantes empíricas de cada sistema, siendo K_F la constante de adsorción de Freundlich relacionada con la capacidad de adsorción del adsorbente y n una constante que indica el grado o intensidad de adsorción (Fassbender y Bornemisza, 1987; Adams, 1995; Grant y Phillips, 1998; Morell y Hernández, 2000; Li, et al., 2003; Appelo y Postma, 2005; Cruz-Guzmán, 2007; Herrejón, et al., 2008; Lazo, et al., 2008; Rodríguez, 2009).

Ésta ecuación no muestra un valor de saturación o valor límite, a diferencia de la de Langmuir sin embargo, con mucha frecuencia se usa la forma logarítmica de la misma para obtener las constantes empíricas, la cual se escribe (Fassbender y Bornemisza, 1987; Adams, 1995; Appelo y Postma, 2005; Cruz-Guzmán, 2007; Herrejón, et al., 2008; Lazo, et al., 2008; Zeng, et al., 2013):

$$\log C_s = \log K_F + n \log C_e$$

De esta última, la representación de $\log C_s$ en la ordenada contra $\log C_e$ en la abscisa, generalmente resulta en rectas con una pendiente “ n ” y en donde del intercepto de $\log C_s$ vs $\log C_e$ se obtiene la constante $\log K_F$ (Fassbender y Bornemisza, 1987; Adams, 1995; Grant y Phillips, 1998; Cruz-Guzmán, 2007; Lazo, et al., 2008).

1.6.9 Espectroscopía infrarroja

La espectroscopia infrarroja (IR) se desarrolla en la región infrarroja del espectro electromagnético que se extiende desde 14000 cm^{-1} a 20 cm^{-1} aproximadamente. La radiación electromagnética en ésta región es capaz de causar cambios en forma de vibraciones de tensión y de flexión, las que a su vez pueden ser simétrica, antisimétrica, de tijereteo, balanceo, aleteo y torsión; en los enlaces presentes en los minerales y otros compuestos debido a que la frecuencia de oscilación de los átomos y moléculas respecto a su posición de equilibrio se encuentra en el mismo rango de la radiación infrarroja. De esta manera, cuando una muestra es colocada en un haz infrarrojo, el haz deforma los enlaces resultando en la absorción de una parte de dicho haz; la cantidad absorbida de éste, es medida por la espectroscopia infrarroja. La longitud de onda del haz absorbido es característica de los enlaces, por lo que la identificación de los grupos funcionales y la distorsión de su simetría causada por los grupos vecinos, son los tipos de datos obtenidos por espectroscopia infrarroja (Skoog, et al., 2001; Deng, et al., 2010b).

En mineralogía del suelo, la parte importante del rango infrarrojo del espectro es la parte media (IR medio) del rango de 4000 a 200 cm^{-1} . Esta parte de la región infrarroja incluye las bandas fundamentales y lejanas del IR; donde la región IR fundamental ($4000\text{-}500\text{ cm}^{-1}$) es la que cuenta con las bandas vibracionales de varios grupos funcionales y la IR lejana ($500\text{-}50\text{ cm}^{-1}$) tiene menor energía y afecta la rotación de los enlaces (Skoog, et al., 2001; Deng, et al., 2010b).

Para las medidas de absorción en el IR, existen cuatro tipos de espectrómetros disponibles comercialmente: 1) espectrómetros dispersivos de red que se utilizan principalmente para el análisis cualitativo, 2) instrumentos múltiplex que emplean la transformada de Fourier en el análisis de datos y que son adecuados para medidas tanto cualitativas como cuantitativas, 3) espectrómetros no dispersivos y 4) espectrómetros de reflectancia. Los primeros dos son usados para investigaciones científicas y pueden configurarse para realizar las tareas de los

dos últimos instrumentos. En cuanto a los métodos, los tres comúnmente empleados en laboratorios de mineralogía son el método de reflexión difusa (DR), el método de reflexión total atenuada (ATR), y el de pellets prensados (Skoog, et al., 2001; Deng, et al., 2010b).

El método ATR es un método de transformada de Fourier (FTIR) que funciona bien tanto en muestras húmedas como secas. Asimismo, una de las mayores ventajas de éste es que con una mínima preparación se pueden obtener fácilmente los espectros de absorción de una gran variedad de tipos de muestras (Skoog, et al., 2001; Deng, et al., 2010b). De esta manera, en el presente estudio se emplea el método FTIR/ATR para el análisis infrarrojo de los suelos de origen volcánico; procedimiento que se describe en el apartado de metodología. En la figura 5 se presenta el espectro IR de la AFB₁ el que se encuentra reportado por Cole y Cox (1981) y por Liu, et al. (1998). Para este trabajo, el espectro de la AFB₁ se obtuvo del sitio web de Acros Organics; en el que se identificaron los grupos de ésta aflatoxina correspondientes a cada región del mismo en base a la carta de correlación para la espectroscopía en el infrarrojo y a la tabla abreviada de las frecuencias de grupo de grupos orgánicos contenidas en Skoog, et al. (2001).

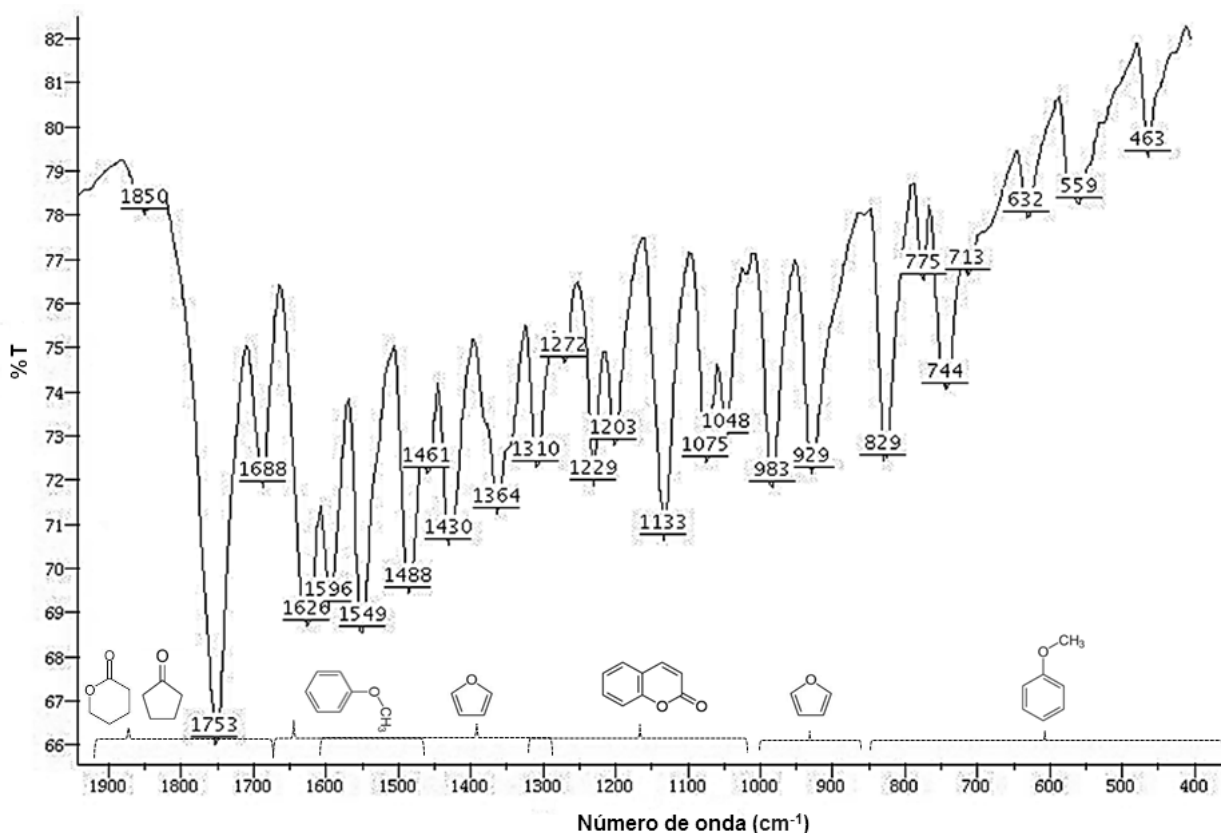


Figura 5. Espectro infrarrojo de la AFB₁.

1.6.10 Espectroscopía de rayos X.

Los rayos X son una radiación electromagnética de longitud de onda corta, que comprenden el intervalo de longitudes de onda desde aproximadamente 10^{-5}\AA hasta 100\AA sin embargo; la espectroscopia de rayos X convencional se limita, en su mayor parte, a la región aproximada entre 0.1\AA y 25\AA . Ésta se basa en la medida de la emisión, absorción, dispersión, fluorescencia y difracción de la radiación electromagnética (Skoog, et al., 2001).

La difracción de rayos X proporciona un medio adecuado y práctico para la identificación cualitativa de compuestos cristalinos, donde al igual que con los otros tipos de radiación electromagnética, la interacción entre el vector eléctrico de la radiación X y los electrones de la materia que atraviesa da lugar a una dispersión. Cuando los rayos X son dispersados por el entorno ordenado de un

cristal, tienen lugar interferencias entre los rayos dispersados, ya que las distancias entre los centros de dispersión son del mismo orden de magnitud que la longitud de onda de la radiación; resultando en la difracción (Skoog, et al., 2001).

Dentro de la difracción de rayos X, el método de polvo cristalino se basa en el hecho de que cada sustancia cristalina presenta un diagrama de difracción único. Así, si se encuentra una igualdad exacta entre el diagrama de una muestra desconocida y el de una muestra fiable, se puede dar por sentada su identidad química. Por otra parte, la identificación de minerales de arcilla por difracción de rayos X se facilita en gran medida por el uso de muestras orientadas, lo que mejora las reflexiones basales. Para mejorar la orientación preferente de las partículas de arcilla, usualmente se llevan a cabo pretratamientos iniciales, como la remoción de materiales cementantes y el fraccionamiento por tamaño de partícula de las muestras. Sin embargo, estos pretratamientos pueden alterar considerablemente la mineralogía de la muestra, en particular a los minerales no silicatos como carbonatos, haluros, sulfatos, óxidos y materiales amorfos. Por lo tanto, es necesario hacer un estudio inicial de la muestra en bulto mediante rayos X, antes de llevar a cabo una investigación detallada de los minerales de arcilla (Skoog, et al., 2001; Deng, et al., 2010b).

De esta manera, en este trabajo se emplea el método de difracción de rayos X de polvo desorientado para el análisis por espectroscopía de rayos X de las muestras en bulto de los suelos de origen volcánico; procedimiento que se refiere en el apartado de metodología.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Metodología

Caracterización química de los suelos de origen volcánico.

Los parámetros propuestos para caracterizar a los suelos de origen volcánico como potenciales adsorbentes de AFB₁ incluyen determinación de pH, materia y carbono orgánico; capacidad de adsorción, análisis IR y rayos X. Las muestras de suelo de origen volcánico utilizadas en este estudio proceden de la colección de muestras almacenadas en el Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas de la BUAP; las que fueron recolectadas, en trabajos anteriores, de diferentes localidades en el estado de Puebla. Para el presente trabajo dichas muestras se denominan como: P6, P9, Tete, P2M3, ERN04-1, ERN06-5 y Patrón. La metodología para cada determinación se describe a continuación, basadas en la norma NOM-021-RECNAT-2000:

- Determinación del pH en agua y solución de cloruro de potasio (KCl). Para la determinación de pH en agua y solución de KCl, se emplea una relación 1:2 (suelo: solvente). Se pesan 10g de suelo en un frasco de vidrio y a cada frasco se le adicionan 20mL de agua destilada; la suspensión se mezcla y agita (Scientific CVP-2000P Agitador Multipropósito) durante 30 minutos, se deja reposar durante 15 minutos y se calibra el potenciómetro. Se agitan nuevamente las suspensiones, se mide el pH (Potenciómetro Conductronic pH 20) y se registran las lecturas. Para la determinación de pH en KCl se sigue el procedimiento descrito anteriormente, empleando solución de KCl 1M pH 7 (SEMARNAT, 2002).
- Determinación de materia orgánica del suelo, método de Walkley y Black. Para la determinación se pesan 0.5 g de muestra por duplicado y se colocan en matraces Erlenmeyer en los cuales se adicionan 10mL de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) y luego 20mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄); posteriormente la solución se deja reposando durante 30 minutos. Al

término de este periodo se agregan 200mL de agua destilada seguido de 5mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) e indicador. Finalmente se titula la disolución con sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) hasta obtener el vire correspondiente (SEMARNAT, 2002).

Caracterización de los suelos de origen volcánico como adsorbentes de AFB_1 .

La determinación de la capacidad de adsorción de los suelos estudiados se realiza utilizando como base la metodología planteada por Kannewischer, et al. (2006) con modificaciones para el tipo de adsorbente propuesto en este trabajo. De acuerdo a Grant y Phillips (1998) el valor de la solubilidad de AFB_1 en agua, encontrado en la literatura y estimado en la misma referencia, varía de 10 a $30\mu g/mL$. A partir de éstos valores, establecen la concentración máxima de AFB_1 en la solución de trabajo para asegurar que no ocurra la precipitación del soluto. Dicha concentración es de $8\mu g/mL$, empleada también para este trabajo. La AFB_1 utilizada en este estudio es grado reactivo con número de CAS 1162-65-8 obtenida directamente de la empresa Sigma-Aldrich. El procedimiento se presenta en la figura 6.

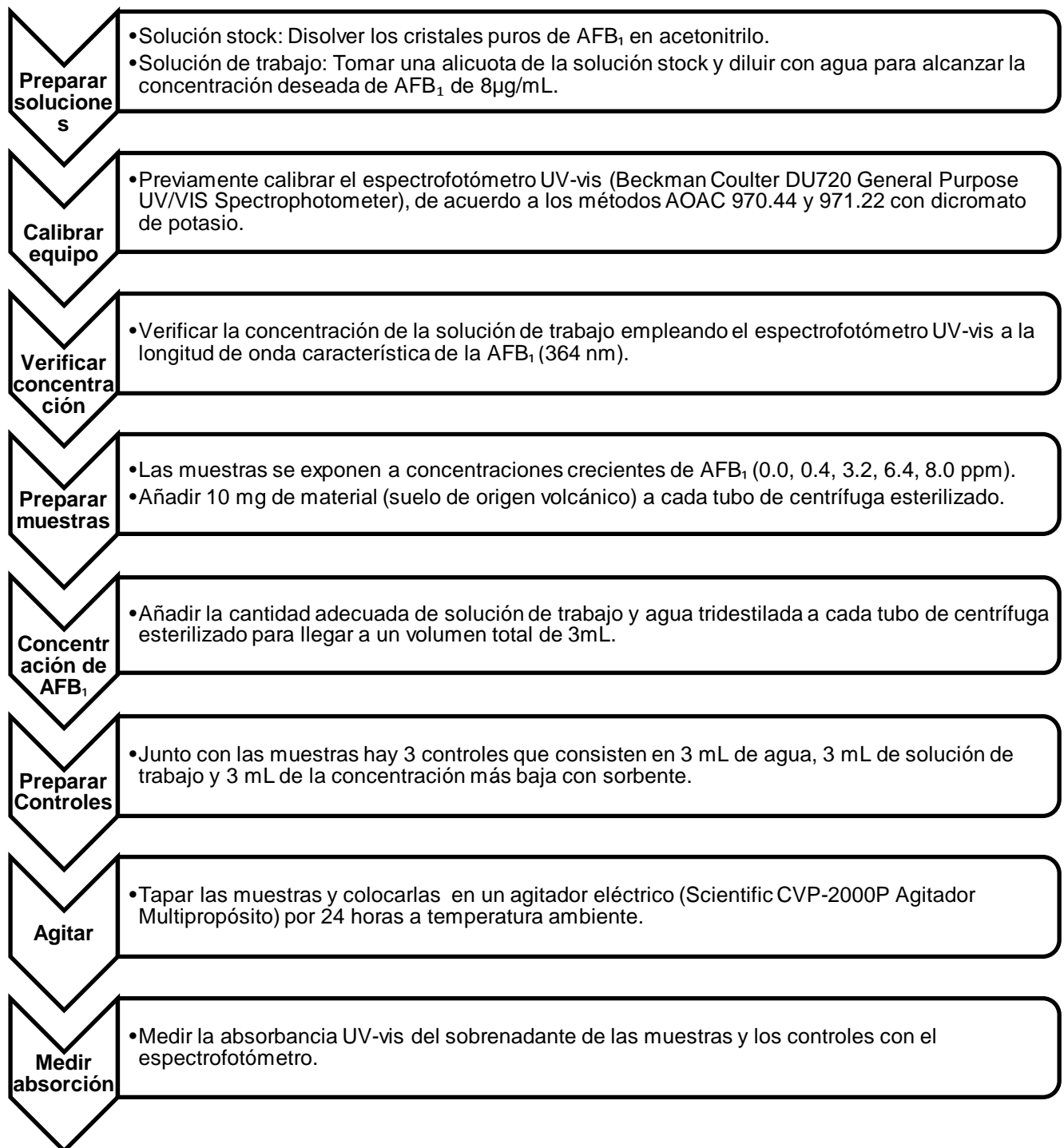


Figura 6. Procedimiento para la determinación de la capacidad de adsorción de muestras sólidas, mediante el uso de isothermas, adaptado de Kannewischer, et al. (2006).

Caracterización por espectroscopía infrarroja de los suelos de origen volcánico.

El análisis por espectroscopía infrarroja se realiza, empleando el método FTIR/ATR en los suelos de origen volcánico estudiados, empleando muestras secas y de acuerdo a Deng, et al. (2010b); con modificaciones para los suelos empleados. Las muestras se saturan con AFB₁ concentrada; posteriormente se agitan (Scientific CVP-2000P Agitador Multipropósito) durante 24 horas y al término de éste periodo, se centrifugan (Zeigen Centrifuge Model 80-2S) durante 25 minutos a 2500rpm. Después de este procedimiento se elimina el sobrenadante, y las muestras se lavan dos veces con agua tridestilada, finalmente se secan a temperatura ambiente durante 24 horas. Una vez obtenidas las muestras saturadas, se procede al análisis FTIR/ATR empleando un espectrómetro infrarrojo (Perkin Elmer Spectrum One FT-IR).

Caracterización mineralógica por difracción de rayos X, método de polvo desorientado.

El análisis por espectroscopía de rayos X se realiza por difracción, empleando el método de polvo desorientado en los suelos de origen volcánico estudiados, de acuerdo a Deng, et al. (2010b). Previamente a dicho estudio, se requiere moler la muestra hasta obtener un polvo fino homogéneo. De esta manera, para preparar la muestra representativa de la muestra en bulto; en un mortero de ágata se coloca la cantidad apropiada de ésta (1-2 gramos aproximadamente) para el tamaño del mortero y del portamuestras; a continuación se tritura la misma aplicando presión. Posteriormente se tamiza la muestra molida empleando un tamiz de malla 140-180. El material que no pase a través del tamiz se examina, si hay agregados presentes se toma este material y se repite el procedimiento. Una vez preparadas las muestras, se procede al análisis por difracción de rayos X empleando radiación de CuK α (Skoog, et al., 2001; Deng, et al., 2010b).

2.2 Medidas de seguridad para el manejo de la AFB₁

Debido a que las AFs son sustancias químicas peligrosas y a que en forma cristalina pueden transmitirse por el aire, éstas deben ser manejadas con extremo cuidado. Los requerimientos necesarios para prevenir la exposición a éstas son bata, guantes, campana extractora y gafas. En el apéndice I se muestra un extracto de la ficha de datos de seguridad de la AFB₁, obtenida del sitio web de Sigma-Aldrich, en la que también se mencionan las medidas de seguridad para el manejo de dicha micotoxina, así como las especificaciones para su almacenamiento. El material empleado para los análisis con ésta aflatoxina se descontamina con una solución de cloro, disponible comercialmente (Grant y Phillips, 1998; SSA, 2002; Sigma-Aldrich, 2014).

Capítulo 3. Resultados y discusión

3.1 Resultados y discusión.

Resultados de la determinación del pH de los suelos de origen volcánico.

De acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000, la determinación se llevó a cabo por el método potenciométrico en solución de suelo en agua y en KCl; obteniendo los siguientes resultados (SEMARNAT, 2002; Jaramillo, 2002):

Tabla 1. Valores de pH en agua y KCl; y Δ pH de las muestras de suelos de origen volcánico estudiadas.

Muestra	pH		Δ pH
	Agua (1:2)	KCl	
ERN06-5	3.60	3.60	0.00
Tete	3.70	4.20	0.50
ERN04-1	3.70	3.70	0.00
Patrón	4.80	4.50	-0.30
P2M3	5.70	5.50	-0.20
P6	6.48	5.58	-0.90
P9	6.70	5.80	-0.91

En base a los resultados obtenidos (tabla 1), se determina que los suelos estudiados exhiben un pH ácido en ambas determinaciones. De acuerdo a la tabla 2 contenida en la NOM-021-RECNAT-2000, las muestras de suelo estudiadas presentan un pH entre fuertemente ácido (muestras Tete, ERN04-1, ERN06-5 y Patrón) y moderadamente ácido (P6, P9 y P2M3) (SEMARNAT, 2002).

Tabla 2. Clasificación del suelo de acuerdo a su valor de pH (SEMARNAT, 2002).

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

En general, los valores del pH en KCl resultaron menores o iguales a los obtenidos en agua, a excepción de una muestra (Tete); esto en concordancia al efecto que tiene la solución salina, de desplazar con el catión de la sal los cationes (H^+ y otros) de los sitios de intercambio hacia la solución del suelo, lo cual hace que el pH disminuya al aumentar la concentración de H^+ en dicha solución (SEMARNAT, 2002; Jaramillo, 2002; López, 2002).

Asimismo, la determinación del pH del suelo se puede emplear en la identificación del tipo de carga de los coloides ya que el tipo de carga que presenta el mismo, se puede detectar obteniendo el valor del delta de pH (ΔpH), haciendo la diferencia entre los valores de pH determinados en KCl y en agua según la siguiente ecuación (Uehara y Gillman, 1981; Jaramillo, 2002):

$$\Delta pH = pH \text{ en KCl} - pH \text{ en agua}$$

Los valores de ΔpH tienen el siguiente significado (Uehara y Gillman, 1981):

- El signo y la magnitud de ΔpH , corresponde al signo y magnitud de la carga superficial.
- El valor de $\Delta pH = 0$, positivo, o un valor negativo ($\Delta pH > -0.5$), cercano a cero, indica que el suelo predominante es de carga variable.
- Valores de $\Delta pH < -0.5$, indican que el suelo es de carga permanente.
- En suelos ácidos el valor de ΔpH cercano a cero, da indicios de que la muestra presentará bajos contenidos de aluminio extraíble.

Por lo que de acuerdo a los valores de ΔpH obtenidos (tabla 1) para las muestras de suelo estudiadas, en las muestras P6, P9, P2M3 y Patrón predomina la carga negativa y por lo tanto son intercambiadores catiónicos. Asimismo, de acuerdo a éste parámetro, solo las muestras P6 y P9 son de carga permanente; el resto de carga variable (Uehara y Gillman, 1981; Jaramillo, 2002).

Por otra parte, los diferentes valores de pH en el rango ácido representan diferencias entre los cationes que controlan la acidez; además de que la acidez extrema promueve la movilización excesiva de aluminio (Al) y puede indicar la presencia de suficiente Al intercambiable para ocupar los sitios de intercambio catiónico. Así, de acuerdo a los valores de pH obtenidos para las muestras estudiadas y a la clasificación de los suelos ácidos minerales descrita en Jaramillo, (2002); se puede considerar que en los suelos estudiados que presentan un $\text{pH} < 4.5$ (Tete, ERN04-1 y ERN06-5) predominan las formas del aluminio intercambiable Al^{3+} y los contenidos de bases intercambiables son muy bajos. En el suelo que presenta un valor de pH entre 4.5 y 5.5 (Patrón) actúan las formas de aluminio intercambiable $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ y Al^{3+} ; y no es significativo el contenido de H_3O^+ . En el caso de los suelos con pH entre 5.5 y 6.5 (P6, P9 y P2M3) ya no hay ningún contenido de acidez intercambiable (asociada al Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ y al $\text{Al}(\text{OH})_2^+$) y por lo tanto desaparece la posibilidad de toxicidad (Jaramillo, 2002; Dixon, et al., 2008).

Del mismo modo, se puede ver que en general los valores de pH de los suelos estudiados se encuentran dentro del rango de pH característico de los suelos de origen volcánico que es entre 4 y 6.5 (Flores-Delgadillo, et al., 1999; Cea, et al., 2007; Velde y Meunier, 2008; Espinoza, et al., 2009; Mon, et al., 2009; Cáceres, et al., 2010; Arroyo-Abad, et al., 2011; Prado, et al., 2011; Báez, et al., 2013; Cáceres-Jensen, et al., 2013).

Resultados de la determinación de materia orgánica de los suelos de origen volcánico.

La determinación de materia orgánica en los suelos de origen volcánico estudiados, se realizó por oxidación, de acuerdo al procedimiento AS-07 establecido en la NOM-021-RECNAT-2000. Los resultados obtenidos de ésta se presentan en la tabla 3; en el que se observa que el porcentaje de MO de las muestras oscila entre 0.70% (muestras P6 y P2M3) y 9.83% (muestra ERN04-1). Asimismo, se puede determinar que los valores obtenidos de las muestras Patrón y ERN04-1 se encuentran dentro del rango de porcentaje de MO característico de los suelos de origen volcánico (5-30%) en las capas superficiales (Flores-Delgadillo, et al., 1999; Cea, et al., 2007; Velde y Meunier, 2008; Espinoza, et al., 2009; Mon, et al., 2009; Cáceres, et al., 2010; Arroyo-Abad, et al., 2011; Prado, et al., 2011; Báez, et al., 2013; Cáceres-Jensen, et al., 2013).

Tabla 3. Valores de materia orgánica y carbón orgánico de las muestras de suelos de origen volcánico estudiadas.

Muestra	Materia Orgánica	Carbón Orgánico
		%
P6	0.70	0.40
P2M3	0.70	0.41
P9	0.96	0.56
ERN06-5	1.35	0.78
Tete	2.71	1.57
Patrón	5.02	2.91
ERN04-1	9.83	5.70

De acuerdo a la tabla 4 incluida en la NOM-021-RECNAT-2000, los suelos estudiados P6, P9, Tete, P2M3, ERN06-5 presentan un contenido de MO muy bajo y las muestras Patrón y ERN04-1 un contenido bajo y medio, respectivamente; lo que concuerda en general, con lo propuesto en Fassbender y Bornemisza, (1987) (tabla 5) y permite ratificar que el contenido de carbón

orgánico por consiguiente también es bajo, excepto para ERN04-1 (SEMARNAT, 2002).

Tabla 4. Interpretación de resultados de materia orgánica (SEMARNAT, 2002).

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

Tabla 5. Niveles porcentuales de carbón orgánico y materia orgánica en los suelos (Fassbender y Bornemisza, 1987).

Interpretación	Porcentaje de Materia orgánica	Porcentaje de C
Muy bajos	<2	<1.2
Bajos	2 a 5	1.2-2.9
Medios	5 a 8	2.9-4.6
Altos	8 a 15	4.6-8.7
Muy altos	>15	>8.7

Resultados de la caracterización de los suelos de origen volcánico como adsorbentes de AFB₁.

La caracterización de diversas muestras de suelos de origen volcánico como adsorbentes de AFB₁ se realizó en base a la metodología propuesta por Kannewischer, et al. (2006). En las figuras 7 y 8 se muestran los espectros de absorción ultravioleta/visible de la curva de calibración y de las soluciones remanentes del proceso de adsorción a cuatro diferentes concentraciones de AFB₁. A partir de dichos espectros, se observan dos picos de mayor intensidad alrededor de 266 y 364 nm los que concuerdan con los picos característicos de ésta aflatoxina en torno a 265 y 362 nm establecidos en la literatura; y se determina que el pico de mayor absorbancia se muestra a una longitud de onda de

364 nm (Cole y Cox, 1981; Busby y Wogan, 1984; Phillips, et al., 1995; Kannewischer, et al., 2006; Carvajal, 2013a).

En base a los resultados mostrados y a lo mencionado en Skoog, et al. (2001) respecto a los picos asociados a cada transición electrónica y a la detección de grupos funcionales, se considera que el pico de mayor absorbancia (364nm) corresponde al metoxibenceno que forma parte de la cumarina. Esto debido a que los picos de absorción que se muestran en ambas figuras (fig. 7 y 8) se encuentran dentro de la región espectral experimentalmente accesible (200 a 700 nm), en la que las transiciones electrónicas $n \rightarrow \pi^*$ y $\pi \rightarrow \pi^*$ producen picos de absorción debido a la energía requerida para éstas. Asimismo se observa que éste tipo de transiciones requieren la presencia de grupos funcionales no saturados que aporten los electrones π , lo que se relaciona con que una molécula orgánica que presenta un doble enlace contiene electrones σ y π además de los posibles electrones no enlazantes. Por otra parte, normalmente en las transiciones $\pi \rightarrow \pi^*$ se observa la tendencia de los picos a un desplazamiento batocrómico cuando aumenta la polaridad del disolvente, siendo generalmente menor de 5nm; lo que concuerda con el ligero desplazamiento de los picos de absorción observados en los espectros (266 y 364 nm) con respecto a los establecidos en la literatura para la AFB₁ (265 y 362 nm); y con el disolvente empleado (agua).

Tabla 6. Características de absorción de algunos cromóforos comunes (extracto) (Skoog, et al., 2001).

Cromóforo	Ejemplo	Disolvente	$\lambda_{\text{máx}}(\text{nm})$	ϵ máx	Tipo de transición
Carbonilo	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{CH}_3\text{CCH}_3 \end{array}$	n-hexano	186	1.000	$n \rightarrow \sigma^*$
			280	16	$n \rightarrow \pi^*$
	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{CH}_3\text{CH} \end{array}$	n-hexano	180	grande	$n \rightarrow \sigma^*$
			293	12	$n \rightarrow \pi^*$

Con respecto a los grupos funcionales, una banda de absorción débil en la región 280 a 290 nm que se desplaza hacia longitudes de onda más cortas cuando aumenta la polaridad del disolvente, indica la presencia de un grupo carbonilo (tabla 6). Por otra parte se tiene que los espectros ultravioleta de los hidrocarburos aromáticos, entre los que se encuentra el benceno, se caracterizan por tres grupos de bandas cuyo origen son las transiciones $\pi \rightarrow \pi^*$, cuyos picos se presentan alrededor de 184, 204 y 256 nm; bandas que se ven afectadas por la sustitución del anillo (tabla 7). Por lo tanto, las bandas en las figuras 7 y 8, alrededor de 266 nm se relacionan con el grupo carbonilo y probablemente con la lactona; en cuanto al pico máximo en 364 nm éste se relaciona con el benceno, pico que pueda mostrarse desplazado a longitudes de onda más largas debido a la conjugación de éste y al disolvente empleado (Owen, 2000; Skoog, et al., 2001).

Tabla 7. Características de absorción de los compuestos aromáticos (Skoog, et al., 2001).

Compuesto		Banda E ₂		Banda B	
		$\lambda_{\text{máx}}(\text{nm})$	$\epsilon_{\text{máx}}$	$\lambda_{\text{máx}}(\text{nm})$	$\epsilon_{\text{máx}}$
Benceno	C ₆ H ₆	204	7.900	256	200
Tolueno	C ₆ H ₅ CH ₃	207	7.000	261	300
<i>m</i> -Xileno	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	-	-	263	300
Clorobenceno	C ₆ H ₅ Cl	210	7.600	265	240
Fenol	C ₆ H ₅ OH	211	6.200	270	1.450
Ion fenolato	C ₆ H ₅ O ⁻	235	9.400	287	2.600
Anilina	C ₆ H ₅ NH ₂	230	8.600	280	1.430
Ion anilinio	C ₆ H ₅ NH ₃ ⁺	203	7.500	254	160
Tiofenol	C ₆ H ₅ SH	236	10.000	269	700
Naftaleno	C ₁₀ H ₈	286	9.300	312	289
Estireno	C ₆ H ₅ CH=CH ₂	244	12.000	282	450

En cuanto a la absorbancia, en la figura 7 se presenta la comparación de los espectros obtenidos para la curva de calibración, junto con los espectros obtenidos a partir de las soluciones remanentes del proceso de adsorción, a concentración 0.0 y 3.2 ppm respectivamente. A partir de dichos espectros se

observa que, para ambas concentraciones, hay disminución en los valores de absorbancia en las soluciones remanentes (M_0.0ppm y M_3.2ppm) con respecto a la curva de calibración (CC_0.0ppm y M_3.2ppm); siendo más sutil la disminución para la concentración menor (0.0 ppm).

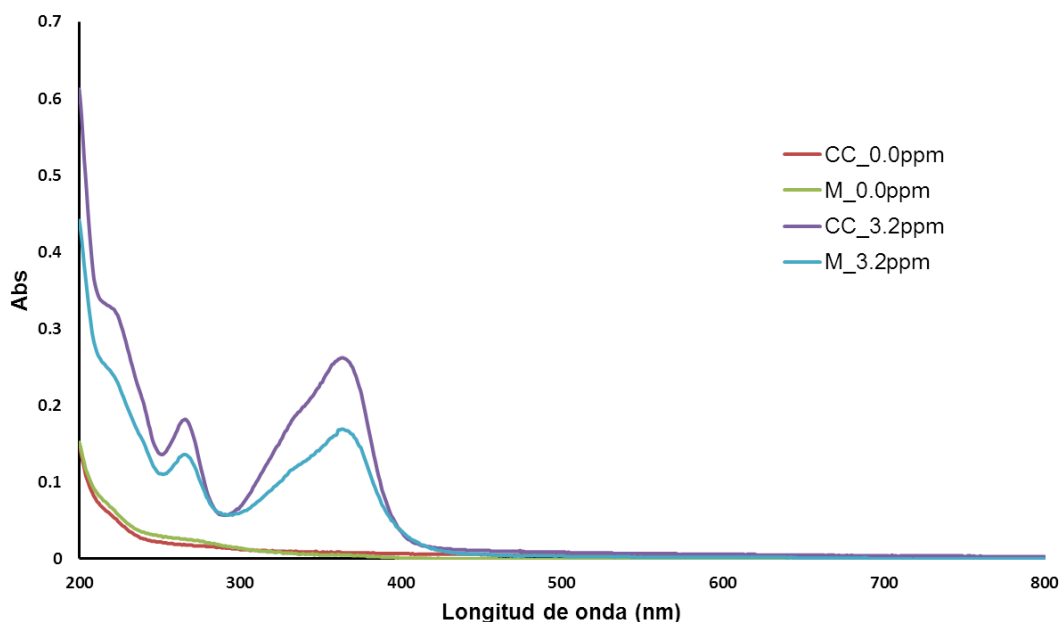


Figura 7. Espectros UV-VIS de la curva de calibración y de la solución remanente del proceso de adsorción a concentración 0.0 y 3.2 ppm de AFB₁.

De acuerdo a la figura 8, la situación a concentraciones de 0.4 y 8.0 ppm es similar ya que en comparación con los espectros de la curva de calibración (CC_0.4ppm y CC_8.0ppm) se observa también la reducción de los valores de absorbancia medidos en las soluciones remanentes (M_0.4ppm y M_8.0ppm).

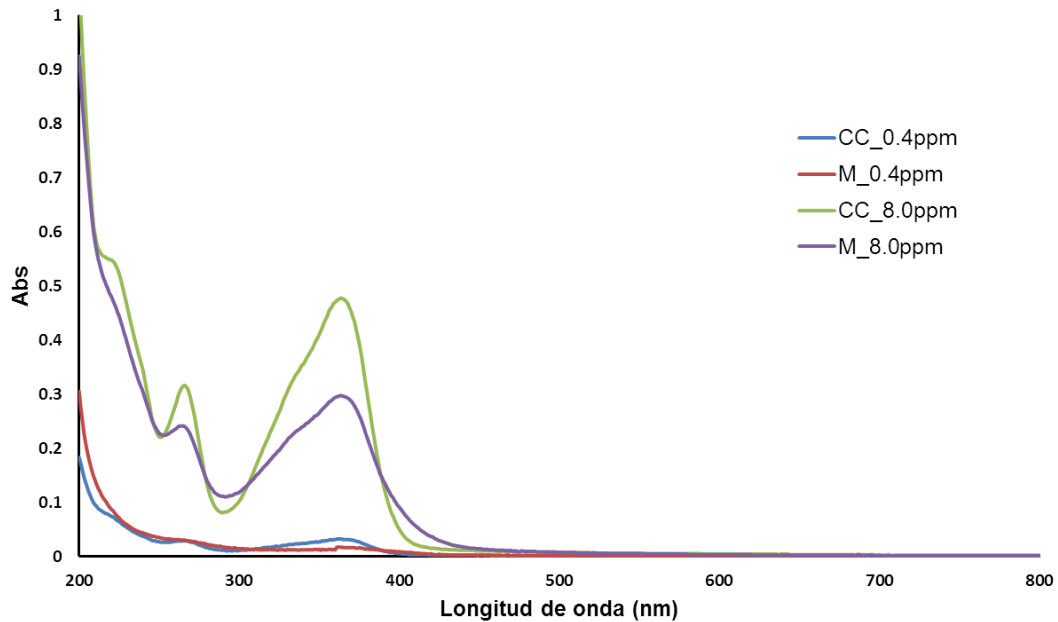


Figura 8. Espectros UV-VIS de la curva de calibración y de la solución remanente del proceso de adsorción a concentración 0.4 y 8.0 ppm de AFB₁.

A partir de los datos de absorción UV-vis obtenidos se calculó la cantidad de AFB₁ remanente en la solución en equilibrio y la cantidad adsorbida por cada muestra a las diferentes concentraciones de soluto. Estos datos fueron ajustados a los modelos de adsorción de Langmuir y Freundlich. Las isotermas de adsorción de cada modelo se presentan en las figuras 9 y 10. Los parámetros obtenidos del ajuste lineal de los modelos se presentan en la tabla 8.

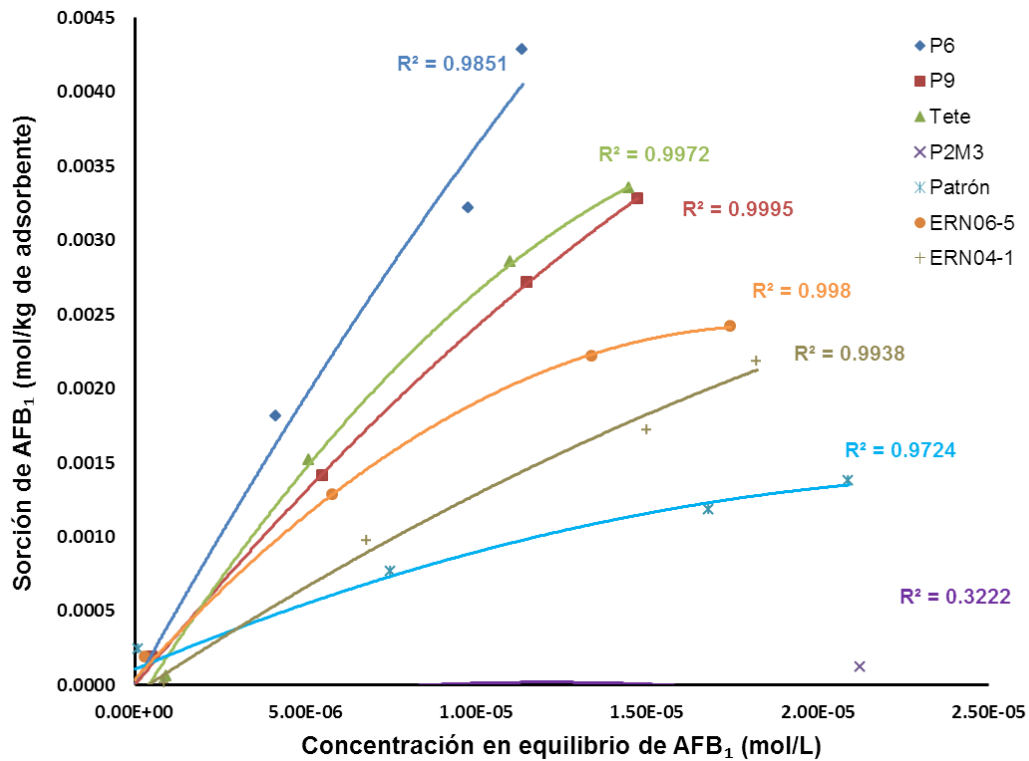


Figura 9. Isothermas de adsorción de Langmuir de los suelos de origen volcánico estudiados.

De acuerdo a las isothermas (fig. 9 y 10), la capacidad de adsorción de las muestras, en ambos modelos, varía de 0.0010 mol/kg (Patrón) a 0.0040 mol/kg (P6) aproximadamente. Del ajuste lineal de las ecuaciones de cada modelo; y al obtener los parámetros respectivos, se observa un mejor ajuste de los valores de adsorción al modelo de Freundlich ya que en éste, el coeficiente de determinación (R^2) presenta valores más cercanos a la linealidad. Dichos resultados se presentan en la tabla 8, en el que se excluye la muestra P2M3 debido a que en ésta, la adsorción de AFB₁ fue nula.

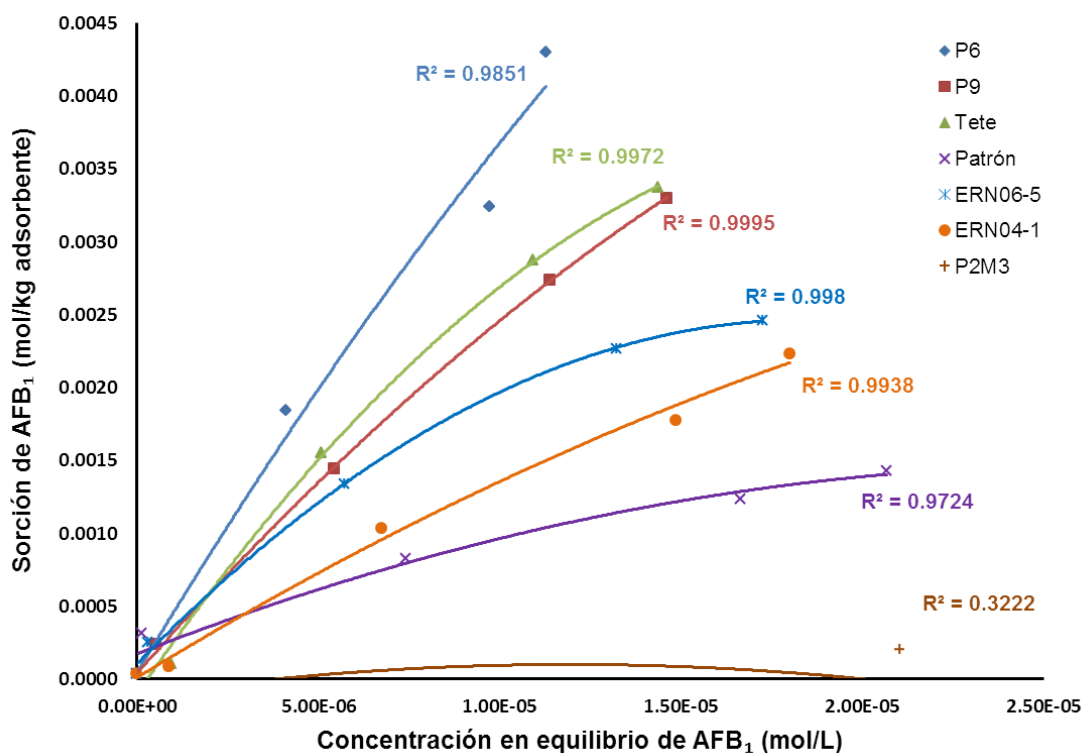


Figura 10. Isothermas de adsorción de Freundlich de los suelos de origen volcánico estudiados.

Debido a que los datos de adsorción son consistentes con el modelo de Freundlich y en base a las premisas establecidas para éste; se considera que la superficie del adsorbente, los suelos de origen volcánico, es energéticamente heterogénea; que el proceso ocurre con la formación de multicapas y que no existen interacciones laterales entre las moléculas adsorbidas de AFB₁ (Fassbender y Bornemisza, 1987; Herrejón, et al., 2008; Lazo, et al., 2008).

Tabla 8. Parámetros de las isotermas de adsorción de AFB₁ en suelos de origen volcánico de acuerdo a Langmuir y Freundlich.

Muestra	Langmuir			Freundlich		
	Q _{max} (mol/kg)	K _L (L/mol)	R ² -	K _F (mol ¹⁻ⁿ L ⁿ kg ⁻¹)	n -	R ² -
Tete	-0.0044	-3.28E+04	0.0561	8735.75	1.31	0.9750
ERN04-1	-0.0006	-4.78E+04	0.1667	382.74	1.10	0.9896
Patrón	0.0013	6.19E+05	0.9342	0.03	0.28	0.9735
ERN06-5	0.0027	3.06E+05	0.9138	1.33	0.57	0.9992
P9	0.0044	1.41E+05	0.6436	21.61	0.79	0.9996
P6	0.0070	1.02E+05	0.3713	150.31	0.92	0.9947

En base a la forma de las isotermas y las características de los diferentes tipos de curvas, comentadas anteriormente, se determina que las isotermas de adsorción de los suelos de origen volcánico estudiados; muestras P6, P9, Patrón y ERN06-5 son del tipo L y las muestras Tete y ERN04-1, del tipo S.

En general, en el tramo inicial de las curvas de las muestras Tete y ERN04-1 (fig. 11) se observa el aumento de la pendiente simultáneamente con la concentración de soluto lo que coincide con que la adsorción de AFB₁ es favorecida con el incremento en la concentración de ésta en la solución; sugiriendo una adsorción en cooperación en la que los sitios de adsorción son capaces de retener el incremento de moléculas de AFB₁. En base al criterio establecido para el tipo de isotermas (S), se juzga que éstas dos muestras son adsorbentes con alta afinidad por el solvente, en este caso el agua; ya que para la muestra Tete la adsorción de AFB₁ observada en la isoterma es de 0.0034 mol/kg sin embargo la capacidad máxima descrita por K_F es de 8735.75 mol¹⁻ⁿLⁿkg⁻¹. Un caso similar se presenta en la muestra ERN04-1 en la que hay una diferencia de 0.0022 mol/kg a 382.74 mol¹⁻ⁿLⁿkg⁻¹ lo que sugiere que el resto de la capacidad de adsorción se cubre con dicho solvente (tabla 9).

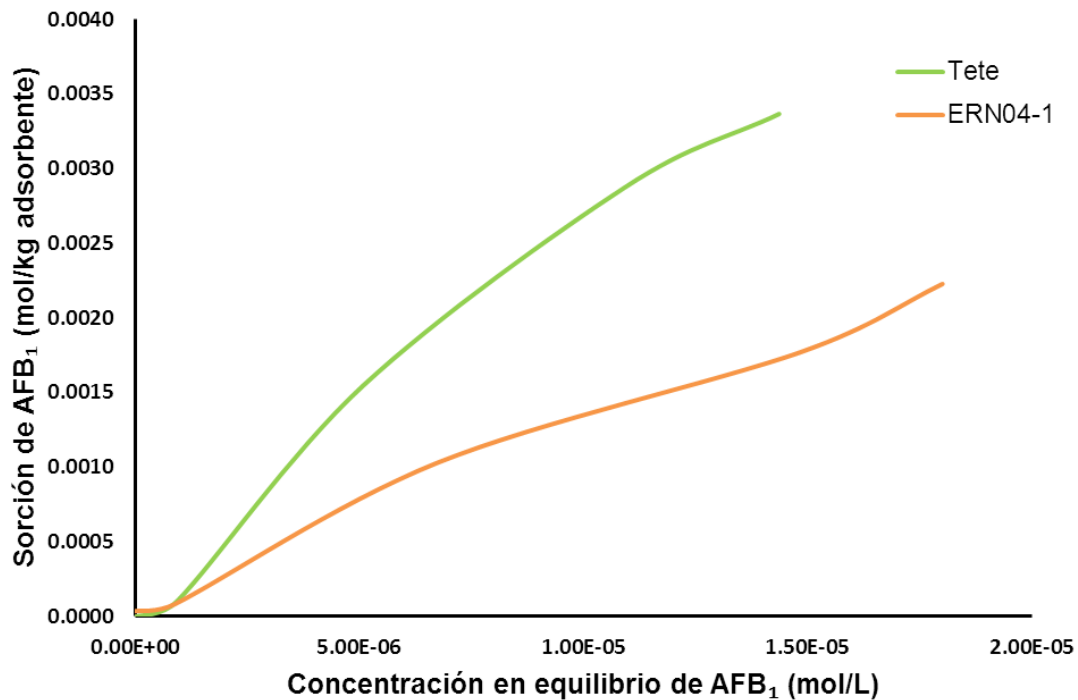


Figura 11. Isotermas tipo S (Tete y ERN04-1).

Para el caso de las curvas de las muestras de suelos de origen volcánico P6, P9, Patrón y ERN06-5 (fig. 12), en general se observa el incremento inicial de la pendiente y la posterior disminución de la misma a medida que la concentración de AFB₁ en la solución aumenta; refiriendo que con el recubrimiento progresivo de la superficie del adsorbente se vuelve más difícil encontrar sitios vacantes de adsorción lo que coincide con las premisas establecidas para el tipo de curva L. Sin embargo, de acuerdo a las isotermas, la adsorción de AFB₁ en P6 es de 0.0043 mol/kg, la de P9 de 0.0033 mol/kg, en la muestra Patrón 0.0014 mol/kg y para ERN06-5 de 0.0025 mol/kg; y con respecto a K_F sus capacidades máximas de adsorción son de 150.31, 21.61, 0.03 y 1.33 mol¹⁻ⁿLⁿkg⁻¹ respectivamente (tabla 9); resultados que indican que la mayoría de la capacidad de adsorción de éstos materiales no está ocupada por la AFB₁, que no se ha alcanzado el punto de saturación y por lo tanto difiriendo con el planteamiento para este tipo de curvas, el que refiere que se puede presentar una adsorción específica, pero coincidiendo con la adsorción no específica del proceso en multicapas y la posible competencia

entre soluto y solvente. Asimismo, de acuerdo a la forma de las curvas Patrón y ERN06-5 así como a los valores respectivos de adsorción se considera que estas dos muestras son las que se acercan en mayor medida al punto de saturación a la concentración máxima de AFB₁ empleada en este trabajo (8.0 ppm), ya que al final de dichas curvas aparentemente la pendiente empieza a decrecer hacia una meseta.

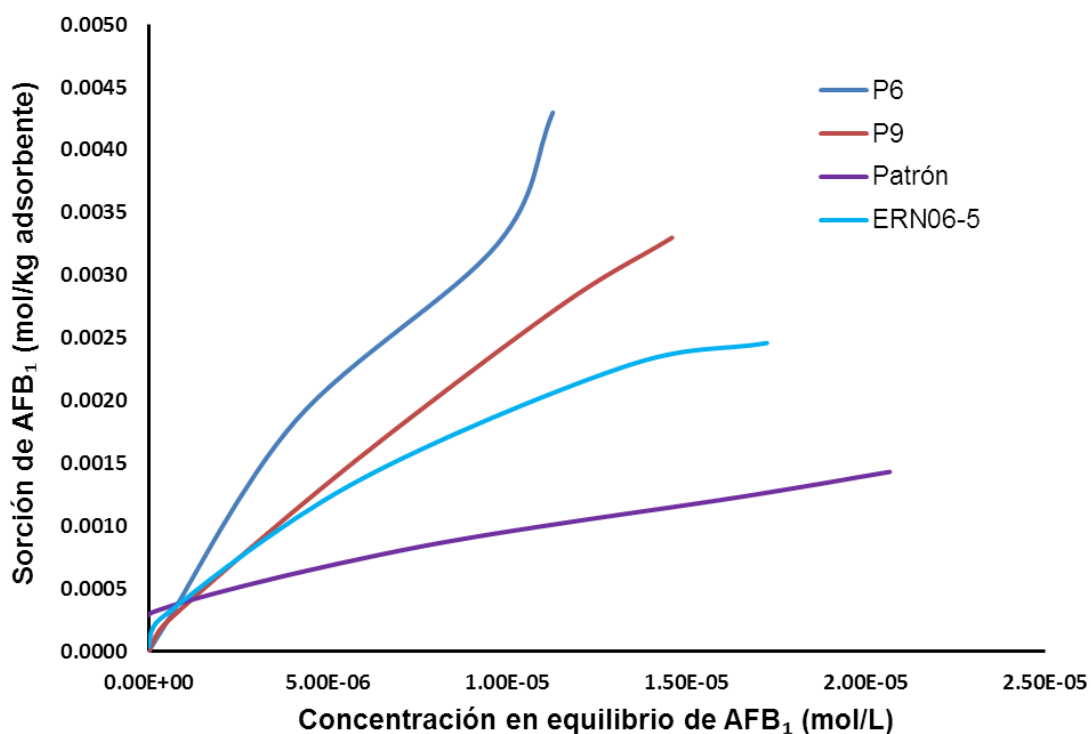


Figura 12. Isotermas tipo L (P6, P9, Patrón y ERN06-5).

Examinando de manera individual cada isoterma, éstas quedaron agrupadas en clase y subgrupo de la siguiente manera (tabla 9); la isoterma de la muestra Tete perteneciente al tipo S2 debido a que después de la pendiente inicial, ésta presenta una leve inflexión aunque no llega a formar una meseta lo que indica que no se ha alcanzado la saturación. En cuanto a la muestra ERN04-1, se considera S3 al presentar una segunda pendiente refiriendo la probable formación de una nueva superficie de adsorción y coincidiendo con el mecanismo de adsorción en multicapas para esta clase de curvas, pero sin llegar a la formación de una

meseta, al igual que en el caso de Tete. En el caso de las muestras P9 y Patrón se presumieron del tipo L1 al solo presentar la pendiente inicial; para P6 la clasificación establecida es L3 ya que se observa una segunda pendiente y por lo tanto el posible origen de una nueva superficie y por último ERN06-5 se encuentra perteneciente al subgrupo L2 al mostrar una ligera inflexión después de la pendiente inicial; sin alcanzar, en los cuatro casos, la meseta de saturación respectiva.

Tabla 9. Clasificación de las isotermas por grupo y subgrupo; y valores de adsorción con respecto a las mismas y al coeficiente de Freundlich.

Muestra	Grupo	Subgrupo	Adsorción
			$\text{mol/kg} - \text{mol}^{1-n} \text{L}^n \text{kg}^{-1}$
Tete	S	2	0.0034—8735.75
ERN04-1	S	3	0.0022—382.74
P9	L	1	0.0033—21.61
Patrón	L	1	0.0014—0.03
ERN06-5	L	2	0.0025—1.33
P6	L	3	0.0043—150.31

Por otra parte, tomando en cuenta la mayor cantidad de AFB_1 adsorbida, registrada en este trabajo (P6 - 0.0043 mol/kg); se estima que para adsorber 8 ppm de la misma se requerirían 5.9 g de suelo de origen volcánico. Comparando con la esmectita 8TX, señalada como efectivo adsorbente de AFB_1 (0.677 mol/kg) por Kannewischer, et al. (2006); para eliminar la misma cantidad de aflatoxina se necesitarían alrededor de 0.04 g mismos que a nivel comercial tienen un costo variable entre \$2.24 y \$40.16 el kg dependiendo del tipo de material; por lo que se observa necesario continuar con la caracterización de los suelos de origen volcánico como adsorbentes de AFB_1 para determinar la viabilidad del uso de estos.

De esta manera, se considera que los suelos de origen volcánico evaluados en éste trabajo son potenciales adsorbentes de AFB_1 , excepto P2M3; puntualizando

que en el proceso de adsorción empleando los materiales de estudio no se alcanza el punto de saturación de los mismos y que puede intervenir en esto la afinidad del agua por dichos adsorbentes, así como la heterogeneidad energética de los mismos.

Resultados de la caracterización por espectroscopía infrarroja de los suelos de origen volcánico.

El análisis se realizó empleando el método FTIR/ATR de acuerdo a Deng, et al. (2010b), con modificaciones para las muestras empleadas. Debido a que las muestras P6 y Tete son las que presentan mayor adsorción, éstas son las que se eligieron para someterse al análisis ya mencionado. Los espectros IR de la muestra Tete saturada y sin saturar con AFB₁ se muestran en la figura 13. Al comparar los espectros de Tete saturada y sin saturar (fig.13) y en base a las regiones de absorción en el infrarrojo para los silicatos (tabla 10) y a las bandas características de diversos minerales del suelo (tabla 11), se contempla que en Tete se presenta un pico en 1107 cm⁻¹ que se relaciona tanto a la caolinita como a la haloisita, sin embargo en el espectro de Tete saturada no se presenta. De los picos que permanecen en el espectro de Tete saturada, se presentan dos picos de vibración OH⁻ de tensión en 3625 y 3696 cm⁻¹, relacionados también a ambos minerales; asimismo permanecen los picos en 912 y 1033 cm⁻¹ que igualmente se acercan tanto a los establecidos para la caolinita (915 y 1038 cm⁻¹) como para la haloisita (918 y 1040 cm⁻¹) como se muestra en la tabla 11. De la misma forma, éstos dos últimos picos de Tete (912 y 1033 cm⁻¹) refieren posibles vibraciones OH⁻ de flexión (600-950 cm⁻¹) y/o vibraciones Si-O de tensión (700-1200 cm⁻¹). En la tabla 12 se muestran las bandas de absorción FTIR de las muestras Tete y P6 saturadas, y las bandas de la Caolinita y Haloisita relacionadas a las primeras (Deng, et al., 2010b).

Tabla 10. Regiones de absorción en el infrarrojo para silicatos estratificados (Deng, et al., 2010b).

Vibración	Número de onda, cm^{-1}
OH tensión	3750-3400
OH flexión	950-600
Si-O tensión	1200-700
Si-O flexión	600-150
Catión interlaminar	150-70

Tabla 11. Bandas de absorción en el infrarrojo para minerales del suelo seleccionados (Deng, et al., 2010b).

Mineral	Número de onda, cm^{-1}
Caolinita	3695, 3670, 3650, 3620 1108, 1038, 1012, 940, 915 700 540, 472
Haloisita	3695, 3620 1100, 1040, 1020, 918 695 545, 474
Montmorillonita	3620, 3400† 1100, 1040, 1020, 915 520, 470
Nontronita	3560, 3400† 1130, 1050, 827 490, 430
Muscovita	3628 1120, 1020, 928, 828 750 535, 480
Biotita	3658, 3550 1000, 760, 690 465, 445
Vermiculita	3550 985, 812 670, 480
Clorita rica en Al	3620, 3520, 3340 1004, 940, 825, 692 528, 475
Gibbsita	3610, 3525, 3445, 3395 1102, 1030, 975, 800 745, 670 560, 540
Cuarzo	1172, 1084, 800, 780 697 512, 462
Microclina	1110, 1030, 1000 769, 727, 647

†Vibración OH de tensión de moléculas de H_2O

En cuanto a la muestra P6 se establece, de acuerdo al espectro de ésta muestra comparado con el de Tete (fig. 14), que presenta también bandas relacionadas tanto a la caolinita como a la haloisita; ya que exhibe picos de vibración OH^- de tensión ($3400\text{-}3750 \text{ cm}^{-1}$) en 3672 y 3618 cm^{-1} referidos principalmente a la caolinita; además de los picos en 1045 , 926 y 682 cm^{-1} que corresponden también a ambos minerales del suelo, como se muestra en la tabla 12, así como a posibles vibraciones OH^- de flexión ($600\text{-}950 \text{ cm}^{-1}$) y/o a vibraciones Si-O de tensión ($700\text{-}1200 \text{ cm}^{-1}$) (Deng, et al., 2010b).

Tabla 12. Bandas de absorción FTIR de P6 y Tete saturadas con AFB₁ relacionadas con las de Caolinita y Haloisita.

Muestra	cm ⁻¹					
P6+AFB ₁	-	3672	3618	1045	926	682
Tete+AFB ₁	3696	-	3625	1033	912	-
Caolinita*	3695	3670	3620	1038	915	700
Haloisita*	3695	-	3620	1040	918	695

*Datos tomados de Deng, et al. (2010b).

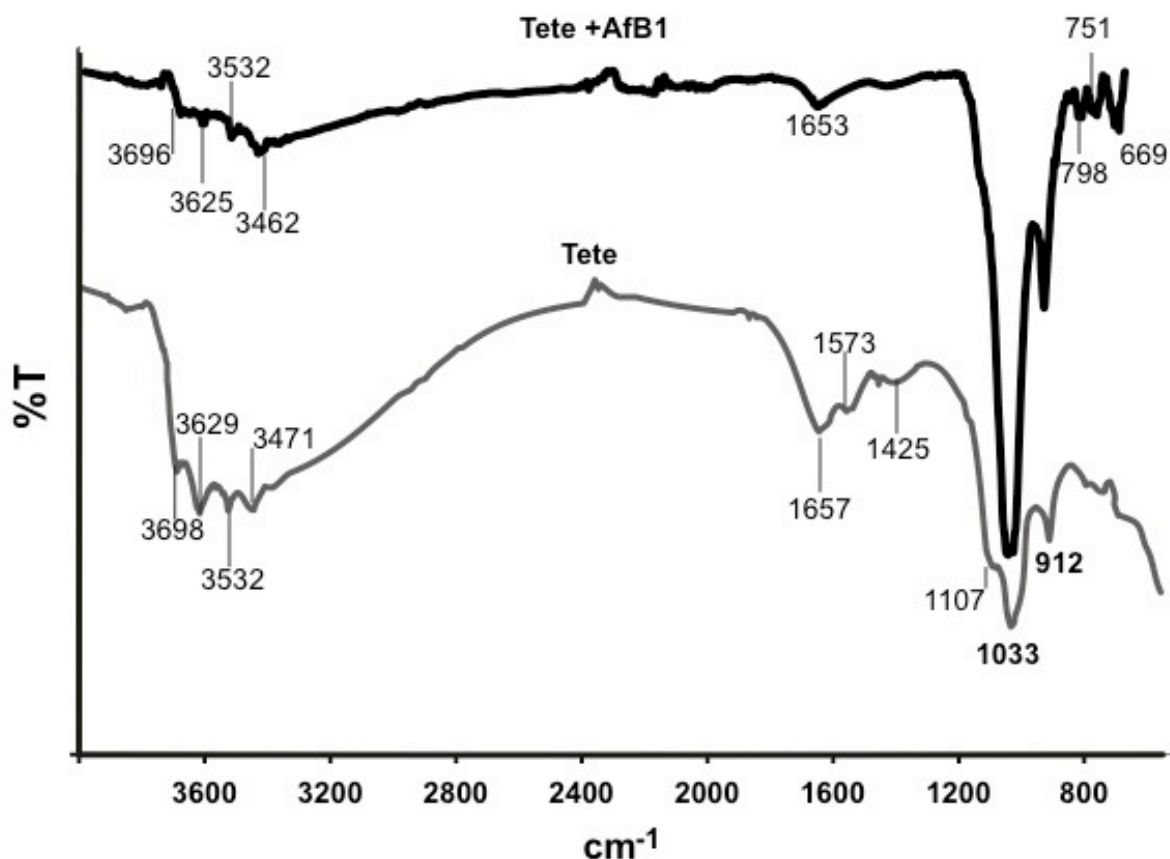


Figura 13. Espectros de absorción IR de Tete saturada con AFB₁ y sin saturar.

Al comparar el espectro de la AFB₁ con los de P6 y Tete saturados con la misma, se observa el cambio en las bandas de absorción en la región del espectro de la AFB₁ (2000-400 cm⁻¹). De acuerdo al espectro IR de P6 y Tete saturadas (fig.14), se determina que las bandas que se mantuvieron presentes en dicho espectro fueron 3 (tabla 13).

Tabla 13. Bandas de absorción FTIR de la AFB₁ (figura 5) y de P6 y Tete saturadas.

Muestra	cm ⁻¹		
AFB ₁	775	744	632
P6+AFB ₁	794	769	-
Tete+AFB ₁	798	751	669

De acuerdo a la carta de correlación para la espectroscopía en el infrarrojo contenida en Skoog, et al. (2001) y la tabla abreviada de las frecuencias de grupo de grupos orgánicos obtenida de la misma referencia, extracto que se muestra en la tabla 14; las bandas en la región de 675-900 y 675-995 cm⁻¹ corresponden a enlaces de anillos aromáticos y alquenos respectivamente; por lo que se considera que los picos en 769 y 794 cm⁻¹ de P6 y en 669, 751 y 798 cm⁻¹ de Tete, se deben al metoxibenceno que forma parte de la cumarina (Skoog, et al., 2001).

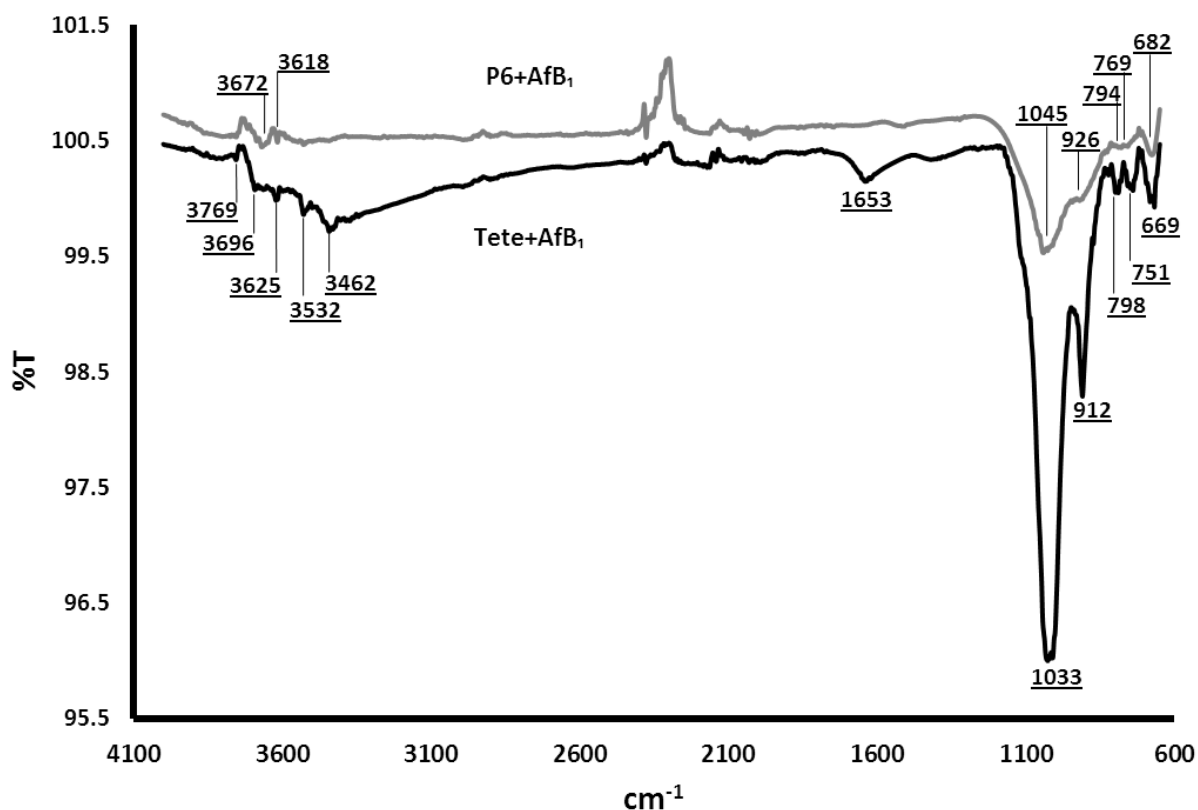
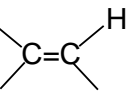


Figura 14. Espectros de absorción IR de P6 y Tete saturadas con AFB₁.

Tabla 14. Tabla abreviada de las frecuencias de grupo de grupos orgánicos (Skoog, et al., 2001).

Enlace	Tipo de compuesto	Intervalo de frecuencias, cm^{-1}	Intensidad
C-H	Alcanos	2.850-2.970	Fuerte
C-H	Alquenos 	1.340-1.470 3.010-3.095	Fuerte Media
C-H	Alquinos ($-\text{C}\equiv\text{C}-\text{H}$)	675-995	Fuerte
C-H	Anillos aromáticos	330	Fuerte
C-H		3.010-3.100 690-900	Media Fuerte

Así, evaluando los resultados obtenidos del análisis IR, se puede determinar que en ambas muestras hay interacción entre éstas y la AFB₁; asimismo establecer que el mecanismo de interacción tanto de Tete como de P6 con la aflatoxina podría ser similar (requiriendo más estudios para confirmar esta hipótesis), difiriendo las bandas de absorción principalmente en intensidad; y se considera la posibilidad de que los minerales del suelo presentes en éstas muestras sean caolinita y/o haloisita; coincidiendo en el caso de la caolinita con los componentes mineralógicos principales encontrados en los suelos de origen volcánico. Asimismo, debido a la desaparición de bandas de absorción relacionadas a la ciclopentanona y a los anillos furano, se considera posible la interacción entre la AFB₁ y estas muestras de origen volcánico por medio de los grupos carbonilo de la lactona y/o la ciclopentanona, así como a través de los anillos furano; concordando dicha estimación con el mecanismo de interacción de la AFB₁ a través de los grupos carbonilo, mencionado por Phillips, et al. (1995), Dixon, et al. (2008), Deng, et al. (2010a) y, Deng y Szczerba, (2011); aunque en éstos trabajos los materiales adsorbentes empleados no son suelos de origen volcánico (Phillips, et al., 1995; Dixon, et al., 2008; Deng, et al., 2010a; Deng y Szczerba, 2011).

Resultados de la caracterización mineralógica por difracción de rayos X de los suelos de origen volcánico.

Para el análisis por difracción de rayos X, de la misma forma que para el estudio FTIR/ATR, se evaluaron solo algunas muestras. Las muestras evaluadas fueron Tete y ERN06-5, de mayor y menor capacidad de adsorción, sin fraccionar en base al método antes mencionado. Dichas muestras fueron enviadas al Departamento de Ciencias del Suelo y Cultivos de la Universidad A&M de Texas (Department of Soil and Crop Sciences, Texas A&M University) para su evaluación. A continuación se presentan los resultados obtenidos.

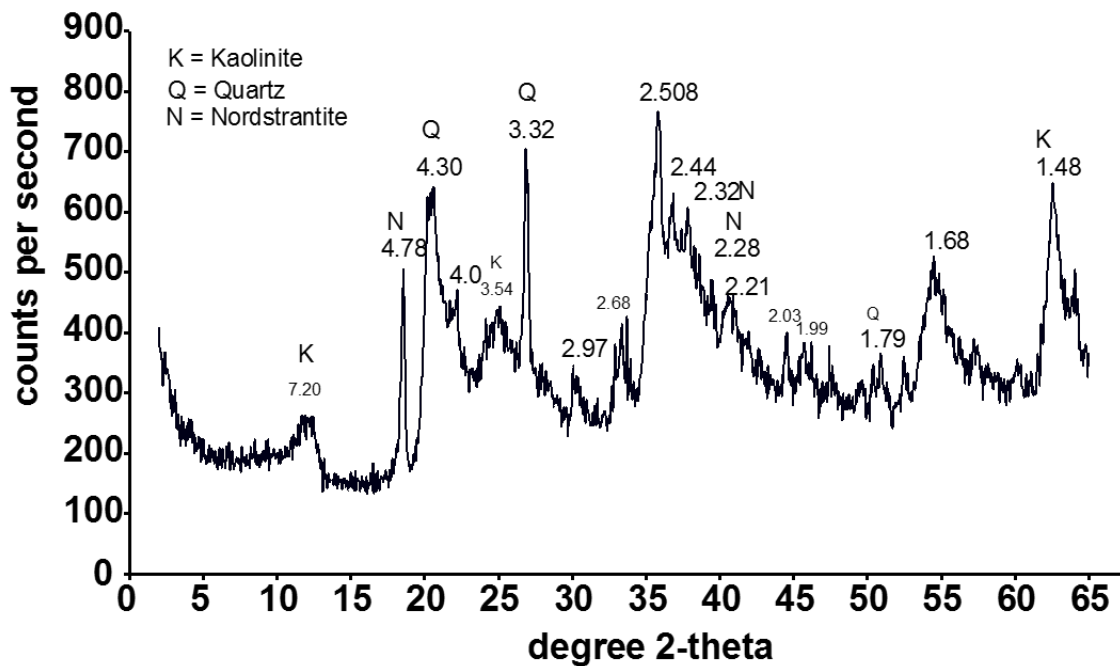


Figura 15. Espectro de rayos X de Tete.

En la figura 15 se presenta el espectro de rayos X de la muestra Tete, una de las que exhibió mayor adsorción, a partir del cual se estima que la misma está compuesta por caolinita, cuarzo y nordstrandita; lo que en el caso de la caolinita coincide con lo establecido a partir del espectro IR de Tete (fig.13) así como con los principales minerales componentes de los suelos de origen volcánico. Asimismo, de acuerdo a la tabla 15, dichos resultados coinciden con los datos de

las distancias interplanares de los picos más intensos de la caolinita, cuarzo y nordstrandita, obtenidos de la base de datos de mineralogía del sitio web Mineralogy Database.

Tabla 15. Picos de difracción de rayos X de caolinita, cuarzo y nordstrandita (Mineralogy Database).

Mineral	$D_1 \text{ \AA} (I/I_0)$	$D_2 \text{ \AA} (I/I_0)$	$D_3 \text{ \AA} (I/I_0)$
Caolinita	7.17(1)	1.49(0.9)	3.58(0.8)
Cuarzo	3.342(1)	4.257(0.22)	1.8179(0.14)
Nordstrandita	4.78(1)	2.26(0.4)	2.39(0.4)

En cuanto a la muestra ERN06-5, la que presentó menor adsorción que la anterior; se tiene que de acuerdo a su espectro de rayos X (fig.16) ésta coincide tanto con la composición mineralógica de Tete, con los minerales principales de los suelos estudiados y con las distancias interplanares obtenidas de la base de datos de mineralogía (tabla 15). Así, comparando ambos espectros (fig.15 y 16) se puede observar la similitud en la composición mineralógica de muestras con diferente capacidad de adsorción.

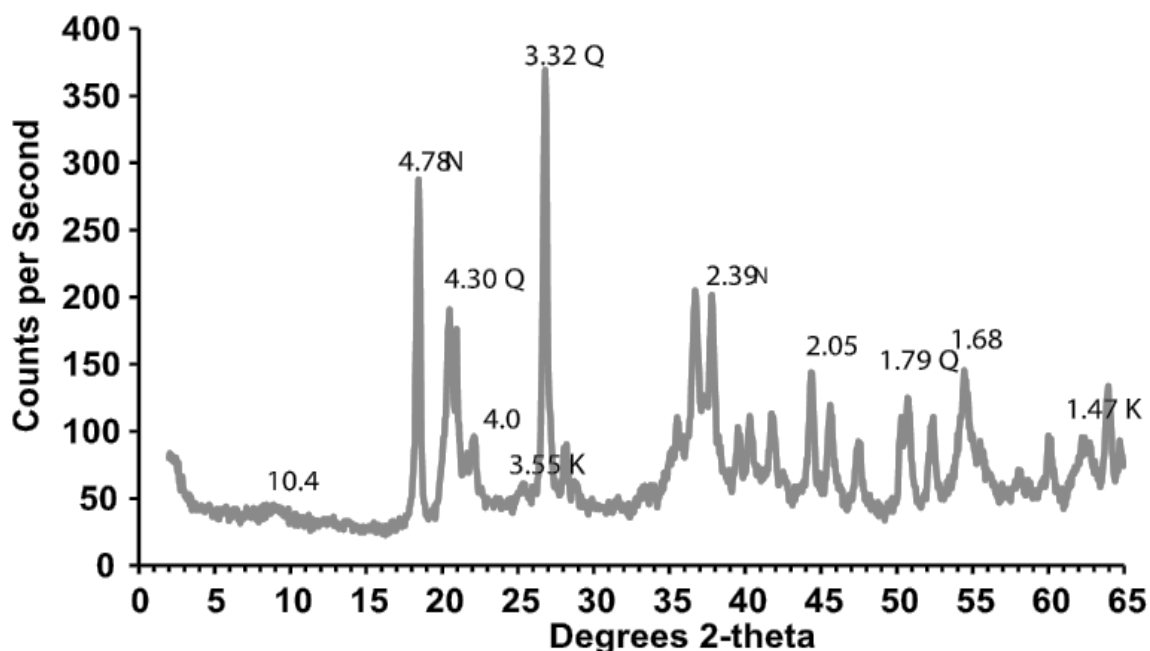


Figura 16. Espectro de rayos X de ERN06-5.

Conclusiones

- En general los valores de pH de los suelos de origen volcánico evaluados, se encuentran en el rango característico propio de éstos suelos. En cuanto al contenido de MO, la mayoría de las muestras presenta valores menores a los típicos.
- Los valores obtenidos de la capacidad de adsorción de los suelos de origen volcánico, se encuentran entre 0.0014 y 0.0043 mol/kg lo que indica que dichas muestras en condiciones naturales, aunque presentan baja eficiencia; son potenciales adsorbentes de AFB₁ llevando a cabo la adsorción a través de 2 mecanismos diferentes; lo que permite aceptar la hipótesis establecida para este trabajo.
- Los minerales presentes en muestras, tanto de mayor como de menor adsorción, de los suelos de origen volcánico son similares; encontrando principalmente caolinita.
- En base a los espectros IR obtenidos, se establece que sí hay interacción entre los suelos estudiados y la AFB₁, sin embargo se requiere mayor investigación para entender el mecanismo de interacción, así como los posible enlaces que se puedan formar.

Observaciones

- Para los suelos estudiados en el presente trabajo, se contempla que el bajo contenido de MO corresponda al uso agrícola de los mismos y/o a su almacenamiento, lo que sugiere la pérdida de material en descomposición y el aporte nulo de residuos orgánicos.
- La descontaminación del material de laboratorio empleado en este trabajo se realizó usando una solución comercial de cloro.
- Las muestras de suelo utilizadas en la caracterización fueron destinadas al desarrollo de nuevos trabajos de investigación por lo que no fueron sometidas a ningún tratamiento final.

Recomendaciones

- En una siguiente etapa de investigación, se recomienda continuar con la caracterización de suelos de origen volcánico como adsorbentes de AFB₁, empleándolos en su estado natural reciente; así como la posterior aplicación de éstos directamente en los productos alimenticios como maíz y otros granos, para su evaluación.
- Asimismo, como alternativa a la evaluación de los suelos de origen volcánico en su estado natural, se recomienda la búsqueda de un tratamiento o modificación de los mismos para mejorar la capacidad de adsorción de éstos.
- Como tratamiento final de los suelos, tomando en cuenta el rango efectivo de degradación de las aflatoxinas; se sugiere la calcinación de éstos una vez empleados en la caracterización como adsorbentes de AFB₁; misma que también requiere evaluación.
- Igualmente, se recomienda realizar la disposición final de los residuos que se puedan obtener del proceso de adsorción de AFB₁, en base a las normas mexicanas aplicables, mismas que se sugieren en el apéndice II.

Apéndice

Apéndice I. Extracto de la ficha de datos de seguridad de la AFB₁.

Ficha de datos de seguridad de la AFB₁ obtenida del sitio web de Sigma-Aldrich.

1. IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO Y DE LA COMPAÑÍA

1.1 Identificadores del producto

Nombre del producto: **Aflatoxin B₁, from Aspergillus flavus**

Referencia: A6636

Marca: Sigma

No. CAS: 1162-65-8

1.2 Usos pertinentes identificados de la sustancia o de la mezcla y usos desaconsejados

Usos identificados: Reactivos para laboratorio, Fabricación de sustancias

2. IDENTIFICACIÓN DE LOS PELIGROS

2.1 Clasificación de la sustancia o de la mezcla

Clasificación SGA de acuerdo con 29 CFR 1910 (OSHA HCS).

Toxicidad aguda, Oral (Categoría 1), H300

Toxicidad aguda, Inhalación (Categoría 2), H330

Toxicidad aguda, Cutáneo (Categoría 1), H310

Carcinogenicidad (Categoría 1B), H350

7. MANIPULACIÓN Y ALMACENAMIENTO

7.1 Precauciones para una manipulación segura

Evítese el contacto con los ojos y la piel. Evítese la formación de polvo y aerosoles. Debe disponer de extracción adecuada en aquellos lugares en los que se forma polvo. Ver precauciones en la sección 2.2

7.2 Condiciones de almacenamiento seguro, incluidas posibles incompatibilidades

Conservar el envase herméticamente cerrado en un lugar seco y bien ventilado.

Temperatura de almacenaje recomendada 2 – 8 °C

Conservar en un lugar seco. Conservar en un lugar seco.

7.3 Usos específicos finales

Aparte de los usos mencionados en la sección 1.2 no se estipulan otros usos específicos

8. CONTROLES DE EXPOSICIÓN/PROTECCIÓN INDIVIDUAL

Protección personal

Protección de los ojos/ la cara

Caretas de protección y gafas de seguridad. Use equipo de protección para los ojos probado y aprobado según las normas gubernamentales correspondientes, tales como NIOSH (EE.UU.) o EN 166 (UE).

Protección de la piel

Manipular con guantes. Los guantes deben ser inspeccionados antes de su uso. Utilice la técnica correcta de quitarse los guantes (sin tocar la superficie exterior del guante) para evitar el contacto de la piel con este producto. Deseche los

guantes contaminados después de su uso, de conformidad con las leyes aplicables y buenas prácticas de laboratorio. Lavar y secar las manos.

Protección Corporal

Traje de protección completo contra productos químicos. El tipo de equipamiento de protección debe ser elegido según la concentración y la cantidad de sustancia peligrosa al lugar específico de trabajo.

Protección respiratoria

Donde el asesoramiento de riesgo muestre que los respiradores purificadores de aire son apropiados, usar un respirador que cubra toda la cara tipo N100 (EEUU) o tipo P3 (EN 143) y cartuchos de repuesto para controles de ingeniería. Si el respirador es la única protección, usar un respirador suministrado que cubra toda la cara. Usar respiradores y componentes testados y aprobados bajo los estándares gubernamentales apropiados como NIOSH (EEUU) o CEN (UE)

13. CONSIDERACIONES RELATIVAS A LA ELIMINACION

13.1 Métodos para el tratamiento de residuos

Producto

Ofertar el sobrante y las soluciones no-aprovechables a una compañía de vertidos acreditada. Para la eliminación de este producto, dirigirse a un servicio profesional autorizado. Disolver o mezclar el producto con un solvente combustible y quemarlo en un incinerador apto para productos químicos provisto de postquemador y lavador.

Envases contaminados

Eliminar como producto no usado.

Apéndice II. Legislación aplicable a la disposición final de los residuos.

- Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.
- Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993, Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- Norma Oficial Mexicana NOM-054-SEMARNAT-1993, Que establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más residuos considerados como peligrosos por la norma oficial mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993.

Bibliografía

1. ABDEL-WAHHAB, M.A., NADA, S.A., y AMRA, H.A. (1999). Effect of aluminosilicates and bentonite on aflatoxin-induced developmental toxicity in rat. Journal of Applied Toxicology. 19(3), 199-204.
2. ACROS ORGANICS. Espectro infrarrojo de la AFB₁. Recuperado 13 de septiembre, 2014, de: http://www.acros.com/DesktopModules/Acros_Search_Results/Acros_Search_Results.aspx?search_type=ProductNumber&SearchString=22734&referrer=chemexper
3. ADAMS, M. (1995). Fundamentos de química de suelos. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela: Anauco Ediciones, C.A. p. 255.
4. AOAC. ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. (1995). Official methods of analysis of AOAC International vol. 2. (16^a ed.). P. Cunniff (ed). Arlington, Va.: AOAC International.
5. APPELO, C.A.J., y POSTMA, D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. (2nd edition). Amsterdam, the Netherlands: A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands a member of Taylor & Francis Group plc. 315, 241.
6. ARROYO-ABAD, U., ELIZALDE-GONZÁLEZ, M.P., HIDALGO-MORENO, C.M., MATTUSCH, J., y WENNRICH, R. (2011). Retention of phenylarsenicals in soils derived from volcanic materials. Journal of Hazardous Materials, 186(2-3), 1328-1334.
7. BÁEZ, M.E., FUENTES, E., y ESPINOZA, J. (2013). Characterization of the Atrazine Sorption Process on Andisol and Ultisol Volcanic Ash-Derived Soils: Kinetic Parameters and the Contribution of Humic Fractions. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 61(26), 6150-6160.
8. BENNETT, J.W., y KLICH, M. (2003). Mycotoxins. Clinical Microbiology Reviews, 16(3), 497-516.
9. BLÜTHGEN, A., y SCHWERTFEGER, M. (2000). Elimination of aflatoxin M₁ in milk of lactating dairy cows after simultaneous feeding of adsorptive additives

- and aflatoxin B₁ - studies in vivo and in vitro. Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte. 52(2), 145-164.
10. BORRELL, J., y GIMENO, G. (2002). Micotoxinas en los alimentos: medidas de prevención y detoxificación. Selecciones Avícolas, 44(8), 567-572.
 11. BROWN, T.L., LEMAY, H.E.Jr., BURSTEN, B.E., y BURDGE, J.R. (2004). Química. La ciencia central. (9ª ed.). H. Escalona y García, y R. Escalona García (trad.). México: Pearson Educación. 121-122.
 12. BULLERMAN, L.B. (2003). Mycotoxins. En: Caballero, B., Trugo, L.C., y Finglas, P.M. (eds.), Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition (2nd ed.). American Press, 4080-4089.
 13. BUSBY, W.F.Jr., y WOGAN, G.N. (1984). Aflatoxins. En: Charles E. Searle (ed), Chemical Carcinogens (2nd ed. Revised and expanded). American Chemical Society. Volume 2. ACS monograph 182, 945-969.
 14. CÁCERES, L., FUENTES, R., ESCUDEY, M., FUENTES, E., y BÁEZ, M.E. (2010). Metsulfuron-methyl Sorption/Desorption Behavior on Volcanic Ash-Derived Soils. Effect of Phosphate and pH. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 58(11), 6864-6869
 15. CÁCERES-JENSEN, L., RODRÍGUEZ-BECERRA, J., PARRA-RIVERO, J., ESCUDEY, M., BARRIENTOS, L., y CASTRO-CASTILLO, V. (2013). Sorption kinetics of diuron on volcanic ash derived soils. Journal of Hazardous Materials, 261, 602-613.
 16. CALABI-FLOODY, M., BENDALL, J.S., JARA, A.A., WELLAND, M.E., THENG, B.K.G., RUMPEL, C., y DE LA LUZ MORA, M. (2011). Nanoclays from an Andisol: Extraction, properties and carbon stabilization. Geoderma, 161(3-4), 159-167.
 17. CARVAJAL, M. (2013a). Transformación de la aflatoxina B1 de alimentos, en el cancerígeno humano, aducto AFB1-ADN. Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 16(2), 109-120.

18. CARVAJAL, M. (2013b, julio 12). Asocian diversos tipos de Cáncer con alimentos contaminados por aflatoxinas. Boletín UNAM. Recuperado el 27 de enero, 2014, de http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2013_421.html
19. CARVAJAL, M., BERUMEN, J., y GUARDADO-ESTRADA, M. (2012). The presence of aflatoxin B₁-FAPY adduct and human papiloma virus in cervical smears from cancer patients in Mexico. Food Additives and Contaminants Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment. 29(2), 258-268.
20. CARVAJAL, M., CASTILLO, P., MOCTEZUMA, G.M., ESPINOSA, J., GONSEBATT, M.E., y REYES, W. (2013, octubre 14). Efecto de la Nixtamalización sobre las Micotoxinas del Maíz y las Tortillas. Recuperado el 11 de febrero, 2014, de http://issuu.com/nixta2013/docs/presencia_de_micotoxinas_en_maiz_y_
21. CASARIN, A., FORAT, M., SOTO, E., CONTRERAS, M., y ZAVIEZO, D. (2005). Evaluation of the efficacy of a commercial hydrated sodium calcium aluminosilicate to reduce the toxicity of aflatoxin and ochratoxin in broiler chicks. Poultry Science Association. 94th Annual meeting abstracts, No. S171.
22. CAST. (2003). Mycotoxins: Risks in Plant, Animal and Human Systems. Ames, Iowa: Council for Agricultural Sciences and Technology.
23. CEA, M., SEAMAN, J.C., JARA, A.A., FUENTES, B., MORA, M.L., y DIEZ, M.C. (2007). Adsorption behavior of 2,4-dichlorophenol and pentachlorophenol in an allophanic soil. Chemosphere, 67(7), 1354-1360.
24. COLE, R.J., y COX, R.H. (1981). The Aflatoxins. En: Richard J. Cole., y Richard H. Cox., Handbook of Toxic Fungal Metabolites. Academic Press, 1-32.
25. CRUZ-GUZMÁN, M. (2007). La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales. España: Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. 25-29.
26. DELFOSSE, T., DELMELLE, P., y DELVAUX, B. (2006). Sulphate sorption at high equilibrium concentration in Andosols. Geoderma, 136(3-4), 716-722.

27. DELLE SITE, A. (2001). Factors Affecting Sorption of Organic Compounds in Natural Sorbent/Water Systems and Sorption Coefficients for Selected Pollutants. A Review. Journal of Physical and Chemical Reference Data, 30(1), 187-192.
28. DENG, Y., BARRIENTOS, A.L., BILLES, F., y DIXON, J.B. (2010a). Bonding mechanisms between aflatoxin B₁ and smectite. Applied Clay Science, 50, 92-98.
29. DENG, Y., WHITE, G.N., y DIXON, J.B. (2010b). Soil Mineralogy Laboratory Manual. (12th edition). Published by the authors, Department of Soil and Crop Sciences, Texas A&M University, College Station, 117-127.
30. DENG, Y., y SZCZERBA, M. (2011). Computational evaluation of bonding between aflatoxin B₁ and smectite. Applied Clay Science, 54, 26-33.
31. DIXON, J.B., KANNEWISCHER, I., TENORIO, M.G., y BARRIENTOS, A.L. (2008). Aflatoxin sequestration in animal feeds by quality-labeled smectite clays: An introductory plan. Applied Clay Science, 40, 201-208.
32. DOERR, J.A. (1989). Effect of aluminosilicate on broiler chickens during aflatoxicosis. Poultry Science. 68 (Supl. 1), 45.
33. DOYLE, M.P., APPLEBAUM, R.S., BRACKETT, R.E., y MARTH, E.H. (1982). Physical, Chemical and Biological Degradation of Mycotoxins in Foods and Agricultural Commodities. Journal of Food Protection, 45(10), 964-971.
34. ESCUDEY, M., FÖRSTER, J.E., ARANCIBIA, N., y GUTIÉRREZ, M. (2011). Los suelos volcánicos y el medio ambiente. VI Congreso de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental.
35. ESPINOZA, J., FUENTES, E., y BÁEZ, M.E. (2009). Sorption behavior of bensulfuron-methyl on andisols and ultisols volcanic ash-derived soils: Contribution of humic fractions and mineral-organic complexes. Environmental Pollution, 157(12), 3387-3395.
36. ESTEVEZ, E., HERNANDEZ-MORENO, J.M., FERNANDEZ-VERA, J.R., y PALACIOS-DÍAZ, M.P. (2014). Ibuprofen adsorption in four agricultural volcanic soils. Science of the Total Environment, 468-469, 406-414.

37. FASSBENDER, H.W. (1975). Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Turrialba, Costa Rica: IICA. 88-97.
38. FASSBENDER, H.W., y BORNEMISZA, E. (1987). Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. (2ª ed.). San José, Costa Rica: IICA.
39. FERNÁNDEZ, L.C., ROJAS, N.G., ROLDÁN, T.G., RAMIREZ, M.E., ZEGARRA, H.G., URIBE, R., REYES, R.J., FLORES, D., y ARCE, J.M. (2006). Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. D.F., México: Instituto Mexicano del Petróleo, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
40. FLORES-DELGADILLO, L., SOMMER-CERVANTES, I., ALCALÁ-MARTÍNEZ, J.R., y ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J. (1999). Estudio morfogénético de algunos suelos de la región de los Tuxtlas, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 16(1), 81-88.
41. GILES, C.H., MAC EWAN, T.H., NAKHWA, S.N., y SMITH, D. (1960). Studies in Adsorption. Part XI. A System of Classification of Solution Adsorption Isotherms, and its Use in Diagnosis of Adsorption Mechanisms and in Measurement of Specific Surface Areas of Solids. *Journal of the Chemical Society*, 3973-3993.
42. GILES, C.H., SMITH, D., y HUITSON, A. (1974). A General Treatment and Classification of the Solute Adsorption Isotherm. I. Theoretical. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47(3), 755-765.
43. GRANT, P.G., y PHILLIPS, T.D. (1998). Isothermal Adsorption of Aflatoxin B₁ on HSCAS Clay. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 46, 599-605.
44. GUZMÁN-DE-PEÑA, D., y PEÑA-CABRIALES, J.J. (2005). Regulatory considerations of aflatoxin contamination of food in Mexico. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 47(3-4), 160-164.
45. HERREJÓN, M.L., LIMÓN, B., y MARTÍNEZ, V. (2008). Cinética e isotermas de adsorción de Pb(II) en suelo de Monterrey. *Revista Ingenierías*, 11(41), 24-31.

46. IARC. INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. (2013). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. List of classifications by Group. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1-110. Recuperado el 27 de enero, 2014, de <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsGroupOrder.pdf>
47. ISHIGURO, M., MAKINO, T., y HATTORI, Y. (2006). Sulfate adsorption and surface precipitation on a volcanic ash soil (allophanic andisol). Journal of Colloid and Interface Science, 300(2), 504-510.
48. ISHIGURO, M., y MAKINO, T. (2011). Sulfate adsorption on a volcanic ash soil (allophanic Andisol) under low pH conditions. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 384(1-3), 121-125.
49. IUSS Grupo de Trabajo WRB. (2007). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. (Primera actualización). Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, Roma: FAO, (103).
50. JAHN, R., BLUME, H.P., ASIO, V.B., SPAARGAREN, O., y SCHAD, P. (2009). Guía para la descripción de suelos. (4ª ed., R. Vargas Rojas trad.). Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO. 42-44.
51. JARAMILLO, D.F. (2002). Introducción a la Ciencia del suelo. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
52. JIMÉNEZ, M.C., SOTO, J., y VILLAESCUSA, L.A. (2006). Química física para ingenieros químicos. España: Editorial Universidad Politécnica de Valencia. 175-184.
53. KANNEWISCHER, I., TENORIO, M.G., WHITE, G.N., y DIXON, J.B. (2006). Smectite Clays as Adsorbents of Aflatoxin B₁: Initial Steps. Clay Science, 12 (Supplement 2), 199-204.
54. KUBENA, L.F., HARVEY, R.B., BAILEY, R.H., BUCKLEY, S.A., y ROTTINGHAUS, G.E. (1998). Effects of a hydrated sodium calcium aluminosilicate (T-BindTM) on mycotoxicosis in young broiler chickens. Poultry Science. 77, 1502-1509.

55. LAZO, J.C., NAVARRO, A.E., SUN-KOU, M.R., y LLANOS, B.P. (2008). Síntesis y Caracterización de arcillas organofílicas y su aplicación como adsorbentes del fenol. Revista de la Sociedad Química del Perú. 74(1), 3-19.
56. LI, H., SHENG, G., TEPPEN, B.J., JOHNSTON, C.T., y BOYD, S.A. (2003). Sorption and Desorption of Pesticides by Clay Minerals and Humic Acid-Clay Complexes. Soil Science Society of America Journal, 67, 122-131.
57. LINDEMANN, M.D., BLODGETT, D.J., KORNEGAY, E.T., y SCHURIG, G.G. (1993). Potential ameliorators of aflatoxicosis in weanling/growing swine. Journal of Animal Science. 71, 171-178.
58. LIU, D.L., YAO, D.S., LIANG, R., MA, L., CHENG, W.Q., y GU, L.Q. (1998). Detoxification of Aflatoxin B₁ by Enzymes Isolated from Armillariella tabescens. Food and Chemical Toxicology, 36, 563-574.
59. LIZÁRRAGA-PAULÍN, E.G., MIRANDA-CASTRO, S.P., MORENO-MARTÍNEZ, E., TORRES-PACHECO, I., y LARA-SAGAHÓN, A.V. (2013). Novel Methods for Preventing and Controlling Aflatoxins in Food: a Worldwide Daily Challenge. En: Mehdi Razzaghi-Abyaneh (ed), Aflatoxins-Recent Advances and Future Prospects. Croatia: In Tech, 93-100.
60. LÓPEZ, R. (2002). Procesos de degradación del suelo. En R. López, Degradación del suelo causas, procesos, evaluación e investigación (2ª ed.). Mérida, Venezuela: CIDIAT.
61. MALLMANN, C.A., HUMMES, R., y GIACOMINI, L. (2007). Factores de formación de las micotoxinas y sus formas de control. L.G. Luna (trad.). Brasil: Universidade Federal de Santa María, LAMIC, 1-8.
62. MARTÍNEZ, E., FUENTES, J.P., y ACEVEDO, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal, 8(1), 68-96.
63. MEUNIER, A. (2005). Clays. N. Fradin (trad.). Germany: Springer. 291-365.
64. MINERALOGY DATABASE. Mineral Data X Ray Diffraction. Recuperado 12 de noviembre, 2014, de: <http://webmineral.com/>

65. MON, E.E., HIRATA, T., KAWAMOTO, K., HIRADATE, S., KOMATSU, T., y MOLDRUP, P. (2009). Adsorption of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid onto Volcanic Ash Soils: Effects of pH and Soil Organic Matter. *EnvironmentAsia*, 2(1), 1-9.
66. MORELL, I., y HERNÁNDEZ, F. (2000). El agua en Castellón: un reto para el siglo XXI. Castelló de la Plana: Publicacions de la Universitat Jaume I, D.L. p.293.
67. NÚÑEZ, J. (1946). Fundamentos de Edafología. (3ª reimpresión de la 2ª ed. Año 2000). San José, Costa Rica: Editorial EUNED. 118-120.
68. OWEN, T. (2000). Fundamentos de la espectroscopía UV-visible moderna. Conceptos básicos. Agilent Technologies, 3-12.
69. PATERSON, R.R., y LIMA, N. (2010). How will climate change affect mycotoxins in food?. *Food Research International*, 43(7), 1902-1914.
70. PHILLIPS, T.D., SARR, A.B., y GRANT, P.G. (1995). Selective Chemisorption and Detoxification of Aflatoxins by Phyllosilicate Clay. *Natural Toxins*, 3, 204-213.
71. PIZARRO, C., ALMARZA, C., CONTELA, R., RUBIO, M.A., ANTILÉN, M., y DOMINGOS FABRIS, J. (2011). Degradación química de contaminantes orgánicos mediante el uso de catalizadores heterogéneos preparados desde materiales de suelo de origen volcánico. VI Congreso de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental.
72. PRADO, B., DUWIG, C., ETCHEVERS, J., GAUDET, J.P., y VAUCLIN, M. (2011). Nitrate fate in a Mexican Andosol: Is it affected by preferential flow?. *Agricultural Water Management*, 98(9), 1441-1450.
73. RILEY, R.T., y NORRED, W.P. (1999). Mycotoxin Prevention and Decontamination. Corn-a case study. En Third Joint FAO/WHO/UNEP International Conference on Mycotoxins, 3-6 March 1999. Tunis, Tunisia, 1-10.
74. RODRÍGUEZ, B. (2009). Movilidad, biodisponibilidad y degradación inducida de isómeros de Hexaclorociclohexano (HCH) en suelos contaminados. Tesis

- doctoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 87-98.
75. ROSILES, R. (1979). Las aflatoxinas en las tortillas. Veterinaria México, 10(1), 37-44.
76. RUBIO, R. (2011). Incidencia de aflatoxinas en leche de oveja y derivados en Castilla-La Mancha. Tesis Doctoral, Universidad de Castilla-La Mancha, Albacete, España. 29-33.
77. SEMARNAT. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (1993). Norma Oficial Mexicana NOM-054-SEMARNAT-1993, Que establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más residuos considerados como peligrosos por la norma oficial mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993. Diario Oficial de la Federación, 2 de julio de 1993, México.
78. SEMARNAT. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (1993). Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993, Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Diario Oficial de la Federación, 23 de abril de 2003, México.
79. SEMARNAT. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2002, México.
80. SEMARNAT. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (2006). Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Diario Oficial de la Federación, 23 de junio de 2006, México.

81. SEMARNAT. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (2013). Capítulo 3 Suelos. En: Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y Desempeño Ambiental. (2012 ed.), México. Recuperado el 10 de enero, 2014, de http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/pdf/Informe_2012.pdf
82. SEMARNAT. SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. Suelos. Recuperado el 10 de enero, 2014, de http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/estadisticas_2000/naturaleza/estadistica-am/informe/acrobat/capitulo2-1-6.pdf
83. SIGMA-ALDRICH. Ficha de datos de seguridad de la AFB₁. Recuperado 12 de noviembre, 2014, de: <http://www.sigmaaldrich.com/MSDS/MSDS/DisplayMSDSPage.do?country=MX&language=es&productNumber=A6636&brand=SIGMA&PageToGoToURL=http%3A%2F%2Fwww.sigmaaldrich.com%2Fcatalog%2Fsearch%3Finterface%3DAI%26term%3D1162658%26N%3D0%26mode%3Dmatch%2520partialmax%26focus%3Dproduct%26lang%3Des%26region%3DMX>
84. SKOOG, D.A., HOLLER, F.J., y NIEMAN, T.A. (2001). Principios de Análisis Instrumental. (5ª ed.). Martín, M. del C., López, B., et al. (trad.). España: Mc Graw Hill.
85. SKOOG, D.A., WEST, D.M., HOLLER, F.J. y CROUCH, S.R. (2004). Fundamentos de Química Analítica. (8ª. ed). J.R. Blanco., E. Turiel., y R. Zaragoza (trad. 2010). CENGAGE Learning. 320.
86. SORIANO, J.M. (dir./coord.). (2007). Micotoxinas en Alimentos. España: Ediciones Díaz de Santos. 126-132.
87. SSA. SECRETARÍA DE SALUD. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-188-SSA1-2002, Productos y Servicios. Control de aflatoxinas en cereales para consumo humano y animal. Especificaciones sanitarias. Diario Oficial de la Federación, 15 de octubre de 2002, México.

- 88.UEHARA, G., y GILLMAN., G. (1981). The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays. Coulter, Colorado: Westview Press.
- 89.URIBARREN, T. (2012, junio 11). Micotoxicosis. UNAM. Recuperado el 6 de septiembre, 2014, de <http://www.facmed.unam.mx/deptos/microbiologia/micologia/micotoxicosis.html>
- 90.URREGO, J.R., y DÍAZ, G.J. (2006). Aflatoxinas: Mecanismos de Toxicidad en la etiología de Cáncer Hepático Celular. Revista de la Facultad de Medicina de la Universidad Nacional de Colombia, 54(2), 108-116.
- 91.VALLEJO, M.J. (2012). Determinación de Aflatoxinas B₁, B₂, G₁ y G₂ presentes en harina de maíz del sector Tumbaco mediante el uso de columnas de inmunoafinidad (IAC) y cromatografía líquida de alta eficiencia (HPLC). Escuela Politécnica del Ejército, Sangolquí, Ecuador. Q-R.
- 92.VELDE, B., y MEUNIER, A. (2008). The Origin of Clay Minerals in Soils and Weathered Rocks. Berlín: Springer. 69-71, 288-327.
- 93.WILLIAMS, J.H., PHILLIPS, T.D., JOLLY, P.E., STILES, J.K., JOLLY, C.M., y AGGARWAL, D. (2004). Human aflatoxicosis in developing countries: a review of toxicology, exposure, potential health consequences, and interventions. American Journal of Clinical Nutrition, 80, 1106-1122.
- 94.ZAIN, M.E. (2011). Impact of mycotoxins on humans and animals. Journal of Saudi Chemical Society, 15, 129-144.
- 95.ZENG, L., WANG, S., PENG, X., GENG, J., CHEN, C., y LI, M. (2013). Al-Fe PILC preparation, characterization and its potential adsorption capacity for aflatoxin B₁. Applied Clay Science, 83-84, 231-237.