

Evaluación de la transferencia y especiación de arsénico en cultivos de maíz (*Zea mays*)

JOSÉ MARTÍN ROSAS CASTOR*, JORGE LUIS GUZMÁN MAR*, MA. ARACELI HERNÁNDEZ RAMÍREZ*, LAURA HINOJOSA REYES*



El arsénico (As) es un metaloide altamente tóxico que representa una amenaza para la salud humana y el medio ambiente. Este elemento se encuentra ampliamente distribuido en la superficie terrestre en especies inorgánicas (arsenito, As(III) y arsenato, As(V)) u orgánicas (ácido dimetilarsínico (DMA) y ácido monometilarsónico (MMA)). Las especies inorgánicas presentan mayor toxicidad que las orgánicas y se han asociado con diversos tipos de cáncer.¹ Las concentraciones de As en suelo varían entre 0.1 y 40 mg kg⁻¹ con 10 mg kg⁻¹ como media.² Sin embargo, existen fuentes naturales y antropogénicas: rocas volcánicas, rocas sedimentarias marinas, yacimientos hidrotermales minerales, combustibles fósiles, actividades industriales y el uso de pesticidas que contribuirían al incremento de la concentración de este metaloide.^{3,4} Concentraciones altas de As se han detectado en diversas partes del mundo.⁵⁻⁷ La presencia de As en zonas agrícolas destinadas al cultivo de alimentos ampliamente consumidos como el maíz es motivo de preocupación. El maíz, cereal de mayor producción,⁸ es un alimento básico (al proporcionar 15 y 20% de la ingesta mundial de proteínas y calorías, respectivamente) para más de 200 millones de personas en muchas regiones como América Latina, África subsahariana y el sudeste de Asia, que se han descrito como zonas contaminadas con As.⁹ El As presente en el suelo agrícola y el agua de riego puede acceder a las plantas a través de sus sistemas de raíces y produce efectos fitotóxicos para algunos cultivos.¹⁰ Las concentraciones de As en las partes comestibles de los cultivos dependen de la biodisponibilidad del As en el suelo. En general, la fitodisponibilidad de una sustancia depende de su abundancia, forma química y su grado de adsorción en las partículas del suelo,¹¹ así como de la capacidad de la planta para absorberlo y trasladarlo a los órganos diana. La solubilidad del As en suelo agrícola puede variar enormemente de un lugar a otro en función de las condiciones del suelo.

* Universidad Autónoma de Nuevo León.
Contacto: laura.hinojosary@uanl.edu.mx

Algunos parámetros fisicoquímicos del suelo, como pH, potencial redox, contenido de materia orgánica, textura y la presencia de algunos elementos como el aluminio, hierro, manganeso y fósforo, pueden afectar dramáticamente la solubilidad de As.¹²⁻¹⁴ La absorción de As de zonas agrícola contaminadas por plantas comestibles se considera un paso crítico en la transferencia As en la cadena alimentaria y en el grado de exposición humana a este metaloide. Los seres humanos y el ganado pueden estar expuestos al As a través del consumo de plantas y vegetales contaminados.¹⁵ El As puede ser consumido por animales de granja a través del silaje de maíz, representando a su vez un riesgo para la salud humana a través del consumo de productos de origen animal contaminados. Diversos estudios de campo han reportado que el contenido total de As en el tallo y la hoja de los cultivos de maíz varían de 640 a 3000 µg kg⁻¹, y en grano entre 40 y 1130 µg kg⁻¹.¹⁶ En países como Suiza, el límite máximo permisible de As en piensos es de 4 mg kg⁻¹, y para algunos países al nivel máximo permitido en grano es de 300 µg As kg⁻¹.¹⁰

En este estudio se evaluó el efecto de los parámetros fisicoquímicos del suelo sobre la acumulación y la translocación de As en el cultivo de maíz de tres sitios agrícolas cercanos a zonas mineras (San Luis Potosí, México). Los datos se sometieron al análisis de componentes principales (ACP) y el análisis de conglomerados (AC). La distribución de especies de As en el sistema suelo-agua-maíz se evaluó para conocer la transferencia y toxicidad del As en este cereal de gran importancia nutricional y económica en México.

METODOLOGÍA

Ubicación y características de la muestra

Las muestras de suelo, agua de riego y maíz se obtuvieron de tres zonas de riego con cultivos de aproximadamente tres meses (altura de la planta fue 1.2-1.5 m y el peso húmedo fue 2.0-3.5 kg), cerca de una zona minera en San Luis Potosí, México;

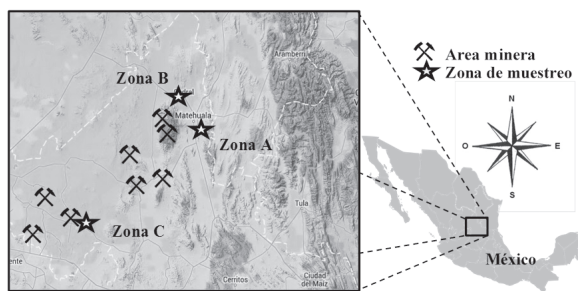


Fig. 1. Distribución de las zonas de muestreo.

zona A y B en Matehuala, y la zona C, en el municipio de Ramos (figura 1).

Preparación de la muestra

Las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente y tamizadas para la obtención de la fracción de arcilla (<63 micrómetros). Las muestras de plantas se lavaron con agua de la llave, seguido de tres enjuagues con agua desionizada. Además, la raíz del maíz fue lavada con CaCl_2 5 mM para remover los iones potencialmente adsorbidos en el tejido. Las secciones de la planta como raíz, tallo, hoja y grano, posteriormente, se secaron en horno a 70°C durante 72 h. La planta seca fue triturada, tamizada (250 micrómetros), homogeneizada y almacenada en ausencia de luz. Las muestras de agua de riego fueron filtradas (acetato de celulosa, $0.45\ \mu\text{m}$), selladas herméticamente y almacenadas a 4°C en ausencia de luz.

Caracterización de suelo agrícola y agua de riego

La fracción de arcilla de cada muestra de suelo se extrajo con agua desionizada en una relación 1:1. La suspensión fue agitada a 200 rpm durante 24 h a 25°C . El sobrenadante fue separado por centrifugación a 3000 rpm durante 5 min. El pH (pH_{WE} ; método potenciométrico, Thermo Scientific Orion 3 Star), el carbono orgánico total (TOC_{WE} ; Shimadzu TOC-VCSH), el cloruro (Cl_{WE} ; método potenciométrico, Thermo Orion 720A+), el fosfato ($\text{PO}_4^{3-}_{\text{WE}}$; método espectrofotométrico con SnCl_2 , NMX-AA-029-SCFI-2001) y la conductividad (método potenciométrico, Thermo Scientific Orion 3 Star) se determinaron a partir del extracto acuoso del suelo; mientras que el contenido de calcio (Ca_T ; espectrometría de absorción atómica), fosfato ($\text{PO}_4^{3-}_T$; método espectrofotométrico, NMX-AA-029-SCFI-2001), hierro y manganeso (Mn_T y Fe_T , respectivamente; NMX-AA-051-SCFI-2001) se determinaron a partir de la muestra digerida (método EPA 3052). Todas las muestras fueron analizadas por triplicado.

Especiación y determinación de arsénico total

La determinación de arsénico total en el agua de riego, el suelo agrícola y las diferentes partes de la planta del maíz (raíz, tallo, hojas y granos) se realizó a partir de la muestra digerida (método EPA 3052) por HG-AFS (Rayleigh AF-640). La curva de calibración presentó buena linealidad de 0.5 a $200\ \text{ng mL}^{-1}$ ($r = 0.999$, $n = 6$), y el LOD (límite de detección) fue $50\ \mu\text{g kg}^{-1}$. La validación del método se determinó mediante el análisis de As total en los materiales de referencia certificados (agua subterránea, BCR-610, IRMM, harina de arroz ERM-BC211, IRMM, y suelo franco ERM-CC141, IRMM).

La determinación de las especies de As se realizó a partir del extracto acuoso de las muestras. La extracción de especies de As se efectuó a 80°C con HNO_3 como agente extractante. La validación del método de extracción se verificó mediante estudios de recuperación (recuperación: $> 90\%$; interconversión de especies: $< 6\%$). La separación de especies de As previo a la determinación por HG-AFS fue realizada por HPLC, con una bomba-SY 8100 (Beifen-Ruili Analytical Instrument (Group) Co., Ltd.). La separación se realizó en una columna Hamilton PRP-X100 (Hamilton, Reno, NV, EE.UU.) de intercambio aniónico. Las condiciones instrumentales y operacionales utilizadas se resumen en la tabla I. Los LOD para As(V), As(III), MMA y DMA fueron 55 , 90 , 310 y $250\ \mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente.

Tabla I. Condiciones instrumentales utilizadas en HG-AFS y IC-HG-AFS.

HG-AFS	
Concentración de NaBH_4 :	$1\% \text{ m v}^{-1}$
Solución acarreadora:	$\text{HCl } 10\% (\text{v v}^{-1})$
Gas acarreador (Ar):	$600\ \text{mL min}^{-1}$
Gas auxiliar (Ar):	$200\ \text{mL min}^{-1}$
Volumen de muestra:	1 mL
Voltaje de tubo fotomultiplicador:	280 V
Corriente de la lámpara:	60 mA
Temperatura:	$400\ \lambda^\circ\text{C}$
Longitud de onda:	$217.6\ \text{nm}$ (lámpara de cátodo hueco)
IC-HG-AFS	
Columna	Intercambio aniónico, Hamilton PRP-X100 (250 x 4.6 mm)
Volumen de muestra:	100 μL
Flujo:	$1\ \text{mL min}^{-1}$
Modo de elución:	Gradiente (buffer de fosfatos de 5 a 60 mM, pH 6,)
Rango lineal de trabajo	0.5 a $800\ \mu\text{g L}^{-1}$

Factor de bioacumulación y translocación

El factor de bioacumulación BAF_T (ecuación 1) incluido para la evaluación de ACP se calculó para estimar la acumulación de As, independientemente de sus niveles en la rizosfera. Por otro lado, la translocación de As en plantas de maíz se determinó con la ecuación 2.

$$BAF_T = \frac{[As_T \text{ raíz}]}{[As_T \text{ suelo}]} \quad (\text{ecuación 1})$$

$$\text{Translocación} = \frac{[As_T \text{ tallo}][100]}{[As_T \text{ raíz}]} \quad (\text{ecuación 2})$$

Análisis estadístico

El efecto de los parámetros en la rizosfera sobre la acumulación y la translocación de As en el cultivo se evaluó mediante el análisis de componentes principales (PCA; IBM SPSS Statistics software versión 21) con los datos de caracterización del suelo y las concentraciones de As en las partes de la planta de maíz. Para PCA, el método de rotación fue Varimax con normalización Kaiser. La similitud entre las muestras de suelos agrícolas se evaluó con el análisis de conglomerados (AC) mediante la agrupación de vecinos más cercanos (Nearest Neighbor Clustering) y la distancia euclídea.

RESULTADOS

Concentración de arsénico en el cultivo de maíz

La concentración de arsénico total (As_T) en las diferentes partes de la planta (raíz, tallo, hojas y grano) se determinó en cada punto de muestreo y se representa como $mg \text{ kg}^{-1} \text{ ps}$ (donde ps es peso seco). De manera similar a estudios previos,^{10,17} los niveles de As en orden decreciente fueron: raíz > tallo y hoja > grano. Las concentraciones de As en el tallo y la hoja de maíz, partes de la planta comestible para el ganado, presentaron valores de <LOD a $3.06 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ps}$ y <LOD a $3.15 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ps}$, respectivamente, las cuales representaron aproximadamente 10% del contenido de As en el suelo ($4.08\text{-}43.68 \text{ mg As kg}^{-1}$). Esta relación fue mayor que la reportada en otros estudios. En los estudios de campo realizados por Marwa *et al.*¹⁸ en zonas agrícolas de Tanzania, con concentraciones de As en suelo de 0.2 a 7.1 mg kg^{-1} , el As total contenido en el tallo del maíz alcanzó valores de $0.004\text{-}0.080 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ps}$. El grano de maíz, la parte de la planta directamente consumida por los seres huma-

nos, presentó un contenido de As menor al LOD (0.005 mg kg^{-1}) en las zonas B y C. En este estudio, el valor BAF_T varió de 0.04 a 8.01 con un promedio de 2.17 , lo cual es comparable a los valores reportados en la bibliografía. El valor BAF_T determinado por Gulz *et al.*¹⁰ varió de 0.8 a 2.5 , mientras que en estudios reportados por Neithardt *et al.*,¹⁷ el BAF_T fue de 0.1 . El contenido de As en el cultivo de maíz tiende a variar en función del contenido de As en el suelo agrícola, el agua de riego y el efecto químico de la rizosfera; y éste fue mayor en las plantas de maíz de la zona A.

Efecto de los parámetros químicos de la rizosfera en la acumulación de arsénico por el cultivo de maíz

La relación entre los parámetros químicos en la rizosfera y el As acumulado en planta de maíz se determinó con ACP (tabla II). Tres componentes principales se obtuvieron por ACP (criterio: autovalor > 1), que representó 87.6% de la variabilidad total. De acuerdo con el apartado anterior, PC1 mostró que el contenido de As en la planta de maíz presentó una mayor correlación con As_{TWE} que con el As_T en suelo. La correlación de la concentración de As en la planta con el contenido de As(V) en el extracto acuoso fue mayor que con la concentración de As(III) en el mismo medio. Por otro lado, PC1 mostró que la concentración de calcio presentó una correlación positiva con el contenido de As total en el suelo. Es conocido que a la adsorción de As en materia orgánica la favorecen los altos niveles de calcio en el suelo.¹⁹ El contenido PO_4^{3-} extraíble en agua presentó una alta correlación con el As soluble en el suelo (mayoritariamente AsO_4^{3-}). Esta correlación puede atribuirse a la semejanza estructural entre ambas especies y, por lo tanto, a la similitud de sus mecanismos de adsorción en el suelo. Una correlación negativa entre el valor pH y el contenido de As en la raíz fue encontrada en este estudio. Algunos factores como la carencia de nutrientes en el suelo pueden alterar su pH.

Es conocido que una baja concentración de P en el suelo induce la secreción de ácidos orgánicos por la planta de maíz, que a su vez tienden a aumentar la fitodisponibilidad de nutrientes, y la solubilidad de contaminantes como As en el suelo.¹⁸ La correlación negativa entre el contenido de As_T TOC_{WE} en suelo se debería al efecto de la materia orgánica en la disminución del potencial redox.²⁰ El As(III) presenta una mayor movilidad hacia suelos profundos que las demás especies de As, por lo que el alto contenido de materia orgánica disminuiría la acumulación de As en la superficie del suelo (0-30 cm). Por otra parte, la correlación positiva entre el As_T y minerales como Fe y Mn (PC2) se atribuiría a que su dispersión se

Tabla II. Efecto de los parámetros fisicoquímicos de la rizosfera sobre la acumulación de arsénico por el cultivo de maíz (componentes principales de las condiciones del suelo agrícola del campo de maíz).

HG-AFS	
Concentración de NaBH ₄ :	1% m v ⁻¹
Solución acarreadora:	HCl 10% (v v ⁻¹)
Gas acarreador (Ar):	600 mL min ⁻¹
Gas auxiliar (Ar):	200 mL min ⁻¹
Volumen de muestra:	1 mL
Voltaje de tubo fotomultiplicador:	280 V
Corriente de la lámpara:	60 mA
Temperatura:	400 λ°C
Longitud de onda:	217.6 nm (lámpara de cátodo hueco)
IC-HG-AFS	
Columna	Intercambio aniónico, Hamilton PRP-X100 (250 x 4.6 mm)
Volumen de muestra:	100 µL
Flujo:	1 mL min ⁻¹
Modo de elución:	Gradiente (buffer de fosfatos de 5 a 60 mM, pH 6,)
Rango lineal de trabajo	0.5 a 800 µg L ⁻¹

EA, evaluado a partir del extracto acuoso del suelo (1:1); T_T, contenido total; PCA, análisis componentes principal. PC1, PC2, y PC3 explican 49.6%, 28.6% y 9.4% de la varianza total de los datos, respectivamente.

origina de matriz mineralógica común. Existen reportes de la presencia de minerales de Pb-Zn-Ag constituidas por arsenopirita en las regiones mineras de San Luis Potosí.²¹

Efecto del agua de riego en la distribución de arsénico en el campo de maíz

Los minerales presentes en suelos agrícolas, como Fe, Mn y Ca pueden participar en la adsorción de As y, por lo tanto, afectar su distribución en el campo de maíz. La zona A de San Luis Potosí exhibió la mayor concentración de As_T en el agua de riego y de Ca_T, Fe_T y Mn_T en el suelo. En este sitio agrícola, la concentración de As_T en suelo disminuyó con el incremento de la distancia hasta la fuente de irrigación. La distribución de As en el campo de maíz y la concentración de elementos como Ca, Fe y Mn en el suelo se han correlacionado en otros estudios.^{17,22} En su trabajo, Martínez-Villegas *et al.*²² reportaron que la concentración de Ca era el parámetro limitante del suelo en la dispersión As en una zona minera de San Luis Potosí. Es conocido que los iones de Ca²⁺ pueden inmovilizar los iones de AsO₄³⁻ cuando son adsorbidos en el humus del suelo agrícola, que generalmente presenta una carga neta negativa, y funcionan como sitios de adsorción para el metaloide. Asimismo, Neidhardt *et al.*¹⁷ reportaron una correlación moderadamente

Tabla III. Efecto de los parámetros fisicoquímicos de la rizosfera sobre la translocación de arsénico en el cultivo de maíz (componentes principales de las condiciones del suelo agrícola del campo de maíz).

Factor	CP 1	CP 2	CP 3
As _{EA}	0.967		
As(V) _{EA}	0.944		
pH _{EA}	-0.941		
Ca _T	0.934		
PO ₄ ³⁻ _{EA}	0.783		
Mn _T		0.897	
TOC _{EA}		0.893	
Fe _T		0.872	
Translocación		-0.797	
Conductividad		-0.689	
PO ₄ ³⁻ _{T(Raíz)}		0.597	
As(III) _{EA}	<0.5		0.897
Cl _{WE}	<0.5		-0.676

EA, evaluado a partir del extracto acuoso del suelo (1:1); T_T, contenido total; ACP, análisis componentes principal. CP1, CP2, y CP3 explican el 43.0, 32.0 y 10.4% de la varianza total de los datos, respectivamente.

positiva ($r \geq 0.64$) entre la concentración de As_T y el contenido Fe_T en la capa superior del suelo en un campo de cultivo de maíz, así como una disminución notable en las concentraciones de As(III) y AS_T en el agua de los canales de irrigación. Durante el riego con agua de pozo, las especies As(III) y Fe(II), fácilmente oxidables con el O₂ atmosférico, tienden a coprecipitar como hidróxido de As(V)-Fe(III).

De acuerdo con los valores del análisis de conglomerados, las muestras de suelo pueden clasificarse en tres grupos que coinciden con los tres sitios de muestreo evaluados en Matchuala (zona A y B) y Villa de Ramos (zona C). Las muestras de suelo de las zonas A y B mostraron mayor proximidad/similitud entre sí que con las muestras de la zona C. Lo anterior corresponde con su distancia geográfica. Asimismo, en el dendograma los puntos de muestreo tienden a formar agrupaciones en función de su distancia hacia la fuente de irrigación. El CA muestra que los puntos VR 3, MTB 3 y MTB 6, los más alejados de la fuente de irrigación, así como MTA 1, la más cercana a la fuente de irrigación, presentan la mayor distancia dentro de la agrupación del mismo sitio agrícola.

Translocación arsénico en el cultivo de maíz

La tabla III muestra la translocación desde la raíz hacia tallo expresado como porcentaje. En este estudio, el valor promedio translocación fue de 12.5%; sin embargo, varió drásticamente (intervalo: 0.33-66.49%) en función del sitio de muestreo agrícola. La translocación de As en las zonas agrícolas presentó el siguiente orden: MTB > MTA > VR. Este orden se atribuiría a

la variabilidad del contenido de agentes complejantes del suelo entre los sitios agrícolas. La translocación de As en el cultivo de maíz se ha reportado en otros estudios. En Khairpur Mir y Kot Diji, Pakistán, Baig *et al.*²³ reportaron un valor máximo de translocación de As hacia el tallo de maíz de 20.1%; sin embargo, en otros estudios la translocación de As al tallo reportada ha sido 1.4%²⁴ y 1.6%.²⁵ La correlación entre los parámetros químicos de la rizosfera y la translocación de As desde la raíz hasta el tallo fue determinada con PCA (tabla III). La translocación de As presentó una correlación negativa con el contenido de Fe y Mn. Similarmente, Mallick *et al.*²⁶ reportaron una disminución de la transferencia de As hacia las partes aéreas del cultivo de maíz con el incremento de la concentración de Fe y Mn. Esto se atribuiría al proceso de complejación de As en las raíces de la planta de maíz.

Es posible que los hidróxidos amorfos de Fe y Mn limiten el acceso de As a las partes aéreas de la planta en la raíz de la planta por la formación de complejos con As(V).²⁶ La correlación negativa entre la PO_4^{3-} soluble y la translocación de As se atribuiría a la competencia entre AsO_4^{3-} y PO_4^{3-} por su absorción a través de los canales de transporte de fosfatos.²⁶ Abbas *et al.*²⁷ evaluaron el efecto del ion fosfato administrado como pretratamiento (concentración de PO_4^{3-} : 0 y 5 mM) en experimentos hidropónicos con diversas variedades de maíz y concentraciones de las especies de As (concentran de especies de As: 0 y 2.5 mM). La concentración de PO_4^{3-} disminuyó significativamente ($P < 0.001$) el afluente de As(III) y DMA a 50 y 90% de la tasa control, respectivamente. Otros parámetros como el TOC_{WE} y Cl_{WE}^- contenidos pueden asociarse con el estado nutricional del cultivo y su capacidad para el transporte de sustancias.

Especiación de arsénico en el cultivo de maíz

La figura 2 muestra las concentraciones de las especies de As en la planta de maíz encontradas en cada punto de muestreo de la zona A. En todas las secciones del cultivo, las especies inorgánicas de As fueron la forma predominante del metaloide, siendo la concentración de las especies orgánicas inferior al LOD. En este estudio, el contenido de As(III), la especie más tóxica, varió de 33 a 65% dependiendo de la parte de la planta. As(III) fue la principal especie detectada en el tallo del maíz, mientras que el As(V) fue la forma predominante de As en la hoja y la raíz del cultivo de maíz. De igual manera, Parsons *et al.* reportaron concentraciones relativamente altas de As(V) y As(III) de 18 y 12 mg kg⁻¹, respectivamente, en brotes, siendo las concentraciones de As en las raíces de 95 y 112 mg kg⁻¹.

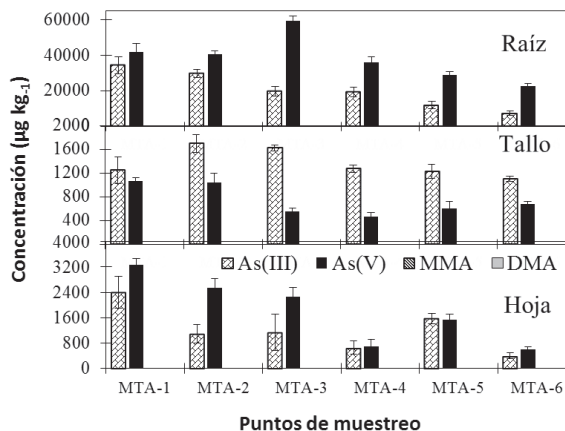


Fig. 2. Especies de arsénico en las muestras de maíz de Matehuala, San Luis Potosí, México. Las concentraciones de las especies orgánicas fueron menores que el LOD.

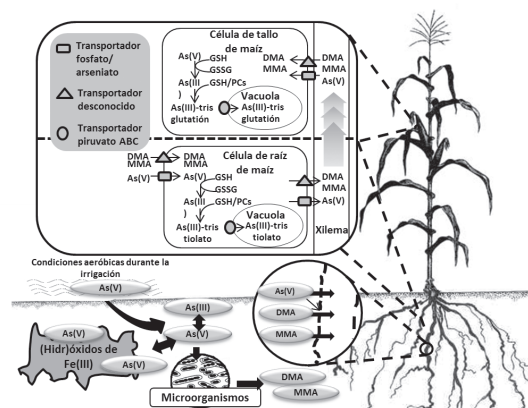


Fig. 3. Transferencia de arsénico a través del cultivo de maíz.

Según Mallick *et al.*,²⁶ el cultivo de maíz, el cual crece normalmente bajo condiciones aerobias, adsorbe preferentemente el As(V) sobre el As(III). Esta tendencia puede atribuirse al uso de mecanismos de absorción similares en el sistema de raíces entre As(V) y el fosfato, nutriente muy demandado por el cultivo. Un contenido relativamente alto de As(III) en este cereal se atribuiría al mecanismo de desintoxicación del cultivo (figura 3).

CONCLUSIONES

La acumulación y translocación de As desde el suelo hasta la planta de maíz de tres sitios agrícolas cercanos a zonas mineras en México se estudiaron con el objetivo de evaluar la transferencia de arsénico en cultivos de maíz y su riesgo potencial para la salud humana. En el suelo, el As(V) fue la forma predominante del metaloide identificada en los lixiviados, y exhibió

una correlación positiva ($p > 0.05$) con la concentración promedio en la raíz ($R = 0.949$), tallo ($R = 0.663$), y hoja ($R = 0.883$) de maíz. De acuerdo con ACP, el pH del suelo, después de la concentración de As total en suelo y la distribución de especies, es el factor que afecta principalmente la disponibilidad del As para el cultivo de maíz, posiblemente debido a su rol en la biodisponibilidad de nutrientes para el cultivo. El pH del suelo presentó una correlación negativa con el As acumulado en cada parte de la planta de maíz. En general, la concentración de As total en el cultivo de maíz fue en el orden raíz > tallo y hoja > grano. Parámetros como el contenido de Fe y Mn en los suelos agrícolas estuvieron fuertemente correlacionados con la translocación de As al tallo. El alto contenido de Fe y Mn en el suelo puede disminuir la concentración de As en la parte aérea de la planta y reducir la transferencia de As a través de la cadena alimentaria. Las especies inorgánicas fueron las formas mayoritarias encontradas en la parte comestible para el ganado, lo cual sugiere un riesgo importante de envenenamiento. La atención cuidadosa a los cambios químicos en la rizosfera de las zonas agrícolas, que afectarían la transferencia de As a través de la cadena alimentaria, puede reducir el riesgo de intoxicación de As de los consumidores de maíz.

RESUMEN

La ingesta de productos agrícolas constituye una de las principales fuentes de exposición humana a arsénico. En este estudio se evaluó el efecto de los parámetros fisicoquímicos del suelo sobre la acumulación y translocación de arsénico total y de sus especies en el cultivo de maíz. El As total se determinó mediante espectrometría de fluorescencia atómica con sistema de generación de hidruros (HG-AFS), y para la especiación de arsénico el HG-AFS se acopló un sistema de cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC). El pH del suelo presentó una correlación negativa con el arsénico acumulado en la planta de maíz. Parámetros como el contenido de hierro y manganeso presentaron una correlación negativa con la translocación de arsénico en el maíz. El contenido de especies inorgánicas de arsénico en raíz, tallo y hoja de maíz fue > 80% del As total, lo cual sugiere un riesgo importante de envenenamiento por este metaloide.

Palabras clave: Especies de arsénico, Suelo agrícola, Fitidisponibilidad, Translocación, Fitoacumulación.

ABSTRACT

The intake of agricultural products is an important source of human exposure to arsenic. In this study, the effect of soil physicochemical parameters on the accumulation and translocation of total arsenic and arsenic species concentration in corn plant was evaluated. The total arsenic was determined by atomic fluorescence spectrometry with hydride generation system (HG-AFS); and for the arsenic speciation analysis, the HG-AFS was coupled to High Performance Liquid Chromatography (HPLC). The soil pH was negatively correlated with the accumulated arsenic in corn plant. The content of iron and manganese presented a negative correlation with the translocation of arsenic in corn plant. The content of inorganic arsenic species in root, stem, and leaf was > 80% of the total As, which suggests a significant risk of arsenic exposure.

Keywords: Arsenic species, Agricultural soil, Phytoavailability, Arsenic translocation, Phytoaccumulation.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo para la realización de este proyecto a Ciencias Básica-Conacyt (167372), a Paicyt-UANL (CN885-11) y a la Facultad de Ciencias Químicas de la UANL. J.M. Rosas Castor agradece a Conacyt por la beca de doctorado (336913).

REFERENCIAS

1. Wu, C. et al., Arsenic accumulation and speciation in rice are affected by root aeration and variation of genotypes. *J Exp Bot*, 2011. 62(8): p. 2889-2898.
2. Bai, J. et al., The influence of arbuscular mycorrhizal fungi on As and P uptake by maize (*Zea mays* L.) from As-contaminated soils. *Appl Soil Ecol*, 2008. 38(2): p. 137-145.
3. Páez-Espino, D. et al., Microbial responses to environmental arsenic. *BioMetals*, 2009. 22(1): p. 117-130.
4. Zhao, F.J., et al., Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*, 2009. 181(4): p. 777-794.
5. Deng, Y. et al., Speciation and enrichment of arsenic in strongly reducing shallow aquifers at western Hetao Plain, northern China. *Environ Geol*, 2009. 56: p. 1467-1477.
6. O'Reilly, J. et al., Arsenic contamination of natural waters in San Juan and La Pampa, Argentina. *Environ Geochem Health*, 2010. 32(6): p. 491-515.
7. Watts, M.J. et al., Field based speciation of arsenic in UK and Argentinean water samples. *Environ Geochem Health*, 2010. 32(6): p. 479-490.

8. Faostat. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2004 [cited 2013 13 de mayo]; Available from: <http://faostat.fao.org/site/613/DesktopDefault.aspx?PageID=613#ancor>.
9. Nuss, E.T. and S.A. Tanumihardjo, Maize: A Paramount Staple Crop in the Context of Global Nutrition. *Compr. Rev: Food Sci F*, 2010. 9(4): p. 417-436.
10. Gulz, P.A., S.-K. Gupta, and R. Schulin, Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. *Plant Soil*, 2005. 272: p. 337-347.
11. Traina, S. and V. Laperche, Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. *Proc Natl Acad Sci USA*, 1999. 96: p. 3365-3371.
12. Carbonell Barrachina, A.A., F.M. Burló Carbonell, and J.J. Mataix Beneyto, Arsénico en el sistema suelo-planta: significado ambiental. ed. U.d. Alicante. 1995, España: Espagráfic.
13. Rosas, I. *et al.*, Arsenic concentrations in water, soil, milk and forage in Comarca Lagunera, Mexico *Water, Air & Soil Pollut*, 1999. 112(1/2): p. 133-149.
14. Zheng, M.Z. *et al.*, Spatial distribution of arsenic and temporal variation of its concentration in rice. *New Phytologist*, 2011. 189(1): p. 200-209.
15. Khan, N.I. *et al.*, Human arsenic exposure and risk assessment at the landscape level: a review. *Environ Geochem Health*, 2009. 31(S1): p. 143-166.
16. Rosas-Castor, J.M., et al., Arsenic accumulation in maize crop (*Zea mays*): A review. *Sci Total Environ*, 2014. 488-489: p. 176-187.
17. Neidhardt, H. *et al.*, Impact of irrigation with high arsenic burdened groundwater on the soil-plant system: Results from a case study in the Inner Mongolia, China. *Environ Pollut*, 2012. 163: p. 8-13.
18. Marwa, E.M.M., A.A. Meharg, and C.M. Rice, Risk assessment of potentially toxic elements in agricultural soils and maize tissues from selected districts in Tanzania. *Sci Total Environ*, 2012. 416: p. 180-186.
19. Wang, S. and C.N. Mulligan, Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. *Environ Geochem Health*, 2006. 28(3): p. 197-214.
20. Redman, A., D. Macalady, and D. Ahmann, Natural organic matter affects arsenic speciation and sorption onto hematite. *Environ Sci Technol*, 2002. 36: p. 2889-2896.
21. Armienta, M.A. and N. Segovia, Arsenic and fluoride in the groundwater of México. *Environ Geochem Health*, 2008. 30(4): p. 345-353.
22. Martínez-Villegas, N. *et al.*, Arsenic mobility controlled by solid calcium arsenates: A case study in Mexico showcasing a potentially widespread environmental problem. *Environ Pollut*, 2013. 176: p. 114-122.
23. Baig, J.A. *et al.*, Evaluating the accumulation of arsenic in maize (*Zea mays* L.) plants from its growing media by cloud point extraction. *Food Chem Toxicol*, 2010. 48(11): p. 3051-3057.
24. Fellet, G. *et al.*, The application of phytoremediation technology in a soil contaminated by pyrite cinders. *Ecol Eng*, 2007. 31: p. 207-214.
25. Schulz, H., S. Härtling, and H. Tanneberg, The identification and quantification of arsenic -induced phytochelatins- comparison between plants with varying As sensitivities. *Plant Soil*, 2007. 303(1-2): p. 275-287.
26. Mallick, S., G. Sinam, and S. Sinha, Study on arsenate tolerant and sensitive cultivars of *Zea mays* L.: Differential detoxification mechanism and effect on nutrients status. *Ecotox Environ Safe*, 2011. 74(5): p. 1316-1324.
27. Abbas, M.H.H. and A.A. Meharg, Arsenate, arsenite and dimethyl arsinic acid (DMA) uptake and tolerance in maize (*Zea mays* L.). *Plant Soil*, 2008. 304(1-2): p. 277-289.

Recibido: 23/09/15

Aceptado: 23/10/15