

FRACCIONAMIENTO GEOQUÍMICO DE MANGANESO Y SU ACUMULACIÓN EN PLANTAS PIONERAS DE RESIDUOS MINEROS EN EL DISTRITO DE MOLANGO, HIDALGO, MÉXICO

Geochemical fractionation of manganese and its accumulation on pioneer plants from mining waste in the Molango district, Hidalgo, Mexico

Víctor GUZMÁN-CASTRO¹, Ramón RAZO-ZÁRATE^{2*}, Otilio Arturo ACEVEDO-SANDOVAL³, Rodrigo RODRÍGUEZ-LAGUNA², Juan CAPULÍN-GRANDE² y Miguel Ángel RICO-RODRÍGUEZ⁴

¹ Área Académica de Química, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, km 4.5 carretera Pachuca-Tulancingo, Col. Carboneras, 42184 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

² Área Académica de Ciencias Agrícolas y Forestales, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, km 1 Av. Universidad, Rancho Universitario, 43775 Santiago Tulantepec de Lugo Guerrero, Hidalgo, México.

³ Escuela Superior de Tlahuelilpan, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Av. Universidad s/n, Col. Ex-Hacienda de San Servando, 42780 Tlahuelilpan, Hidalgo, México.

⁴ Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Centro Universitario, Cerro de las Campanas s/n, Col. Las Campanas, 76010 Querétaro, Querétaro, México.

*Autor para correspondencia: ramon_razo@uaeh.edu.mx

(Recibido: julio de 2025; aceptado: abril de 2026)

Palabras clave: análisis de componentes principales, biodisponibilidad de metales pesados, fitorremediación, extracción secuencial de Tessier.

RESUMEN

Se evaluó el fraccionamiento geoquímico y la acumulación de manganeso (Mn) en plantas pioneras de residuos mineros (RM). El RM presentó pH alcalino (7.48-7.63), baja conductividad eléctrica (CE: 0.20-0.24 dS/m), textura franco-limosa y bajos contenidos de materia orgánica (MO < 2 %). La concentración total de Mn alcanzó 12929.75 mg/kg. La extracción secuencial con el método de Tessier mostró predominancia de fracciones estables: ligada a óxidos (1024.92-9116.40 mg/kg) y residual (153.23-3551.51 mg/kg), mientras que las fracciones intercambiable (< 4.85 mg/kg), ligada a la MO (41.91-313.46 mg/kg) y ligada a carbonatos (188.71-363.14 mg/kg), fueron minoritarias, lo que limita la movilidad y biodisponibilidad del Mn. El análisis de componentes principales (ACP) destacó que: 1) la retención de Mn se relaciona con fracciones estables y texturas finas y 2) la salinidad se vincula con los carbonatos y la arena. Se identificaron 11 especies de plantas: *Panicum* sp. y *Pluchea odorata* mostraron las mayores concentraciones de Mn en raíces (> 175.01 mg/kg); *Pteris longifolia* y *P. odorata* en tallos (> 155.02 mg/kg), y *P. odorata*, *Bauhinia pringlei* y *P. longifolia* en hojas (> 500 mg/kg). Los factores de bioconcentración (FBC: 0.03-0.38) y translocación (FT: 0.86-21.40) permitieron clasificar a las especies en acumuladoras y exclusoras. Según la distribución geoquímica de Mn, el FBC y el FT, *Eragrostis mexicana* y *Panicum* sp. son ideales para fitoestabilización de Mn, mientras que *B. pringlei*, *P. odorata*, *P. longifolia*, *Desmodium psilophyllum*, *Leucaena esculenta*, *Bletia purpurea*, *Acacia farnesiana* y *Dryopteris* sp. son candidatas para la fitoextracción/fitoestabilización en sitios con mayor Mn biodisponible.

Key words: principal component analysis, heavy metals bioavailability, phytoremediation, Tessier's sequential extraction.

ABSTRACT

This study evaluated the geochemical fractionation of manganese (Mn) and its accumulation in pioneer plants from mining wastes (MW), which showed alkaline pH (7.48-7.63), low electrical conductivity (CE: 0.20-0.24 dS/m), silty-loam texture, and low organic matter content (MO < 2%). The total Mn concentration reached up to 12 929.75 mg/kg. Sequential extraction with the Tessier method revealed dominance of stable fractions: oxide-bound (1024.92-9116.40 mg/kg) and residual (153.23-3551.51 mg/kg), while the exchangeable (< 4.85 mg/kg), organic matter-bound (41.91-313.46 mg/kg), and carbonate-bound (188.71-363.14 mg/kg) fractions were minor, limiting Mn mobility and bioavailability. Principal component analysis (PCA) showed that: (1) Mn retention is associated with stable fractions and fine textures, and (2) salinity correlates with carbonates and sand. Eleven pioneer species were identified: *Panicum* sp. and *Pluchea odorata* showed the highest Mn concentrations in roots (> 175.01 mg/kg), *Pteris longifolia* and *P. odorata* in stems (> 155.02 mg/kg), and *P. odorata*, *Bauhinia pringlei*, and *P. longifolia* in leaves (> 500 mg/kg). The bioconcentration factor (FBC: 0.03-0.38) and translocation factor (FT: 0.86-21.40) classified species into accumulators and excluders. According to the Mn chemical fractionation, the FBC and FT, the excluder species *Eragrostis mexicana* and *Panicum* sp. are optimal for Mn phytostabilization, while the accumulators *B. pringlei*, *P. odorata*, *P. longifolia*, *Desmodium psilophyllum*, *Leucaena esculenta*, *Bletia purpurea*, *Acacia farnesiana*, and *Dryopteris* sp., are candidates for phytoextraction/phytostabilization trials in sites with higher bioavailable Mn.

INTRODUCCIÓN

La minería es fundamental para el suministro de materias primas esenciales en el desarrollo económico y tecnológico global; sin embargo, tiene un alto costo ambiental por la generación de residuos que plantean serios desafíos ambientales (Hudson-Edwards et al. 2011). A nivel mundial, la minería deposita en la corteza terrestre cerca de 100 mil millones de toneladas de residuos al año, lo que satura ecosistemas con aguas grises y negras, reactivos químicos, jales y residuos de excavación (Hudson-Edwards et al. 2011, Opara et al. 2022). En ciencias ambientales, los jales y residuos de excavación (RM) son de importancia no sólo por sus altos volúmenes de generación, sino también por su papel como reservorios de elementos potencialmente tóxicos (EPT) como plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), arsénico (As), cromo (Cr), níquel (Ni), talio (Tl) y manganeso (Mn), de acuerdo con Rodríguez et al. (2009). Los EPT amenazan el equilibrio ambiental por su potencial tóxico, persistencia y capacidad de bioacumulación y biomagnificación (Antoniadis et al. 2017, Zaynab et al. 2022). Para evaluar el riesgo ambiental de los EPT usualmente se emplea el indicador de la concentración total (Opara et al. 2022). No obstante, esto resulta insuficiente, pues ignora parámetros como movilidad y biodisponibilidad, esenciales para la evaluación del potencial de descarga de EPT en suelos, aguas y sedimentos,

así como su transferencia a la biosfera (Tessier et al. 1979, Wang et al. 2008). Para superar esta limitación, la extracción secuencial de Tessier (Tessier et al., 1979) y el método BCR (Rauret et al., 1999) surgieron como herramientas de evaluación esenciales. Su relevancia reside en su capacidad para extraer selectivamente EPT de una matriz según su especiación geoquímica, permitiendo distinguir entre especies de movilidad y biodisponibilidad inmediatas (fracción intercambiable [F1] y ligada a carbonatos [F2]), especies de movilidad y biodisponibilidad potenciales (reducible [F3] y ligada a la materia orgánica [F4]) y especies de movilidad y biodisponibilidad bajas y/o nulas (fracción residual [F5]), de acuerdo con Tessier et al. (1979) y Rauret et al. (1999). Al simular la liberación de contaminantes, los protocolos de extracción secuencial permiten evaluar aspectos esenciales de los EPT (Yiika et al. 2023) y constituyen una base científica sólida para el diseño de estrategias de gestión y recuperación de RM (Wang et al. 2008).

Ante el diagnóstico químico, la biología ofrece una solución tecnológica para la descontaminación de RM: la fitorremediación. Dicha tecnología aprovecha la capacidad de algunas plantas para volatilizar, filtrar, estabilizar y/o extraer contaminantes en diferentes matrices ambientales (Pilon-Smits 2005, Wang et al. 2008). En el contexto de los RM, la fitorremediación adquiere una dimensión crítica mediante dos estrategias principales: la

fitoextracción y la fitoestabilización, dirigidas a reducir la carga contaminante y la movilidad de los EPT. Para que ambas estrategias sean viables, la atención debe centrarse en especies pioneras (Gómez 2004, Fernández et al. 2017). Estas plantas han desarrollado adaptaciones que no sólo les permiten prosperar en RM, sino que también promueven la sucesión ecológica, lo que tiende a mejorar las características de dichos materiales (Wang et al. 2008). En este sentido, la integración de especies pioneras en el desarrollo de fitotecnologías puede ofrecer un doble beneficio: descontaminación y reactivación de la funcionalidad ecológica (Gómez 2004, Wang et al. 2008, Juárez-Santillán et al. 2010), lo cual es fundamental para la recuperación de RM.

El distrito minero de Molango (DMM), Hidalgo, México, constituye un escenario en el que estas consideraciones cobran una relevancia crítica. Al albergar el yacimiento de Mn más extenso de América del Norte, el DMM ha sido objeto de explotación intensiva desde mediados del siglo XX (Okita 1992, Catalán-Vázquez et al. 2010). Esta actividad ha generado una acumulación masiva de RM, relacionada con la emisión y la descarga de grandes cantidades de Mn (Catalán-Vázquez et al. 2010). Como consecuencia, las investigaciones han reportado concentraciones de Mn superiores a 100 000 mg/kg en suelos y sedimentos adyacentes a RM (Juárez-Santillán et al. 2010). Si bien estudios previos han evaluado la acumulación de Mn en plantas de suelos y sedimentos (Juárez-Santillán et al. 2010) y su fraccionamiento geoquímico en residuos mineros (Boojar y Goodarzi 2008, Wang et al. 2008), existe un vacío de conocimiento en torno a la integración de ambos enfoques en el contexto específico del DMM. En particular, se desconoce cómo el fraccionamiento geoquímico del Mn en los RM del DMM condiciona la capacidad de acumulación y translocación del metal en las especies pioneras que los colonizan. Esta brecha limita el diseño de estrategias de fitorremediación basadas en la distribución geoquímica del Mn, lo que se traduce en aproximaciones genéricas que no consideran esta variable como criterio para el desarrollo e implementación de tecnologías de fitorremediación. Con esta perspectiva, los objetivos de este trabajo fueron: i) caracterizar las propiedades físicas y químicas y el fraccionamiento del Mn en los RM del Tajo Naopa en el DMM mediante la extracción secuencial de Tessier, para evaluar su movilidad y biodisponibilidad, y ii) cuantificar la acumulación y translocación de Mn en las especies vegetales pioneras mediante el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT) a fin de clasificarlas según su estrategia de

tolerancia y proponer el uso de fitotecnologías fundamentadas en la distribución geoquímica del Mn.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la mina de Mn a cielo abierto El Tajo Naopa, en Molango de Escamilla, Hidalgo, México, la cual se localiza geográficamente en las siguientes coordenadas: latitud 20° 58' 17.96" N y longitud 98° 44' 39.20" O (**Fig. 1**). La región se caracteriza por su relieve irregular (127 y 2541 msnm) y litología dominada por rocas carbonatadas (Okita 1992). El clima es tropical templado (A) C (fm) con temperatura media anual de 18 °C y precipitación anual de 1400 mm. El área de estudio corresponde a la zona de disposición final de RM procedentes del beneficio de Mn. Según el personal de la empresa, el tiempo transcurrido desde el depósito de RM hasta la realización de este trabajo fue de aproximadamente 2 años. El RM está conformado por rocas laminares de color gris oscuro, gravas y partículas finas dispuestas en terraplenes con pendiente variable. Adyacentes a los sitios de disposición se encuentran bosques mesófilos de montaña.

Muestreo de plantas y residuos mineros

El muestreo se realizó durante enero de 2023. En cinco sitios de estudio (S1-S5; **Fig. 1**), con composición florística variable, se identificaron un total de 11 especies de plantas pioneras. Los sitios corresponden a la totalidad de focos de colonización vegetal activa en el área de estudio y representan el universo completo de unidades muestrales disponibles. El trabajo incluyó todas las plantas pioneras presentes sin aplicar criterios de exclusión de acuerdo con Fernández et al. (2017), quienes señalan la importancia de estas especies en el desarrollo de tecnologías de fitorremediación in situ. Para cada especie se recolectaron al azar tres réplicas de individuos vegetales completos para análisis de Mn en raíces, tallos y hojas, y dos ejemplares botánicos con fines de identificación. En cada sitio donde se tomó una muestra vegetal/botánica, se recolectó una muestra simple de RM a una profundidad de 30 cm. Dichas muestras se homogeneizaron según el método del cuarteo (SEMARNAT 2007) para conformar una muestra de tipo compuesta por sitio. Las muestras de RM y vegetales/botánicas se trasladaron a la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), para la determinación de parámetros físicos y químicos, cuantificación de Mn e identificación taxonómica.

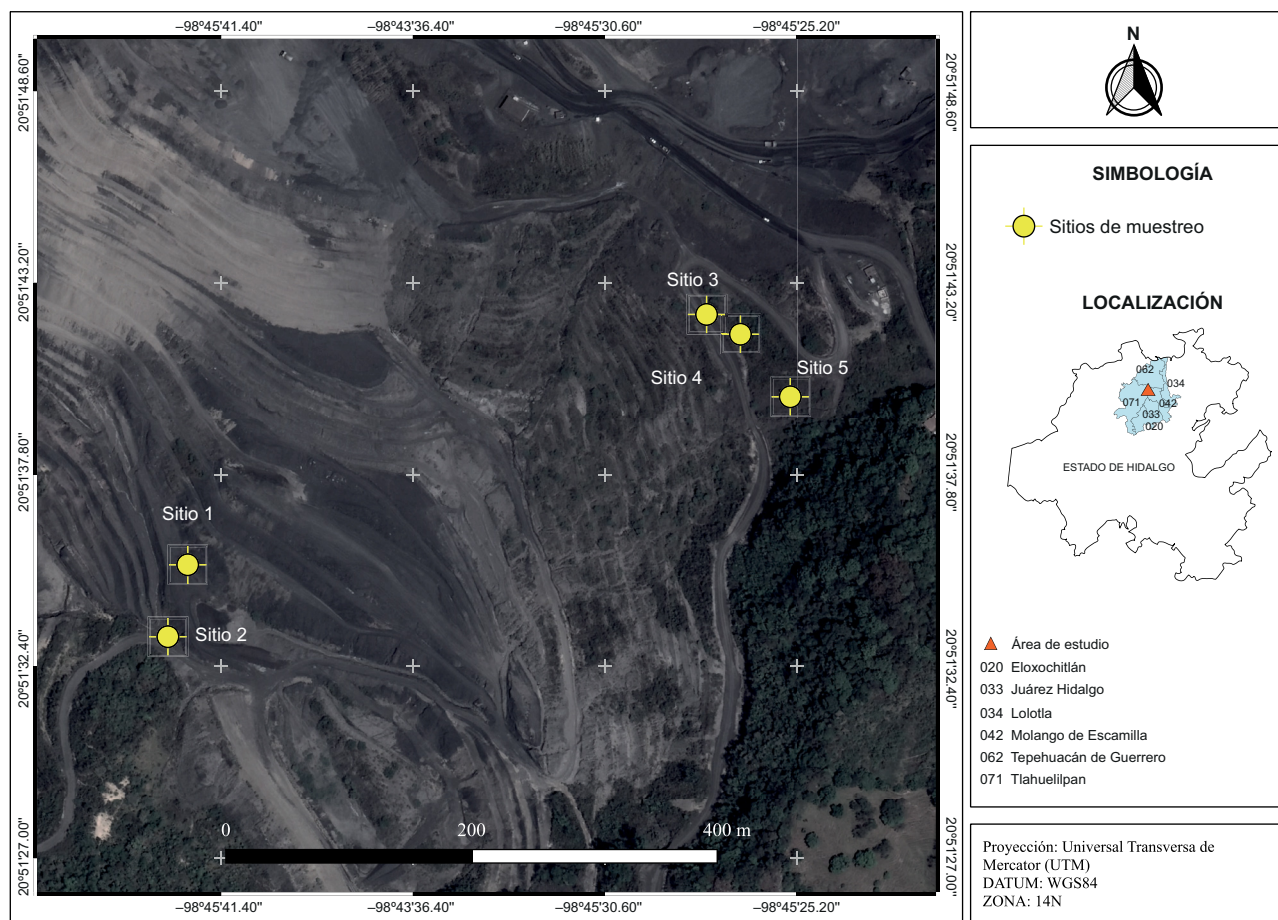


Fig. 1. Área de estudio y sitios de muestreo. El distrito minero de Molango está conformado por los municipios de Molango de Escamilla, Eloxochitlán, Juárez Hidalgo, Lolotla, Tepehuacán de Guerrero y Tlahuelilpan.

Pretratamiento y análisis de muestras

Las muestras de individuos vegetales se separaron en raíces, tallos y hojas. Cada tejido se lavó con agua destilada y con agua desionizada para eliminar materiales que pudieran afectar el análisis de Mn. En un horno Grieve LW-201 C, los tejidos se secaron a 65 °C hasta alcanzar peso constante; una vez secos, se molieron por separado (por tipo de tejido y especie) en un mortero eléctrico Rietsch RM 200 hasta obtener un polvo fino. Para el análisis de Mn, el polvo se pretrató mediante digestión ácida según el método EPA 3052 (USEPA 1996) utilizando un horno de microondas MARS Xpress. Respecto al RM, las muestras se secaron a la sombra a temperatura ambiente durante 24 h y después se cernieron con un tamiz núm. 10. La textura se determinó mediante el método ASTM D422-63(2007) de la ASTM (2007). El pH se determinó según el método EPA 9045D (USEPA 2004), empleando un potenciómetro de pH/CE Bante 901P. La conductividad eléctrica

(CE) se analizó según el método de Smith y Doran (1997). La materia orgánica (MO) se determinó de acuerdo con Sparks et al. (2020). Para la extracción secuencial de Mn se siguió el protocolo de Tessier et al. (1979). Sin embargo, con el fin de asegurar la digestión completa de fases minerales, la fracción residual (F5) se extrajo mediante el método EPA 3052. Esta modificación obedeció a la búsqueda de una estimación robusta para la cuantificación del Mn en la fracción más recalcitrante (Gleyzes et al. 2002). Todos los procedimientos se realizaron por triplicado.

El análisis de Mn en raíces, tallos, hojas y las fracciones de Tessier se realizó mediante espectrometría óptica de plasma por acoplamiento inductivo en un equipo Perkin Elmer Optima 8300. Para el análisis, se preparó una curva de calibración concentración-intensidad con $n = 8$. El ajuste mediante regresión lineal presentó un coeficiente de correlación de Spearman (r) = 0.9996 y un coeficiente de determinación (R^2) = 0.9992. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Acumulación de manganeso y capacidad fitorremediadora de las plantas

El factor de bioconcentración (FBC) evalúa la capacidad de las plantas para acumular metales como el Mn (Fitz y Wenzel 2002, Takarina y Pin 2017):

$$FBC = Mn_{RTH} / \Sigma Mn_f \quad (1)$$

donde Mn_{RTH} es la concentración total de Mn en la planta como sumatoria del Mn en raíces (Mn_R), tallos (Mn_T) y hojas (Mn_H) y ΣMn_f es el Mn total en el residuo minero como la sumatoria de la concentración de Mn en las fracciones de Tessier. El uso de ΣMn_f como contenido total de Mn tuvo el propósito de asegurar el cierre del balance de masas y la consistencia de los datos para el análisis estadístico (Sutherland y Tack 2002). Alternativamente, el FBC se recalculó considerando únicamente las fracciones químicas más biodisponibles como un factor de bioconcentración modificado.

$$FBC_b = Mn_{RTH} / (F1 + F2) \quad (2)$$

El factor de translocación (FT) evalúa la distribución del Mn en los tejidos de las plantas y permite clasificar su estrategia de tolerancia entre acumulación y exclusión (Pachura et al. 2016).

$$FT = Mn_{TH} / Mn_R \quad (3)$$

donde Mn_{TH} es la sumatoria del Mn en tallos (Mn_T) y hojas (Mn_H) y Mn_R es el Mn en raíces.

Para la evaluación de la capacidad fitorremediadora de las plantas se establecieron criterios basados en el FBC y el FT (Fitz y Wenzel 2002, Pachura et al. 2016, Takarina y Pin 2017). Se consideraron como especies fitoextractoras aquellas con $FBC > 1$ y FT

> 1 . Se consideraron especies fitoestabilizadoras aquellas con $FT < 1$. No se definió un valor estricto del FBC para plantas fitoestabilizadoras, ya que la inmovilización de Mn puede ser eficiente incluso con bajos valores del FBC.

Análisis de resultados

Los datos se analizaron mediante análisis de componentes principales (ACP), en XLSTAT (v. 2024.1.1) y R (v. 4.5.0). El supuesto de normalidad se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilk; debido a la ausencia de normalidad ($p < 0.05$), se eligió la matriz de correlación de Spearman (ρ) como base del ACP y para explorar las relaciones entre las variables físicas y químicas del RM (pH, CE, textura, MO) y el proceso de acumulación (FBC) y translocación de Mn en las plantas (FT).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de residuos mineros

En el RM el pH varió entre 7.48 (S4) y 7.63 (S5) como se observa en el **cuadro I**. Estos valores se consideran alcalinos de acuerdo con Sposito (2008). La alcalinidad puede estar determinada por la geología del yacimiento rica en carbonatos (Okita 1992, Sposito 2008). La CE fue baja (0.20-0.24 dS/m) en comparación con los valores típicos de sustratos salinos ($CE > 4$ dS/m), de acuerdo con Kumar y Sharma (2020). Puesto que la CE cuantifica la concentración de iones en solución, estos valores indican una presencia limitada de sales y baja disponibilidad de cationes como el Mn^{2+} (Tanji 1990, Kumar y Sharma 2020). Es probable que la baja CE sea ocasionada por el lavado y lixiviación de iones debido al predominio de la fracción arenosa, ya que esta limita la capacidad de retención de agua y facilita el drenaje

CUADRO I. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL RESIDUO MINERO EN LOS SITIOS DE MUESTREO.

Sitio	pH (H ₂ O)	CE	Fracción granulométrica			Textura	MO
			Arena	Limo	Arcilla		
		(dS/m)		(%)			(%)
Sitio 1	7.48 (± 0.05)	0.20 (± 0.03)	51.12	35.44	13.44	Franca	1.87 (± 0.11)
Sitio 2	7.53 (± 0.09)	0.22 (± 0.05)	43.12	39.44	17.44	Franca	1.90 (± 0.07)
Sitio 3	7.55 (± 0.01)	0.21 (± 0.01)	23.12	51.44	25.44	Franco-limosa	1.16 (± 0.28)
Sitio 4	7.49 (± 0.01)	0.20 (± 0.07)	19.12	53.44	27.44	Franco-limosa	1.72 (± 0.34)
Sitio 5	7.63 (± 0.08)	0.24 (± 0.02)	35.12	43.44	21.44	Franca	1.09 (± 0.10)

Desviación estándar, n = 3.

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica.

(Porta et al. 2003, Sposito 2008). En el RM, la arena es la fracción granulométrica mayoritaria seguida del limo y la arcilla. Por lo anterior, el RM se clasificó como franco y franco-limoso (USDA 2017). Esta granulometría podría estar relacionada con el corto tiempo de disposición del RM. En sistemas naturales, la transformación de partículas gruesas en fracciones finas ocurre mediante procesos de meteorización física y química dependientes del tiempo (Porta et al. 2003, Acevedo-Sandoval et al. 2022). En este sentido, un periodo corto de disposición limita la acción de estos procesos, lo que resulta en una baja reclasificación granulométrica y en la predominancia de texturas gruesas (Sposito 2008). La MO fue menor al 2 % en todos los sitios. Estos porcentajes son bajos de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT 2002) y podrían estar relacionados con la escasa vegetación en el área de estudio.

Distribución geoquímica de manganeso

El RM se caracterizó por sus altos niveles de Mn (hasta 12 929.75 mg/kg), como se observa en el **cuadro II**, con una media de 6550.12 mg/kg. La diferencia en la concentración de Mn entre sitios señala la heterogeneidad del RM. Estos valores se encuentran dentro del intervalo documentado a nivel internacional para residuos mineros de Mn (Boojar y Goodarzi 2008, Wang et al. 2008, Juárez-Santillán et al. 2010, Hao y Jiang 2015). En México no hay una norma oficial que regule el Mn en suelos, sedimentos y/o residuos mineros; por lo tanto, la comparación de los valores de este trabajo se basa en la literatura científica internacional. Kabata-Pendias y Mukherjee (2007) definen niveles de Mn de fondo en suelos en alrededor de 400-500 mg/kg. La USEPA (2007) establece umbrales para la identificación de riesgos por Mn en seres vivos entre 220 y 450 mg/kg. Por su parte, el National Environment Protection Council

(NEPC 2013) establece valores de Mn para suelos de uso residencial, recreacional y comercial entre 3800 y 60 000 mg/kg. Ninguno de los marcos se refiere al Mn en residuos mineros. Por lo anterior, los niveles de Mn en RM se consideran altos.

El análisis de Mn en las fracciones de Tessier mostró predominancia de fracciones estables (F3 y F5) frente a fracciones más móviles (F1, F2 y F4), como se observa en el **cuadro II**. La distribución de las fracciones de Mn fue similar en los sitios S2 a S5: $F3 > F5 > F2 > F4 > F1$ (**Fig. 2**). Sólo S1 presentó una distribución diferente: $F3 > F2 > F5 > F4 > F1$. El predominio de F3 y F5 es similar a lo reportado para residuos de Mn con pH alcalinos y texturas similares, pero CE y contenido de MO diferentes (Wang et al. 2008, Juárez-Santillán et al. 2010). La uniformidad

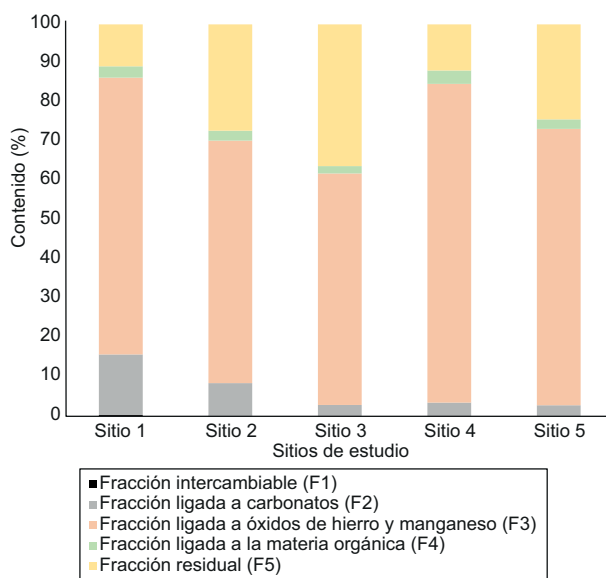


Fig. 2. Distribución de las fracciones químicas de manganeso en los sitios de estudio (%).

CUADRO II. DISTRIBUCIÓN GEOQUÍMICA DE MANGANESO EN LOS SITIOS DE MUESTREO.

Sitio	F1	F2	F3	F4	F5	ΣMn _f
Mn en mg/kg						
Sitio 1	4.85 (± 0.21)	224.14 (± 21.43)	1024.92 (± 34.00)	41.91 (± 2.73)	155.23 (± 11.60)	1451.06
Sitio 2	4.72 (± 0.68)	259.60 (± 3.91)	1930.34 (± 30.09)	79.04 (± 3.95)	846.68 (± 11.10)	3120.38
Sitio 3	2.79 (± 0.26)	282.14 (± 3.91)	5805.37 (± 31.57)	183.15 (± 6.87)	3555.51 (± 29.53)	9828.97
Sitio 4	1.49 (± 0.10)	188.71 (± 4.01)	4407.65 (± 52.67)	184.71 (± 18.70)	637.87 (± 14.35)	5420.44
Sitio 5	2.29 (± 0.20)	363.15 (± 13.07)	9116.40 (± 430.59)	313.46 (± 15.15)	3134.45 (± 34.98)	12929.75

Desviación estándar, n = 3.

F1: fracción intercambiable; F2: fracción ligada a carbonatos; F3: fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; F4: fracción ligada a la materia orgánica; F5: fracción residual; ΣMn_f: Mn total en el residuo minero.

en la distribución geoquímica de Mn, en la que las fracciones estables prevalecen sobre las más móviles, sugiere que la dinámica del metal está controlada por procesos geoquímicos que favorecen su asociación con óxidos, silicatos y/o carbonatos (Li et al. 2021, Damián-Salinas et al. 2022). Lo anterior puede explicarse por las interacciones entre los constituyentes del RM, el Mn y el medio. Acevedo-Sandoval et al. (2022) señalan que el intemperismo físico, químico y biológico es clave en la transformación mineralógica, geoquímica y textural de los materiales en superficie, al provocar cambios en los minerales primarios que conducen a la neoformación de minerales secundarios estables según las condiciones ambientales dominantes. En este sentido, es probable que el intemperismo sea el mecanismo que promueve la homogeneización de las fracciones geoquímicas de Mn en el RM.

En el esquema de Tessier, F1 es la fracción más móvil y biodisponible (Yiika et al. 2023). F1 corresponde al Mn (Mn^{2+}) débilmente adsorbido a las superficies siloxanas de la arcilla. El Mn^{2+} se liga a la arcilla (y en menor proporción a la arena y el limo), por fuerzas electrostáticas (Antoniadis et al. 2017) y puede liberarse fácilmente por intercambio con el H^+ en medios ácidos (Porta et al. 2003, Antoniadis et al. 2017). Sin embargo, en medios alcalinos el Mn^{2+} permanece ligado a estos componentes, lo que reduce su movilidad y biodisponibilidad (Tan 2009, Li et al.

2021). Estos mecanismos son consistentes con las relaciones observadas entre las variables del sistema RM-planta en el análisis estadístico (Fig. 3). Los bajos niveles de Mn en F1 sugieren que el Mn^{2+} no es la forma química más estable del metal en el RM.

F2 corresponde al Mn (sobre todo Mn^{2+}), ligado a carbonatos como la calcita, aragonita, siderita y dolomita (Ovalle et al. 2023). Sin embargo, en el RM, una proporción significativa de F2 podría estar asociada a la rodocrosita ($MnCO_3$), reconocida como una de las principales menas de Mn en el DMM (Okita 1992). La asociación entre el Mn y los carbonatos se produce mediante tres mecanismos: 1) precipitación conjunta vía sustitución isomórfica de Ca^{2+} y Fe^{3+} por Mn^{2+} , 2) adsorción superficial en carbonatos preexistentes y 3) formación de fases carbonatadas secundarias (Mills et al. 2022). La relevancia ambiental de F2 radica en su alta biodisponibilidad, atribuible a la solubilidad de los carbonatos y su sensibilidad a cambios de pH, temperatura y presión (Tessier et al. 1979, Tan 2009, Bastami et al. 2018). Si bien procesos de disolución pH-dependientes como la karstificación pueden movilizar el Mn en F2, su liberación podría estar limitada por el pH alcalino del RM (Porta et al. 2003, Damián-Salinas et al. 2022).

F3 corresponde al Mn (Mn^{3+} y Mn^{4+}) asociado a minerales arcillosos como la hematita, magnetita, ferrihidrita, birnessita, todorokita, hausmannita,

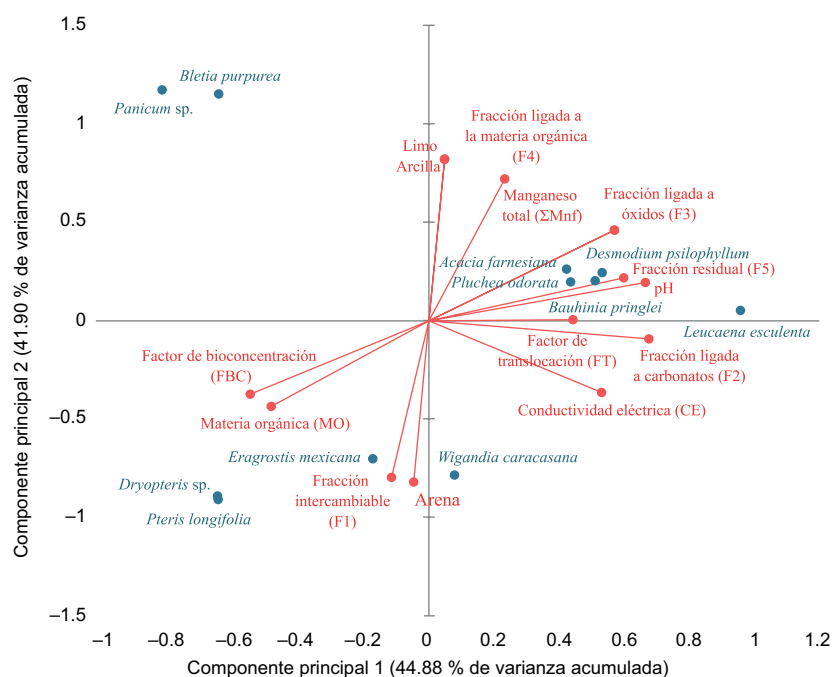


Fig. 3. Diagrama de dispersión bidimensional (biplot) del análisis de componentes principales (ACP). El modelo considera los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2).

manganita y oxihidróxidos como la goethita y lepidocrocita (Bigham et al. 2002, Acevedo-Sandoval et al. 2004). Estos óxidos de Fe y Mn son ubicuos y muy abundantes en suelos, sedimentos y residuos mineros (Acevedo-Sandoval et al. 2004, Damián-Salinas et al. 2022), donde conforman coloides de alta superficie específica que contienen Mn estructural y/o pueden inmovilizarlo por recubrimiento (Bigham et al. 2002, Damián-Salinas et al. 2022). Los óxidos de Fe y Mn se caracterizan por su baja solubilidad y alta estabilidad a pesar de cambios drásticos en el pH (Li et al. 2021, Damián-Salinas et al. 2022). A pesar de ello, la estabilidad de los óxidos puede verse comprometida por la disolución reductiva mediada por bacterias que afectan al Fe y al Mn estructurales (Madigan et al. 2004, Spiro et al. 2010). Los altos niveles de Mn ligado a óxidos sugieren que en el RM se desarrollan procesos geoquímicos que favorecen esta asociación. Esta hipótesis es consistente con el pH alcalino del sistema, en el que, en condiciones oxidantes de sistemas superficiales, los diagramas de estabilidad Eh-pH (Pourbaix) predicen la formación de óxidos e hidróxidos de Mn (Juárez-Santillán et al. 2010). Una hipótesis alternativa consiste en que la predominancia de F3 sobre el resto de las fracciones refleja la herencia mineralógica del yacimiento fuente, caracterizado por la abundancia de óxidos (Okita 1992, Álvarez 2017). No obstante, esto requeriría condiciones específicas relacionadas con la estabilidad geoquímica de esos minerales, como pH alcalinos, presencia/ausencia de organismos reductores y ausencia de procesos de disolución que inhiban y/o minimicen su alteración postdeposicional (Acevedo et al. 2004, Madigan et al. 2004, Li et al. 2021, Damián-Salinas et al. 2022).

F4 corresponde a la asociación entre el Mn y la MO. Esta posee una variedad de grupos funcionales como el hidroxilo (-OH) y el carboxilo (-COOH), con múltiples sitios de coordinación que permiten la formación de quelatos y complejos organometálicos con el Mn (Kwiatkowska-Malina 2018, Li et al. 2021). En medios alcalinos, la formación de estas asociaciones es mayor que en medios ácidos por la baja competencia entre el H^+ y el Mn por los sitios de coordinación (Antoniadis et al. 2017). F4 es estable por los enlaces covalentes típicos de la asociación MO-Mn y su elevado peso molecular, que dificultan la mineralización (Kwiatkowska-Malina 2018, Li et al. 2021). Sin embargo, F4 puede ser oxidada por la actividad de hongos y bacterias altamente especializadas (Li et al. 2021). Aunque el pH alcalino favorece la asociación MO-Mn, F4 fue minoritaria en el RM. Esta discrepancia podría explicarse por el

bajo contenido de MO que limita la disponibilidad de sitios de coordinación que ligan Mn.

F5 es el Mn incorporado estructuralmente a los minerales primarios, principalmente silicatos (Tessier et al. 1979, Gitari et al. 2018), los cuales exhiben una elevada resistencia a la meteorización por su fuerza de enlace y su estructura cristalina compacta (Berner y Berner 1997). Por lo anterior, estos minerales sólo liberan Mn en condiciones ambientales extremas (Opara et al. 2022). Los altos niveles de F5 indican que una proporción significativa del Mn en el RM es prácticamente inmóvil y de muy baja biodisponibilidad. Por otra parte, el hecho de que F5 sea la segunda fracción más abundante apoya la hipótesis de que la distribución del Mn en el RM, donde priman fracciones estables, es producto de la herencia mineralógica del yacimiento fuente y de que las características ambientales limitan la redistribución del Mn en el resto de fracciones.

Acumulación de manganeso en plantas

Las 11 especies de plantas identificadas pertenecen a siete familias distintas (**Cuadro III**). Aproximadamente dos años después de la disposición del RM, las plantas fueron mayoritariamente herbáceas. Debido a la heterogeneidad del RM, la vegetación no fue uniforme, y en cada sitio se encontraron especies distintas (**Cuadro III**). Respecto a la concentración de Mn, se observó un claro contraste en los patrones de acumulación de Mn, diferenciándose entre: 1) especies con acumulación normal ($Mn < 500$ mg/kg): *Dryopteris* sp., *E. mexicana*, *Wigandia caracasana*, *D. psilophyllum* y *B. purpurea*; y 2) especies con acumulación elevada ($Mn > 500$ mg/kg): *P. longifolia*, *B. pringlei*, *A. farnesiana*, *P. odorata*, *Panicum* sp. y *L. esculenta* (**Cuadro III**).

En las plantas, el Mn, es un micronutriente esencial (Clarkson 1988, Millaleo et al. 2010). Concentraciones < 10 - 20 mg/kg se consideran deficientes y están relacionadas con clorosis y reducción del crecimiento (Marschner 2012). Por su parte, concentraciones > 200 - 500 mg/kg pueden inducir toxicidad por estrés oxidativo y causar necrosis (Dučić y Polle 2005, Boojar y Goodarzi 2008). A pesar de las altas concentraciones de Mn, ninguna planta mostró síntomas de toxicidad, incluso cuando las concentraciones en algunas de ellas (*P. longifolia*, *B. pringlei*, *A. farnesiana*, *P. odorata*, *Panicum* sp. y *L. esculenta*) fueron entre 2 y 5 veces mayores a las fitotóxicas. Esto sugiere que dichas plantas poseen mecanismos de tolerancia, como la compartimentalización vacuolar, la síntesis de compuestos quelantes (ácidos orgánicos y fitoquelatinas) y sistemas antioxidantes, que limitan la toxicidad del

CUADRO III. ACUMULACIÓN DE MANGANESO EN PLANTAS PIONERAS.

Especie	Familia	Hábito	Sitio	Mn en mg/kg				FBC	FT
				Mn R	Mn T	Mn H	Mn RTH		
<i>Dryopteris</i> sp.	Dryopteridaceae	H	Sitio 1	159.66 (± 1.22)	65.22 (± 1.56)	105.28 (± 2.98)	330.17	0.23	1.07
<i>Pteris longifolia</i>	Pteridaceae	H	Sitio 1	165.46 (± 9.57)	283.21 (± 6.40)	106.13 (± 8.33)	554.81	0.38	2.35
<i>Eragrostis mexicana</i>	Poaceae	H	Sitio 2	116.55 (± 3.76)	36.84 (± 0.68)	150.29 (± 5.27)	303.68	0.12	0.86
<i>Wigandia caracasana</i>	Boraginaceae	A	Sitio 2	14.09 (± 1.51)	31.60 (± 1.14)	308.02 (± 11.23)	353.71	0.11	21.40
<i>Bauhinia pringlei</i>	Fabaceae	A	Sitio 3	61.97 (± 2.30)	70.46 (± 1.45)	593.03 (± 1.19)	725.46	0.07	10.70
<i>Acacia farnesiana</i>	Fabaceae	Ar	Sitio 3	123.03 (± 2.28)	82.51 (± 2.72)	305.05 (± 13.06)	510.59	0.05	3.15
<i>Desmodium psilophyllum</i>	Fabaceae	H	Sitio 3	68.54 (± 2.96)	77.43 (± 5.82)	226.73 (± 3.11)	367.22	0.03	4.63
<i>Pluchea odorata</i>	Asteraceae	A	Sitio 3	175.01 (± 3.81)	162.05 (± 6.49)	776.80 (± 29.33)	1106.49	0.11	5.37
<i>Bletia purpurea</i>	Orchidaceae	H	Sitio 4	99.90 (± 5.02)	17.91 (± 1.61)	321.06 (± 12.52)	372.70	0.08	3.23
<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	H	Sitio 4	353.10 (± 16.40)	54.67 (± 6.97)	249.80 (± 13.70)	657.57	0.12	0.86
<i>Leucaena esculenta</i>	Fabaceae	Ar	Sitio 5	105.11 (± 1.84)	122.04 (± 2.08)	299.63 (± 27.65)	526.78	0.04	4.01

Desviación estándar, n = 3.

H: herbáceo; A: arbustivo; Ar: arbóreo; Mn R: Mn en raíces; Mn T: Mn en tallos; Mn H: Mn en hojas; Mn RTH: concentración total de Mn en la planta; FBC: factor de bioconcentración; FT: factor de translocación.

Mn y les permiten prosperar en el RM (Pilon-Smits 2005, Pittman 2005).

Factor de bioconcentración y factor de translocación

Respecto a la acumulación en tejidos, las mayores concentraciones de Mn se encontraron en las hojas con una media de 320.77 mg/kg, seguidas de las raíces (131.07 mg/kg) y los tallos (88.18 mg/kg). *P. odorata* y *B. pringlei* destacaron por sus altas concentraciones de Mn en hojas. Por su parte, *Panicum* sp. y *P. odorata* presentaron los niveles más altos en raíces (**Cuadro III**). Los resultados del análisis de Mn muestran que el metal se distribuye de manera desigual en los tejidos siguiendo este orden: hojas > raíces > tallos. Esto es similar a lo reportado por Wang et al. (2008) y Juárez-Santillán et al. (2010) en plantas pioneras colonizadoras de suelos y sedimentos con altos niveles de Mn. Este patrón de distribución de Mn sugiere que la mayoría de las especies identificadas en este trabajo emplean mecanismos de tolerancia basados en la acumulación foliar. Lo anterior coincide con el rol esencial del Mn en la fotólisis del agua (Millaleo et al. 2010) y la compartimentalización/detoxificación vacuolar del metal en las hojas (Pilon-Smits 2005). Respecto a las altas concentraciones de Mn en las raíces de especies como *Panicum* sp., estas podrían estar relacionadas con la precipitación del Mn como Mn-oxalatos en la rizodermis (Millaleo et al. 2010). Por su parte, las bajas concentraciones de Mn en los tallos de todas las especies sugieren una redistribución floemática limitada y escasos depósitos apoplásticos en los tejidos vasculares, donde los tallos actúan principalmente como vías de conducción y no como tejidos de almacenamiento activo (Pilon-Smits 2005, Lira 2007).

Respecto a los indicadores de bioacumulación, el FBC varió entre 0.03 y 0.38. *Dryopteris* sp. (0.38) y *P. longifolia* (0.23) presentaron el FBC más alto, mientras que *L. esculenta* (0.04) y *D. psilophyllum* (0.03) presentaron el FBC más bajo (**Cuadro III**). Estos valores son consistentes con las altas concentraciones de Mn en el RM (hasta 12929.75 mg/kg), ya que el FBC refleja la relación desigual entre la concentración de Mn en las plantas y la elevada concentración de Mn en el RM. Los valores de FBC son similares a los reportados para plantas pioneras en residuos mineros con altas concentraciones de Mn y baja biodisponibilidad, donde la mayoría de las especies presentan un FBC < 1 (Wang et al. 2008, Juárez-Santillán et al. 2010). Estos valores contrastan con los reportados para especies con capacidad excepcional de acumulación de Mn, como *Typha domingensis* (FBC =

11.7) en sustratos con alta biodisponibilidad del metal (Ferreira et al. 2022). Esto refuerza la interpretación de que la baja biodisponibilidad del Mn en el RM es uno de los factores que limitan su acumulación en las plantas pioneras (Millaleo et al. 2010, Violante et al. 2010). En este sentido, los valores del FBC fueron mayores cuando se consideró exclusivamente al Mn biodisponible (FBC_b), como se aprecia en el **cuadro IV**. De acuerdo con el FBC, se observaron dos grupos de plantas claramente diferenciados: 1) especies con FBC alto ($FBC > 0.1$): *Dryopteris* sp., *P. longifolia*, *E. mexicana*, *W. caracasana*, *P. odorata* y *Panicum* sp., y 2) especies con FBC mínimo ($FBC < 0.1$): *B. pringlei*, *A. farnesiana*, *D. psilophyllum*, *B. purpurea* y *L. esculenta*. La diferencia en el FBC entre especies indica diferencias en la capacidad de absorción y acumulación del Mn. El mayor FBC de las plantas del grupo 1 sugiere que estas poseen mecanismos fisiológicos de absorción y acumulación más eficientes que las del grupo 2, como una mayor exudación de ligandos orgánicos en la rizósfera, una mayor densidad de transportadores de membrana específicos y/o una mayor capacidad para tolerar y acumular Mn (Pilon-Smits 2005, Lira 2007, Millaleo et al. 2010). De acuerdo con los criterios de evaluación de la capacidad fitorremediadora, los bajos valores de FBC en las 11 especies identificadas descartan su uso para la fitoextracción de Mn en el RM. No obstante, las plantas del grupo 1 ($FBC > 0.1$) podrían ser candidatas a ensayos de fitoextracción/fitoestabilización en sitios con mayor Mn biodisponible, debido a su capacidad para acumular cantidades relativamente altas de Mn en un sustrato con baja biodisponibilidad del metal.

Respecto a la movilización de Mn hacia tejidos aéreos, el FT varió entre 0.86 y 21.40. *W. caracasana* (21.40) y *B. pringlei* (10.70) presentaron el FT más alto, mientras que *E. mexicana* (0.86) y *Panicum* sp. (0.86) presentaron el FT más bajo. Los valores de FT (0.86-21.40) son similares a los reportados para especies pioneras de suelos, sedimentos y otros sustratos con altos niveles de Mn, donde predominan estrategias de acumulación foliar con $FT \geq 1$ (Juárez-Santillán et al. 2010, Yang et al. 2014, Liu et al. 2020). Por su parte, los elevados FT de *W. caracasana* y *B. pringlei* son similares a los reportados para especies pioneras de suelos y sedimentos con altos niveles de Mn como *Asclepias curassavica* (17.27) y *P. symphytifolia* (36.08), de acuerdo con Juárez-Santillán et al. (2010). De las 11 especies identificadas, nueve presentaron un $FT > 1$ (**Cuadro III**). Este patrón indica una predominancia de estrategias de acumulación foliar sobre las de acumulación radicular (Millaleo et al. 2010, Pachura et al. 2016). Los estudios de Pachura et al. (2016), Takarina y Pin (2017) y Zine et al. (2020) destacan que las plantas exclusoras ($FT < 1$) como *E. mexicana* y *Panicum* sp. son idóneas para su uso en fitoestabilización por su capacidad para inmovilizar contaminantes como el Mn en la raíz, lo que reduce su transferencia a tejidos aéreos y limita su reincorporación en el sustrato por acumulación de hojarasca.

La aplicación de la fitorremediación en el RM, donde el Mn se encuentra predominantemente en fracciones estables, plantea escenarios que condicionan la viabilidad, eficacia y seguridad de esta tecnología. La estabilidad geoquímica del Mn impone una

CUADRO IV. ACUMULACIÓN DE MANGANESO EN PLANTAS PIONERAS Y FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN MODIFICADO.

Especie	Familia	Hábito	Sitio	Mn RTH	FBC_b
				Mn en mg/kg	
<i>Dryopteris</i> sp.	Dryopteridaceae	H	Sitio 1	330.17	5.30
<i>Pteris longifolia</i>	Pteridaceae	H	Sitio 1	554.81	5.10
<i>Eragostris mexicana</i>	Poaceae	H	Sitio 2	303.68	5.25
<i>Wigandia caracasana</i>	Boraginaceae	A	Sitio 2	353.71	5.10
<i>Bauhinia pringlei</i>	Fabaceae	A	Sitio 3	725.46	3.00
<i>Acacia farnesiana</i>	Fabaceae	Ar	Sitio 3	510.59	3.10
<i>Desmodium psilophyllum</i>	Fabaceae	H	Sitio 3	367.22	3.21
<i>Pluchea odorata</i>	Asteraceae	A	Sitio 3	1106.49	2.93
<i>Bletia purpurea</i>	Orchidaceae	H	Sitio 4	372.70	1.76
<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	H	Sitio 4	657.57	1.69
<i>Leucaena esculenta</i>	Fabaceae	Ar	Sitio 5	526.78	2.67

H: herbáceo; A: arbustivo; Ar: arbóreo; RTH: concentración total de Mn en la planta; FBC_b : factor de bioconcentración modificado.

condición inicial de baja biodisponibilidad, en la que el éxito de cualquier tecnología de fitorremediación depende de superar o aprovechar esta limitación (Violante et al. 2010). En este contexto, la fitoextracción enfrenta una barrera fundamental, ya que la absorción y acumulación foliar masiva de Mn, que es necesaria en este enfoque, requieren de la modificación de las condiciones físicas y químicas del RM para aumentar la biodisponibilidad del Mn (Violante et al. 2010). Sin embargo, la alteración de la distribución geoquímica del Mn, en la que predominan fracciones químicas estables y poco biodisponibles, podría aumentar el riesgo de lixiviación hacia aguas subterráneas y de exposición para los seres vivos, lo que generaría una situación de mayor riesgo ambiental (Luo et al. 2019).

En contraste, la predominancia de fracciones químicas estables supone un escenario teóricamente idóneo para la fitoestabilización (Fitz y Wenzel 2002, Pilon-Smits 2005, Pachura et al. 2016), en el que las especies exclusoras *E. mexicana* y *Panicum* sp. podrían complementarse para actuar como una barrera que promueva la estabilización del Mn, sin necesidad de alterar su distribución geoquímica. De esta forma, se considera que la selección de especies para la fitorremediación de Mn en el RM debe priorizar la mitigación del riesgo de descarga sin alterar la estabilidad química del metal. Por otro lado, si se considera la fitoextracción, debe evaluarse el riesgo de movilización y limitarse a ensayos puntuales con monitoreo intensivo. Sólo especies con una capacidad excepcional para absorber y acumular Mn podrían considerarse en dichos ensayos, los cuales serían más viables en sitios con predominio de fracciones más biodisponibles (Wang et al. 2008, Juárez-Santillán et al. 2010, Violante et al. 2010). En este contexto, también podría considerarse el uso de especies con gran biomasa aérea y baja palatabilidad para limitar el ingreso de Mn a las cadenas tróficas (Kafle et al. 2022).

Análisis de componentes principales

De acuerdo con las métricas de validación, la medida de adecuación muestral ($KMO = 0.656$) superó el umbral de aceptabilidad ($KMO > 0.60$) sugerido por Eydurán et al. (2010) y Egena et al. (2014), lo que confirma la existencia de relaciones subyacentes significativas que justifican la reducción de dimensionalidad. Dada la naturaleza no normal de los datos ($p < 0.05$) y el tamaño muestral ($n = 11$), se eligió la matriz de correlación de Spearman como base del ACP, atendiendo a las recomendaciones de Hauke y Kossowski (2011) y Bishara y Hittner (2012). Los criterios de selección para la retención de componentes principales (CP) incluyeron el análisis

de varianza acumulada ($CP1 + CP2 = 86.76\%$) y el criterio de Kaiser (autovalores > 1) en concordancia con Kaiser (1960). El modelo resultante presentó una dimensionalidad de dos componentes (**Cuadro V**). La magnitud de las cargas factoriales (> 0.63) se consideró muy buena (excepto el FT) de acuerdo con la escala categórica de bondad de Comrey y Lee (1992). La comunalidad (h^2) fue alta en la mayoría de las variables, lo que indica una representación adecuada en el modelo (**Cuadro V**). De acuerdo con el ACP, el CP1 explicó el 59.68 % de la varianza total y el CP2 el 27.10 %. El CP1 representa un factor de inmovilización/retención de Mn, caracterizado por cargas factoriales positivas en las fracciones menos móviles y biodisponibles: F3 (0.977), F4 (0.825) y F5 (0.814) como se observa en el **cuadro V**. Las cargas positivas del limo y arcilla (0.709) confirman la naturaleza retentiva del CP1, ya que estas fracciones granulométricas, por su alta superficie específica, favorecen la adsorción de Mn y limitan su movilidad (Sposito 2008). El FBC (-0.887) y F1 (-0.761) presentaron cargas factoriales negativas en el CP1, lo que indica que la capacidad de las plantas para acumular Mn se ve drásticamente reducida por el predominio de fracciones químicamente estables (F3 y F5). La carga factorial negativa del porcentaje de arena (-0.709) coincide con la naturaleza retentiva del CP1, ya que el predominio de arena disminuye la capacidad de retención de Mn. Estos hallazgos son relevantes, pues señalan que en el RM existe un riesgo bajo de movilización de Mn. Estas relaciones se visualizan en el diagrama del ACP (**Fig. 3**). El CP2 integra dos propiedades interrelacionadas del RM: la salinidad, representada por la CE (0.838), y la disponibilidad de Mn asociada a F2 (0.743), lo que sugiere que la salinidad (CE) está vinculada a la fracción ligada a carbonatos (F2) en concordancia con Kumar y Sharma (2020). Esta hipótesis está respaldada por la carga factorial positiva del pH (0.479) en el mismo componente. La asociación del CP2 con texturas gruesas (0.674) indica que los sitios con mayor CE presentan mayor proporción de partículas gruesas. Esto sugiere que los carbonatos existen como granos minerales primarios en la fracción arenosa y/o agregados secundarios en poros de partículas gruesas, en concordancia con lo reportado por Álvarez (2017). La carga positiva del FT (0.428) indica que, en condiciones de mayor salinidad (CE) y predominio de F2, se favorece la translocación de Mn en las plantas. Estos resultados muestran que F2 constituye la principal fuente de Mn biodisponible para las plantas, probablemente por su mayor solubilidad frente a óxidos y fracciones residuales (Tessier et al. 1979, Opara et al. 2022).

CUADRO V. CARGAS FACTORIALES Y COMUNALIDAD DE LAS VARIABLES.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	*h ²
pH	0.87	0.48	-0.07	0.07	0.09	0.99
CE	0.28	0.84	-0.10	0.45	0.08	0.78
MO	-0.87	-0.09	0.22	0.40	0.17	0.77
Arena	-0.71	0.67	-0.16	-0.03	-0.13	0.95
Limo	0.71	-0.67	0.16	0.03	0.13	0.95
Arcilla	0.71	-0.66	0.16	0.03	0.13	0.94
F1	-0.76	0.56	0.13	-0.20	0.13	0.89
F2	0.65	0.74	-0.10	-0.11	0.05	0.97
F3	0.98	0.15	-0.12	-0.07	-0.02	0.98
F4	0.83	-0.41	-0.25	0.21	-0.22	0.86
F5	0.81	0.39	0.22	-0.09	0.35	0.81
ΣMn _f	0.98	0.15	-0.12	-0.07	-0.02	0.98
FBC	-0.89	-0.21	-0.06	-0.04	0.06	0.84
FT	0.48	0.43	0.68	0.03	-0.34	0.42

*Comunalidad de las variables en el modelo seleccionado (componente principal 1 y componente principal 2).

CP: componente principal; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; F1: fracción intercambiable; F2: fracción ligada a carbonatos; F3: fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; F4: fracción ligada a la materia orgánica; F5: fracción residual; ΣMn_f: Mn total en el residuo minero; FBC: factor de bioconcentración; FT: factor de translocación.

Los resultados del análisis de correlaciones revelan patrones significativos ($p < 0.05$) en la distribución geoquímica y biodisponibilidad del Mn (**Cuadro VI**). La correlación negativa entre el pH y la MO (-0.77) confirma el efecto acidificante de la MO (Porta et al. 2003, Li et al. 2021). Las correlaciones positivas entre el pH y F2 (0.92), F3 (0.92) y F5 (0.90) concuerdan

con trabajos que vinculan la alcalinidad con la estabilización del Mn en forma de óxidos (F3) y carbonatos (F2), como los de Damián-Salinas et al. (2022) y Li et al. (2021). La correlación positiva entre la arena y F1 (0.90) indica que la fracción arenosa contribuye a la adsorción de Mn. Estos hallazgos coinciden con estudios previos que reportan mayor movilidad de metales

CUADRO VI. MATRIZ DE CORRELACIONES DE SPEARMAN.

	pH	CE	MO	Arena	Limo	Arcilla	F1	F2	F3	F4	F5	ΣMn _f	FBC	FT
pH	1													
CE	0.69	1												
MO	-0.77	-0.15	1											
Arena	-0.30	0.36	0.49	1										
Limo	0.30	-0.36	-0.49	-1.00	1									
Arcilla	0.30	-0.36	-0.49	-1.00	1.00	1								
F1	-0.39	0.19	0.49	0.90	-0.90	-0.90	1							
F2	0.92	0.77	-0.69	0.05	-0.05	-0.05	-0.04	1						
F3	0.92	0.38	-0.92	-0.57	0.57	0.57	-0.66	0.77	1					
F4	0.54	-0.01	-0.69	-0.80	0.80	0.80	-0.97	0.23	0.77	1				
F5	0.90	0.52	-0.67	-0.39	0.39	0.39	-0.30	0.83	0.83	0.36	1			
ΣMn _f	-0.92	0.38	-0.92	-0.57	0.57	0.57	-0.66	0.77	1.00	0.77	0.82	1		
FBC	-0.84	-0.41	0.76	-0.46	-0.49	-0.49	0.56	-0.70	-0.87	-0.64	-0.78	-0.87	1	
FT	0.55	0.41	-0.35	-0.11	0.11	0.11	-0.08	0.54	0.46	0.14	0.59	0.46	-0.55	1

Los valores en negritas son estadísticamente significativos y tienen un nivel de significación $\alpha < 0.05$.

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; F1: fracción intercambiable; F2: fracción ligada a carbonatos; F3: fracción ligada a óxidos de Fe y Mn; F4: fracción ligada a la materia orgánica; F5: fracción residual; ΣMn_f: Mn total en el residuo minero; FBC: factor de bioconcentración; FT: factor de translocación.

en matrices arenosas (Prokop et al. 2003). La correlación negativa entre la MO y F4 (-0.69) sugiere que la MO es principalmente lábil, con capacidad limitada para formar asociaciones con Mn, de manera similar a lo que mencionan Li et al. (2021). El FBC mostró correlaciones positivas con la MO (0.76) y negativas con las fracciones estables de Mn: F3 (-0.87) y F5 (-0.78). Esto sugiere que, aunque la MO se encuentre en baja proporción ($< 2\%$), desempeña un rol clave en la bioconcentración de Mn, posiblemente por la acidificación de la rizosfera que promueve la desorción y solubilización del metal (Porta et al. 2003, Damián-Salinas et al. 2022) y mecanismos complementarios, como indica la correlación moderada entre el FBC y F1 (0.55). En conjunto, las correlaciones entre las propiedades físicas y químicas del RM y las fracciones de Tessier confirman que la distribución geoquímica del Mn está controlada por el pH, el contenido de MO y la textura del sustrato, los cuales determinan de forma interdependiente su movilidad y biodisponibilidad en el sistema.

El ACP revela tres grupos de plantas con distribuciones diferenciales a lo largo de los gradientes del CP1 y el CP2. Este patrón de agrupamiento refleja diferentes estrategias ecofisiológicas para la tolerancia, el aprovechamiento y la acumulación del Mn. El grupo 1, conformado por *W. caracasana*, *E. mexicana*, *P. longifolia* y *Dryopteris* sp., muestra una clara asociación con sitios con mayor porcentaje de arena y Mn intercambiable. El grupo 2, representado por *B. pringlei*, *D. psilophyllum*, *A. farnesiana* y *P. odorata*, se caracteriza por su cercanía al vector de la CE, lo que indica que estas especies presentan adaptaciones combinadas más eficientes frente al estrés salino. El grupo tres, conformado por *B. purpurea* y *Panicum* sp., muestra una relación estrecha con mayores porcentajes de MO y un FBC más alto, lo que sugiere un mecanismo de movilización de Mn favorecido por la MO y adaptaciones fisiológicas que maximizan su absorción. La distribución diferencial de las plantas en el área de estudio sugiere una presión selectiva multifactorial, generada por diferencias en la disponibilidad de Mn y en su fraccionamiento geoquímico, así como por las condiciones de pH, salinidad (CE), textura y abundancia de MO. Los patrones de agrupamiento podrían ayudar en el desarrollo de estrategias de fitorremediación complementarias, en las que las especies de los grupos 1 y 2 se emplearían para estabilizar Mn en sitios con altos porcentajes de arena y en sitios con mayor CE/salinidad, respectivamente.

Los resultados del ACP subrayan la importancia de las interacciones entre los constituyentes del RM para evaluar la dinámica del Mn, y pueden emplearse

en el diseño de estrategias de gestión y recuperación del RM. Por ejemplo, la adición de materiales que promuevan la formación de óxidos y la complejación del Mn, así como la selección de especies con capacidad fitorremediadora acordes con la distribución geoquímica del Mn (p. ej., *E. mexicana* y *Panicum* sp.).

CONCLUSIONES

El RM fue alcalino, de textura franca y franco-limosa, con baja conductividad eléctrica y bajos contenidos de MO. Estas características condicionan la distribución geoquímica del Mn, favoreciendo su asociación con fracciones estables (F3 y F5), lo que limita su movilidad y biodisponibilidad. La acumulación de Mn en las plantas está condicionada por la distribución geoquímica del Mn y su baja biodisponibilidad. Ninguna de las 11 especies de plantas identificadas es apta para su uso en la fitoextracción de Mn en el RM. Las especies *Wigandia caracasana*, *Bauhinia pringlei*, *Pluchea odorata*, *Desmodium psilophyllum*, *Leucaena esculenta*, *Bletia purpurea*, *Acacia farnesiana*, *Pteris longifolia* y *Dryopteris* sp. son candidatas para ensayos de fitoextracción y fitoestabilización de Mn en sitios con predominio de fracciones geoquímicas biodisponibles (F1 y F2). Las especies *Eragrostis mexicana* y *Panicum* sp. son aptas para la fitoestabilización de Mn en el RM. Los análisis de extracción secuencial constituyen una base racional para seleccionar estrategias de fitorremediación acordes con la distribución geoquímica de EPT. La sinergia entre el diagnóstico geoquímico y la aplicación de fitotecnologías específicas podría generar una alternativa de gestión sostenible para sitios de disposición de RM, en la que las tecnologías de fitorremediación se adapten a la distribución geoquímica de los contaminantes en cada escenario.

LIMITACIONES Y PERSPECTIVAS

Si bien los resultados ofrecen una caracterización geoquímica robusta del sistema RM-planta, es importante reconocer algunas limitaciones inherentes al diseño de este estudio de caso. Primero, la temporalidad del muestreo correspondió al periodo de estiaje, caracterizado por un marcado estrés hídrico que pudo limitar naturalmente la diversidad y densidad de las especies vegetales. Segundo, aunque la extracción secuencial de Tessier permitió cuantificar la fracción intercambiable (F1) y la ligada a carbonatos

(F2) como fracciones biodisponibles, este trabajo no contempló la determinación de la fracción soluble en agua. Puesto que dicha fracción también constituye una fuente de Mn biodisponible, su inclusión en investigaciones posteriores permitiría refinar la interpretación de los mecanismos de transporte de Mn en la rizosfera, lo que podría complementar la información aportada por el análisis de F1 y F2. Tercero, es importante reconocer una limitación inherente a los métodos de extracción secuencial, cuya selectividad es operacional y no absoluta. Como señalan Gleyzes et al. (2002) y Bacon y Davidson (2008), durante el proceso de extracción los metales pueden redistribuirse entre fracciones, principalmente por readsorción de especies químicas disueltas en fases sólidas adyacentes y por disolución parcial de fracciones no objetivo. Estos fenómenos pueden subestimar las fracciones más móviles y sobreestimar las más estables. En este estudio, dicha limitación fue parcialmente mitigada mediante la modificación del protocolo de Tessier para F5, empleando el método EPA 3052 (USEPA 1996) para asegurar la digestión completa de las fases minerales y reducir el traslape entre fracciones (Gleyzes et al. 2002, Bacon y Davidson 2008).

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) de México por la beca otorgada.

REFERENCIAS

- Acevedo-Sandoval O., Ortiz-Hernández E., Cruz-Sánchez M. y Cruz-Chávez E. (2004). El papel de óxidos de hierro en suelos. *Terra Latinoamericana* 22 (1), 485-497.
- Acevedo-Sandoval O.A., Prieto-García F., Prieto-Méndez J., Marmolejo-Santillán Y. y Romo-Gómez C. (2022). Chemical weathering in hardened volcanic horizons (tepetates) of the State of Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 39 (2), 116-127. <https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2022.2.1644>
- Álvarez B.P. (2017). Génesis y contrastes mineralógicos del cuerpo manganesífero de Naopa en el Distrito Minero de Molango, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 118 pp.
- Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S.M., Ok Y.S., Sebastian A., Baum C. y Rinklebe J. (2017). Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation-A review. *Earth-Science Reviews* 171 (1), 621-645. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005>
- ASTM (2007). D422-63(2007): Standard test method for particle-size analysis of soils. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, EUA, 8 pp.
- Bacon J.R. y Davidson C.M. (2008). Is there a future for sequential chemical extraction? *Analyst* 133 (1), 25-46. <https://doi.org/10.1039/B711896A>
- Bastami K.D., Neyestani M.R., Molamohyedin N., Shafeian E., Haghparast S., Shirzadi I.A. y Baniamam M. (2018). Bioavailability, mobility, and origination of metals in sediments from Anzali Wetland, Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 136 (1), 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.059>
- Berner R.A. y Berner E.K. (1997). Silicate weathering and climate. En: *Tectonic uplift and climate change* (Rudiman W.F., Ed.). Springer, Boston, EUA, pp. 353-365. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5935-1_15
- Bigham J.M., Fitzpatrick R.W. y Thomas M. (2002). Iron oxides. En: *Soil mineralogy with environmental applications* (Dixon J.B. y Schulze D.G., Eds.). Soil Science Society of America, Wisconsin, EUA, 323-366. <https://doi.org/10.2136/sssabookser7.c10>
- Bishara A.J. y Hittner J.B. (2012). Testing the significance of a correlation with nonnormal data: Comparison of Pearson, Spearman, transformation, and resampling approaches. *Psychological Methods* 17 (3), 399-417. <https://doi.org/10.1037/a0028087>
- Boojar M.M.A. y Goodarzi F. (2008). Comparative evaluation of oxidative stress status and manganese availability in plants growing on manganese mine. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71 (3), 692-699. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.10.011>
- Catalán-Vázquez M., Schilmann A. y Riojas-Rodríguez H. (2010). Perceived health risks of manganese in the Molango Mining District, Mexico. *Risk Analysis* 30 (4), 619-634. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01377.x>
- Clarkson D.T. (1988). Manganese in soils and plants—An overview. En: *Manganese in soil and plants* (Graham R.D., Hannam R.J. y Uren N.C., Eds.). Springer, Dordrecht, Países Bajos, 329-333. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2817-6_22
- Comrey A.L. y Lee H.B. (1992). A first course in factor analysis. 2a ed. Psychology Press, Nueva York, EUA, 432 pp.
- Damián-Salinas D., Rivera-Rodríguez D.A., Lizárraga-Mendiola L. y Vázquez-Rodríguez G.A. (2022). Andanzas de un elemento mágico: El ciclo biogeoquímico del manganeso. En: *CIERMMI women in science. TXVI: Biology, chemistry and life sciences* (Marroquín A., Olivares J., Dector A. y Cruz L., Eds.).

- ECORFAN, Querétaro, México, 39-58. <https://doi.org/10.35429/H.2021.14.39.58>
- Dučić T. y Polle A. (2005). Transport and detoxification of manganese and copper in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17 (1), 103-112. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100009>
- Egena S.S.A., Ijaiya A.T., Ogah D.M. y Aya V.E. (2014). Principal component analysis of body measurements in a population of indigenous Nigerian chickens raised under extensive management system. *Slovak Journal of Animal Science* 47 (2), 77-82.
- Eyduran E., Topal M. y Sonmez A.Y. (2010). Use of factor scores in multiple regression analysis for estimation of body weight by several body measurements in brown trouts (*Salmo trutta fario*). *International Journal of Agriculture and Biology* 12 (4), 611-615.
- Ferreira A., Queiroz H., Barcellos D., Otero X.L., Nóbrega G., Bernardino A. y Ferreira T. (2022). Screening for natural manganese scavengers: Divergent phytoremediation potentials of wetland plants. *Journal of Cleaner Production* 365 (1), 132811. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132811>
- Fernández S., Poschenrieder C., Marcenò C., Gallego J.R., Jiménez-Gómez D., Bueno A. y Afif E. (2017). Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *Journal of Geochemical Exploration* 174 (1), 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015>
- Fitz W.J. y Wenzel W.W. (2002). Arsenic transformation in the soil rhizosphere plant system: Fundamentals and potential application of phytoremediation. *Journal of Biotechnology* 99 (3), 259-278. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00218-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00218-3)
- Gitari M.W., Akinyemi S.A., Ramugondo L., Matidza M. y Mhlongo S.E. (2018). Geochemical fractionation of metals and metalloids in tailings and appraisal of environmental pollution in the abandoned Musina Copper Mine, South Africa. *Environmental Geochemistry and Health* 40 (1), 2421-2439. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0109-9>
- Gleyzes C., Tellier S. y Astruc M. (2002). Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: A review of sequential extraction procedures. *Trends in Analytical Chemistry* 21 (6-7), 451-467. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(02\)00603-9](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(02)00603-9)
- Gómez D. (2004). Recuperación de espacios degradados. 6a ed. Mundi-Prensa, Madrid, España, 287 pp.
- Hao Q. y Jiang C. (2015). Heavy metal concentrations in soils and plants in Rongxi Manganese Mine of Chongqing, southwest of China. *Acta Ecologica Sinica* 35 (1), 46-51. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2015.01.002>
- Hauke J. y Kossowski T. (2011). Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficients on the same sets of data. *Quaestiones Geographicae* 30 (2), 87-93. <https://doi.org/10.2478/v10117-011-0021-1>
- Hudson-Edwards K.A., Jamieson H.E. y Lottermoser B.G. (2011). Mine wastes: Past, present, future. *Elements* 7 (6), 375-380. <https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.375>
- Juárez-Santillán L.F., Lucho-Constantino C.A., Vázquez-Rodríguez G.A., Cerón-Ubilla N.M. y Beltrán-Hernández R.I. (2010). Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technology* 101 (15), 5836-5841. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.020>
- Kabata-Pendias A. y Mukherjee A.B. (2007). Trace elements from soil to human. Springer-Verlag, Berlín, Alemania, 550 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-32714-1>
- Kafle A., Timilsina A., Gautam A., Adhikari K., Bhattarai A. y Aryal N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances* 8 (1), 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kaiser H.F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement* 20 (1), 141-151. <https://doi.org/10.1177/001316446002000116>
- Kumar P. y Sharma P.K. (2020). Soil salinity and food security in India. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4 (1), 1-15. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.533781>
- Kwiatkowska-Malina M. (2018). Functions of organic matter in polluted soils: The effect of organic amendments on phytoavailability of heavy metals. *Applied Soil Ecology* 123 (1), 542-545. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.021>
- Li H., Santos F., Butler K. y Herndon E. (2021). A critical review on the multiple roles of manganese in stabilizing and destabilizing soil organic matter. *Environmental Science and Technology* 55 (18), 12136-12152. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00299>
- Lira R.H. (2007). Fisiología vegetal. Trillas, Ciudad de México, México, 320 pp.
- Liu K., Zhang H., Liu Y., Fan L., Li Y., Zhou Z., Chen C., Chen B. y Yu F. (2020). Investigation of plant species and their heavy metal accumulation in manganese mine tailings in Pingle Mn mine, China. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (1), 19933-19945. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08514-9>
- Luo J., Xing X., Qi S., Wu J. y Gu X.S. (2019). Comparing the risk of metal leaching in phytoremediation: Implications of mobilization strategies. *Chemosphere* 216 (1), 661-668. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.167>

- Madigan M.T., Martinko J.M. y Parker J. (2004). *Biología de los microorganismos*. 10a ed. Pearson Education-Prentice Hall, Madrid, España, 1060 pp.
- Marschner H. (2012). *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. 3a ed. Academic Press, Londres, Reino Unido, 651 pp. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-63043-9>
- Millaleo R., Reyes-Díaz M., Ivanov A.G., Mora M.L. y Alberdi M. (2010). Manganese as essential and toxic element for plants: Transport, accumulation and resistant mechanisms. *Journal of Science and Plant Nutrition* 10 (4), 470-481. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000200008>
- Mills J.V., Barnhart H.A., DePaolo D.J. y Lammers L.N. (2022). New insights into Mn²⁺ and Mg²⁺ inhibition of calcite growth. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 334 (1), 338-367. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2022.06.015>
- NEPC (2013). *National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999, Schedule B1: Guideline on Investigation Levels for Soil and Groundwater*. National Environment Protection Council. Canberra, Australia, 82 pp.
- Okita P.M. (1992). Manganese carbonate mineralization in the Molango District, Mexico. *Economic Geology* 87 (5), 1345-1366. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.87.5.1345>
- Opara C.B., Kutschke S. y Pollmann K. (2022). Fractionation of metal(loid)s in three European mine wastes by sequential extraction. *Separations* 9 (3), 1-15. <https://doi.org/10.3390/separations9030067>
- Ovalle R., Seguel O. y Pfeiffer M. (2023). Génesis y ocurrencia de carbonatos en los suelos. *Agro Sur* 51 (1), 1-17. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2023.v51n1-01>
- Pachura P., Ociepa-Kubicka A. y Skowron-Grabowska B. (2016). Assessment of the availability of heavy metals to plants based on the translocation index and the bioaccumulation factor. *Desalination and Water Treatment* 57 (3), 1469-1477. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1017330>
- Pilon-Smits E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56 (1), 15-39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pittman J.K. (2005). Managing the manganese: Transport and homeostasis in plants. *New Phytologist* 167 (1), 733-742. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01453.x>
- Porta J., López-Acevedo M. y Roquero de Laburu C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3a ed. Mundi-Prensa, Madrid, España, 929 pp.
- Prokop Z., Vangheluwe M.L., Van Sprang P.A., Janssen C.R. y Holoubek I. (2003). Mobility and toxicity of metals in sandy sediment deposited. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54 (1), 65-73. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00022-2](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00022-2)
- Rauret G., López-Sánchez J.F., Sahuquillo A., Rubio R., Davidson C., Ure A. y Quevauviller P. (1999). Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1 (1), 57-61. <https://doi.org/10.1039/A807854H>
- Rodríguez L., Ruiz E., Alonso-Azcárate J. y Rincón J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management* 90 (2), 1106-1116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007>
- SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México, 31 de diciembre.
- SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México, 2 de marzo.
- Smith J.L. y Doran J.W. (1997). Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. En: *Methods for assessing soil quality* (Doran J.W. y Jones A.J., Eds.). Soil Science of America, Wisconsin, EUA, 169-185. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c10>
- Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A. y Loeppert R.H. (2020). *Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods*. 5a ed. John Wiley and Sons, Hoboken, EUA, 1424 pp.
- Spiro T.G., Bargar J.R., Sposito G. y Tebo B.M. (2010). Bacteriogenic manganese oxides. *Accounts of Chemical Research* 43 (1), 2-9. <https://doi.org/10.1021/ar800232a>
- Sposito G. (2008). *The chemistry of soils*. 2a ed. Oxford University Press, Nueva York, EUA, 342 pp.
- Sutherland R.A. y Tack F.M.G. (2002). Determination of Al, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in sediment reference materials using the BCR sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 454 (2), 249-257. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)01553-7](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)01553-7)
- Takarina N.D. y Pin T.G. (2017). Bioconcentration factor (FBC) and translocation factor (FT) of heavy metals in mangrove trees of Blanakan fish farm. *Makara Journal of Science* 21 (2), 77-81. <https://doi.org/10.7454/mss.v21i2.7308>

- Tan K.H. (2009). *Environmental soil science*. 3a ed. CRC Press, Nueva York, EUA, 400 pp.
- Tanji K.K. (1990). Nature and extent of agricultural salinity. En: *Agricultural salinity assessment and management* (Tanji K.K., Ed.). American Society of Civil Engineers, Nueva York, EUA, pp. 1-17.
- Tessier A., Campbell P.G.C. y Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51 (7), 844-851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- USDA (2017). *Soil survey manual* (Handbook No. 18). United States Government Publishing Office, Washington, D.C., EUA, 587 pp.
- USEPA (1996). EPA Method 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Office of Solid Waste, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 20 pp.
- USEPA (2004). EPA Method 9045D. Soil and waste pH. Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 14 pp.
- USEPA (2007). OSWER Directive 9285.7-71. Ecological soil screening levels for manganese. Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 61 pp.
- Violante A., Cozzolino V., Perelomov L., Caporale A.G. y Pigna M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 10 (3), 268-292. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
- Wang X., Liu Y., Zeng G., Chai L., Xiao X., Song X. y Min Z. (2008). Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere* 8 (9), 1260-1266. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.001>
- Yang S., Liang S., Yi L., Xu B., Cao J., Guo G. y Zhou Y. (2014). Heavy metal accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing on manganese mine tailings. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 8 (1), 394-404. <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0602-4>
- Yiika L.P., Tita N.A., Suh C.E., Mimba M.E. y Jean-Lavenir N.M. (2023). Heavy metal speciation by Tessier sequential extraction applied to artisanal gold mine tailings in eastern Cameroon. *Chemistry Africa* 6 (1), 2705-2723. <https://doi.org/10.1007/s42250-023-00652-0>
- Zaynab M., Al-Yahyai R., Ameen A., Sharif Y., Ali L., Fatima M., Nazir S., Ali N., Al-Yahyai S., Khan K. y Li S. (2022). Health and environmental effects of heavy metals. *Journal of King Saud University-Science* 34 (1), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101653>
- Zine H., Midhat L., Hakkou R., El Adnani M. y Ouhammou A. (2020). Guidelines for a phytomanagement plan by the phytostabilization of mining wastes. *Scientific African* 10 (1), 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00654>