VOLUMEN 48
XXXI Verano De la Ciencia
ISSN 2395-9797
www.jovenesenlaciencia.ugto.mx

Diagnóstico integrado de suelos agrícolas con antecedentes de uso de agroquímicos como base para evaluar su remediación

Integrated diagnosis of agricultural soils with a history of agrochemical use as a basis for remediation assessment

Ana Karen Murillo Marmolejo[1], Jazmín Alondra Escobar-Zavala[2], Valeria Haro Troncoso[2], María Elena López-Pérez[3], Héctor Gordon Núñez-Palenius[4], Graciela M. L. Ruiz-Aguilar[3] *

[1] Licenciatura en Ingeniería Ambiental, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, Gto., México. ak.murillomarmolejo@ugto.mx
[2] Licenciatura en Ingeniería en Agronomía, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, Gto., México. ja.escobarzavala@ugto.mx; v.harotroncoso@ugto.mx
[3] Departamento de Ciencias Ambientales, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, Gto., México. lopez.me@ugto.mx; gracielar@ugto.mx
[4] Departamento de Agronomía, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Irapuato, Gto., México. palenius@ugto.mx

Resumen

El uso intensivo de agroquímicos en sistemas agrícolas puede alterar las propiedades del suelo y favorecer la acumulación de compuestos con potencial impacto ambiental. Este estudio se realizó un diagnóstico exploratorio de cinco suelos agrícolas ubicados en Irapuato y Pueblo Nuevo, Guanajuato, con antecedentes de aplicación de agroquímicos, con el propósito de establecer una línea base para determinar la necesidad de estudios confirmatorios y orientar posibles estrategias de remediación. Se evaluaron propiedades físicas y químicas, entre ellas densidad aparente y real, porosidad, humedad, textura, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, pérdida por ignición, nitratos, sulfatos, calcio y magnesio. Además, se efectuó un análisis cualitativo de compuestos orgánicos mediante extracción asistida por ultrasonido y cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas. Los suelos presentaron textura predominantemente arcillosa, pH de 7.2 a 8.0, conductividad eléctrica de 0.35 a 0.98 mS cm^{-1} y contenidos de materia orgánica de 1.13 a 5.58 %. La elevada fracción de arcilla podría favorecer la adsorción y persistencia de compuestos orgánicos, mientras que el pH y la baja salinidad no evidenciaron restricciones generales para la actividad microbiana. El análisis cromatográfico mostró señales presuntivamente asociadas con bis(2-etilhexil) ftalato y estructuras de tipo benzimidazólico, principalmente en IRP-MACE-L01, IRP-MALCH-L01 y PN-MAJI-L01. No obstante, debido al carácter exploratorio del análisis y a la naturaleza ubicua de algunos compuestos detectados, estos resultados requieren confirmación mediante métodos dirigidos y cuantitativos. En conjunto, los parámetros fisicoquímicos no mostraron un deterioro generalizado que justificara una intervención inmediata. Sin embargo, los perfiles cromatográficos permitieron identificar sitios y analitos prioritarios para una etapa posterior de confirmación, cuantificación y evaluación de biodisponibilidad y riesgo. En caso de comprobarse contaminantes biodegradables en concentraciones ambientalmente relevantes, la atenuación natural monitoreada y la bioestimulación de comunidades microbianas autóctonas constituirían las primeras alternativas de tratamiento a evaluar.

Palabras clave: suelo; agroquímicos; contaminantes orgánicos; cromatografía; biorremediación.

Introducción

El suelo constituye la base de la producción agrícola, debido a que proporciona soporte a los cultivos, almacena agua y nutrimentos, participa en la transformación de la materia orgánica y alberga comunidades microbianas esenciales para el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos. Su conservación es indispensable para sostener la productividad y contribuir a la seguridad alimentaria. Sin embargo, la intensificación agrícola ha incrementado el uso de fertilizantes, herbicidas, fungicidas e insecticidas. Aunque estos insumos favorecen el rendimiento y el control de organismos perjudiciales, su aplicación continua o

inadecuada puede propiciar la acumulación de residuos, modificar las propiedades edáficas y comprometer la funcionalidad del suelo (FAO & UNEP, 2021; Savci, 2012).

Una vez incorporados al suelo, los agroquímicos pueden experimentar procesos de adsorción, desorción, degradación, volatilización, lixiviación y transporte por escorrentía. Su comportamiento depende de las características del compuesto, las condiciones ambientales y las propiedades de la matriz edáfica. El pH, la textura, la humedad, la porosidad, la conductividad eléctrica y la materia orgánica influyen en su movilidad, persistencia y biodisponibilidad, así como en la capacidad de los microorganismos para transformarlos (Brady & Weil, 2017; Neira-Albornoz *et al*., 2022). En particular, los suelos con una alta proporción de arcilla o materia orgánica pueden retener compuestos hidrofóbicos, disminuir su desplazamiento y, al mismo tiempo, prolongar su permanencia o limitar su disponibilidad para la biodegradación.

La acumulación de residuos de plaguicidas puede afectar la diversidad y actividad de las comunidades microbianas, alterar los ciclos de nutrimentos y ocasionar efectos sobre organismos no blanco. Además, los contaminantes o sus productos de transformación pueden desplazarse hacia aguas superficiales y subterráneas, adherirse a partículas del suelo o incorporarse a los cultivos. De esta manera, el suelo puede funcionar como receptor y como fuente secundaria de contaminación dentro del sistema agrícola (FAO & UNEP, 2021; Pathak *et al*., 2022). La detección oportuna de estos compuestos permite identificar riesgos antes de que la contaminación se disperse o afecte la productividad del suelo, los ecosistemas y la salud humana. La exposición a plaguicidas puede presentarse durante su preparación y aplicación, por contacto con matrices ambientales contaminadas o mediante el consumo de alimentos con residuos. La evidencia científica ha relacionado la exposición prolongada a determinados plaguicidas con efectos neurológicos, respiratorios, endocrinos, reproductivos y carcinogénicos; sin embargo, el riesgo depende del compuesto, la dosis, la duración y la vía de exposición, por lo que no debe inferirse únicamente a partir de una detección cualitativa (Shekhar *et al*., 2024).

La caracterización fisicoquímica constituye una primera etapa para diferenciar entre variaciones relacionadas con el manejo agrícola y condiciones que requieren estudios confirmatorios, monitoreo o intervención. El seguimiento de la biodegradación de plaguicidas en suelo presenta limitaciones adicionales cuando los compuestos se encuentran en concentraciones traza, debido a que la disminución del contaminante original puede asociarse con sorción, transformación parcial o limitaciones analíticas y no necesariamente con su mineralización (Aldas-Vargas *et al*., 2022). La evaluación debe integrar las propiedades del suelo, la identidad y concentración de los compuestos, su biodisponibilidad y sus posibles rutas de exposición. Esta información también permite valorar si las condiciones del sitio favorecen procesos de atenuación natural o la aplicación de estrategias de biorremediación, como la bioestimulación, la bioaumentación o su integración con tratamientos fisicoquímicos (Azubuike *et al*., 2016; Paul, 2015; Pathak *et al*., 2022).

Las técnicas cromatográficas acopladas a espectrometría de masas son útiles para detectar compuestos orgánicos en matrices edáficas complejas y seleccionar analitos para estudios posteriores (Fenoll *et al*., 2005; Lesueur *et al*., 2008; Sanchez-Brunete *et al*., 2004). No obstante, las identificaciones obtenidas mediante comparación con bibliotecas espectrales deben considerarse preliminares hasta que sean confirmadas mediante estándares y métodos cuantitativos validados. Esta precaución resulta especialmente importante para compuestos ubicuos, como los ftalatos, que pueden proceder del ambiente, pero también de materiales, disolventes o equipos empleados durante el análisis (Marega *et al*., 2013).

El presente estudio se realizó un diagnóstico exploratorio de cinco suelos agrícolas de Irapuato y Pueblo Nuevo, Guanajuato, México con antecedentes de aplicación de agroquímicos. Se evaluaron propiedades físicas y químicas relacionadas con la calidad del suelo y el comportamiento de los contaminantes, y se efectuó un análisis cualitativo exploratorio mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas. El objetivo fue establecer una línea base que permita identificar señales preliminares de contaminación, determinar la necesidad de estudios cuantitativos y, cuando corresponda, orientar acciones oportunas de monitoreo o remediación biológica compatibles con las características del suelo y los compuestos detectados.

Metodología

Área de estudio

El estudio se realizó en cinco sitios agrícolas ubicados en una franja comprendida entre los municipios de Irapuato y Pueblo Nuevo, al suroeste del estado de Guanajuato, México, cuya localización se muestra en la

Figura 1. Las parcelas fueron seleccionadas con base en la disposición de los productores para participar en el estudio y se caracterizan por un uso agrícola intensivo y la aplicación frecuente de agroquímicos. El área forma parte de la provincia fisiográfica del eje neovolcánico y presenta principalmente suelos Vertisol y Phaeozem, de alta importancia productiva y susceptibles a procesos de degradación antropogénica (Vélez López *et al*., 1996; IUSS Working Group WRB, 2022).

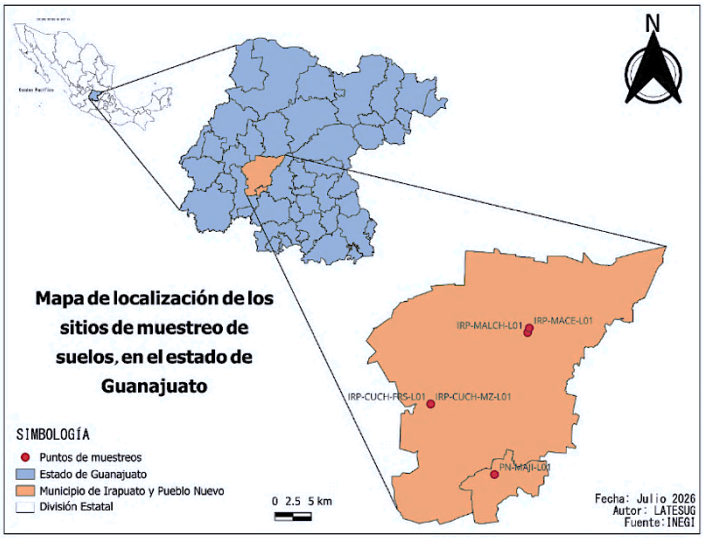


Figura 1. Mapa de localización de los sitios de muestreo de suelos en los municipios de Irapuato y Pueblo Nuevo.

Muestreo de suelos

La recolección de suelo se realizó conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000 y se estableció un código de identificación basado en el municipio o localidad, el cultivo y el número de lote. En Irapuato se seleccionaron los sitios IRP-MACE-L01, con cultivo de cebolla blanca de bulbo (*Allium cepa*), e IRP-MALCH-L01, ubicado en los campos agrícolas de la División de Ciencias de la Vida (DICIVA) de la Universidad de Guanajuato y cultivado con lechuga baby napa (*Brassica campestris* L. sp. *pekinensis*). En la localidad de Cuchicuato se muestrearon dos áreas relativamente homogéneas, identificadas como IRP-CUCH-FRS-L01, con fresa (*Fragaria x ananassa*), e IRP-CUCH-MZ-L01, con maíz blanco (*Zea mays*). Finalmente, en Pueblo Nuevo se seleccionó el sitio PN-MAJI-L01, correspondiente a un terreno previamente cultivado con jitomate de variedad no identificada. En cada sitio se recolectaron 15 submuestras a una profundidad de 0 a 30 cm mediante un recorrido sistemático en zigzag (Uvalle-Bueno *et al*., 2007), las cuales se homogeneizaron para obtener una muestra compuesta representativa destinada a los análisis de laboratorio.

Preparación de las muestras para los análisis

La caracterización de los suelos se realizó en el Laboratorio de Tecnologías para la Sustentabilidad® y en el Laboratorio de Cromatografía Ambiental, ambos en la DICIVA. Las cinco muestras compuestas se prepararon conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000. Después del secado, los terrones se desagregaron en mortero y el suelo se tamizó mediante una malla No. 12, con abertura de 1.7 mm. Los análisis fisicoquímicos se efectuaron por triplicado para cada muestra (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002).

Análisis físico de las muestras de suelo

La humedad gravimétrica se determinó mediante la diferencia entre la masa inicial del suelo y la obtenida después de secar las muestras durante 24 h en una estufa Binder a 105 °C. El contenido de humedad se

VOLUMEN 48
XXXI Verano De la Ciencia
ISSN 2395-9797
www.jovenesenlaciencia.ugto.mx

expresó como porcentaje de la masa de la muestra, de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002).

La densidad aparente (DA) de las muestras alteradas se estimó mediante el método de la probeta, a partir de la relación entre la masa seca del suelo y el volumen ocupado en una probeta de 50 mL. La densidad real (DR) se determinó por desplazamiento de agua mediante el método del picnómetro; la masa del suelo se obtuvo por pesada directa y el volumen de las partículas se calculó a partir del volumen de agua desplazado (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002). La porosidad total (Pt) se estimó con la siguiente ecuación:

$$\%Pt = \left(1 - \frac{DA}{DR}\right) \cdot 100$$

La distribución del tamaño de partículas se determinó mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos. Antes del análisis, la materia orgánica se oxidó con peróxido de hidrógeno al 30 % y las muestras se secaron durante 24 h a 100 °C. Posteriormente, se adicionaron oxalato de sodio, metasilicato de sodio y hexametafosfato de sodio como agentes dispersantes. Las lecturas del hidrómetro y de la temperatura de la suspensión se registraron a los 40 s y a las 2.0 h. Los porcentajes de arena, limo y arcilla se calcularon a partir de estas lecturas, y la clase textural se asignó mediante el triángulo textural del USDA (Bouyoucos, 1962).

Análisis químico a las muestras de suelo

El pH se determinó en una suspensión suelo–agua con relación 1:2 mediante un medidor de pH con intervalo de lectura de 0.0 a 14.0, conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002). La conductividad eléctrica se midió en un extracto preparado con la misma relación suelo–agua utilizando un conductímetro previamente calibrado.

El carbono orgánico se determinó mediante el método de Walkley–Black, basado en la oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio en medio ácido. El exceso de agente oxidante se tituló con sulfato ferroso estandarizado y, a partir del carbono orgánico calculado, se estimó el contenido de materia orgánica mediante el factor de Van Bemmelen de 1.724 (Nelson & Sommers, 1996; Walkley & Black, 1934). De manera complementaria, se determinó la pérdida por ignición a 550 y 1000 °C, expresada como PPI_{550} y PPI_{1000} respectivamente, de acuerdo con Heiri *et al*. (2001). Estos valores se consideraron indicadores gravimétricos de la pérdida de masa por calentamiento y no mediciones directas de carbono orgánico e inorgánico.

Las concentraciones de nitratos (NO_3^-) y sulfatos (SO_4^{2-}) se determinaron en extractos de suelo mediante fotometría multiparámetro Hanna Instruments HI83399. Los extractos se homogeneizaron en un agitador orbital, se centrifugaron y se transfirieron a celdas de vidrio de 10 mL para su lectura, siguiendo el procedimiento analítico establecido por el fabricante del equipo (Hanna Instruments Inc., 2024).

Las concentraciones de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) se cuantificaron mediante el mismo sistema fotométrico, utilizando los reactivos colorimétricos específicos para cada ion. Después del desarrollo de color, las muestras se colocaron en celdas de 10 mL y las concentraciones se obtuvieron directamente a partir de la lectura instrumental (Hanna Instruments Inc., 2024).

Análisis cualitativo de los compuestos orgánicos presentes en el suelo

Los compuestos orgánicos presentes en las muestras se analizaron mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC–MS), previa extracción asistida por ultrasonido adaptada de Lesueur *et al*. (2008). El material de vidrio se descontaminó con mezcla crómica y hexano–acetona 1:1 (v/v) (Olivares Cruz *et al*., 2020). A cada muestra se adicionaron 50 mL de acetonitrilo y se aplicó ultrasonido durante 5.0 min a 40 % de amplitud. La suspensión se filtró al vacío y el procedimiento se realizó por triplicado. Los extractos se concentraron hasta aproximadamente 4.0 mL por evaporación rotatoria, se purificaron mediante extracción en fase sólida con Florisil y se llevaron a un volumen final de 2.0 mL bajo una corriente de nitrógeno.

El análisis se efectuó en un sistema GC–MS PerkinElmer Clarus 500–560S, equipado con una columna capilar Elite-560S de 30 m × 0.25 mm y 0.25 µm de espesor de película. Se utilizó helio a 1 mL min^{-1} como gas portador y se inyectó 1 µL en modo dividido. El horno se mantuvo inicialmente a 40 °C durante 1 min, se incrementó a 25 °C min^{-1} hasta 280 °C y posteriormente a 5 °C min^{-1} hasta 320 °C, con mantenimiento final de 1 min. Las temperaturas del inyector, la línea de transferencia y la fuente de iones fueron de 180, 220 y 200 °C, respectivamente. Los espectros se adquirieron por impacto electrónico a 70 eV, en modo de barrido completo entre *m/z* 35 y 580. La identificación presuntiva se realizó mediante la comparación de los espectros de masas con la biblioteca NIST 11. Debido a que no se utilizaron estándares analíticos, los compuestos asignados se consideraron identificaciones tentativas.

Resultados y discusión

Propiedades físicas y comportamiento potencial de los contaminantes

Los valores de densidad aparente estimados en las muestras preparadas variaron entre 1.01 y 1.11 g cm^{-3}, mientras que la densidad real se encontró entre 1.93 y 2.11 g cm^{-3}. Como resultado, la porosidad total presentó poca variación, con valores de 46 a 49 % (Tabla 1). Esta similitud indica una proporción comparable de espacios porosos en las muestras procesadas; sin embargo, la porosidad total no permite distinguir la distribución y conectividad de macro y microporos, propiedades que regulan la aireación, la retención de agua y el transporte de solutos en el suelo (Hillel, 2004). Además, debido a que la densidad aparente se determinó en suelo seco, desagregado y tamizado, estos valores describen el empaquetamiento de las muestras analizadas y no deben interpretarse directamente como indicadores de compactación del perfil en campo.

***Tabla 1**. Resultados de los análisis fisicoquímicos de los suelos de cinco sitios en dos municipios de Guanajuato.*

Parámetro	Sitios de Muestreo				
	IRP-MACE-L01	IRP-MALCH-L01	IRP-CUCH-FRS-L01	IRP-CUCH-MZ-L01	PN-MAJI-L01
pH	7.3±0.1	7.4±0.1	7.2±0.1	7.5±0.1	8.0±0.1
Clasificación	Neutro	Medianamente alcalino	Neutro	Medianamente alcalino	Medianamente alcalino
Densidad aparente (g cm^{-3})	1.11±0.2	1.09±0.1	1.05±0.1	1.01±0.1	1.08±0.1
Densidad real (g/cm^{-3})	2.11±0.02	2.10±0.13	1.93±0.01	1.97±0.04	2.11±0.10
Humedad (%)	32.80±0.01	5.54±0.002	48.84±0.004	46.90±0.03	6.28±0.0009
Arcilla (%)	50.15	62.47	75.43	67.85	46.57
Limo (%)	22.11	23.28	20.48	17.39	23.01
Arena (%)	27.75	14.25	4.09	14.76	30.41
Clase textural	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso
Materia Orgánica (%)	2.79±0.34	1.13±0.25	1.44±0.05	1.53±0.46	5.58±0.08
Conductividad (mS cm^{-1})	0.35±0.0	0.41±0.0	0.76±0.0	0.43±0.0	0.98±0.0
Porosidad total (%)	48±0.99	48±0.56	46±1.47	49±3.10	49±1.86
LOI_{550} (%)	4.85±0.03	6.26±0.52	6.68±0.65	NA	9.71±0.25

VOLUMEN 48
XXXI Verano De la Ciencia
ISSN 2395-9797
www.jovenesenlaciencia.ugto.mx

LOI_{1000} (%)	2.01±0.03	2.20±0.09	2.76±0.02	NA	3.09±0.58
Sulfatos (mg L^{-1})	800±7.07	123.33±2.36	96.67±4.71	113.33±2.36	450±0.00
Nitratos (mg L^{-1})	2.27±1.05	12.83±1.77	6.38±1.90	5.47±1.51	3.50±2.48
Calcio (mg L^{-1})	153.33±76.38	100±26.46	163.33±11.55	76.67±32.15	216.67±20.82
Magnesio (mg L^{-1})	25±21.79	10±0.00	8.33±2.89	10±0.00	48.33±40.41

NA = No analizado.

El contenido de humedad presentó una marcada variabilidad entre los sitios, desde 5.54 % en IRP-MALCH-L01 hasta 48.84 % en IRP-CUCH-FRS-L01 (Tabla 1). Los valores elevados registrados en IRP-CUCH-FRS-L01 e IRP-CUCH-MZ-L01 podrían relacionarse con las condiciones existentes durante el muestreo, el manejo reciente de las parcelas y su alta proporción de arcilla. Por tratarse de una medición puntual, la humedad observada no debe considerarse una propiedad estable del sitio, aunque resulta relevante para interpretar la actividad biológica potencial al momento de la recolección. La disponibilidad de agua y la distribución del espacio poroso regulan el transporte de solutos y gases en el suelo. Mientras el déficit hídrico reduce la difusión de sustratos y nutrimentos, una humedad elevada puede disminuir la continuidad de los poros llenos de aire y limitar la transferencia de oxígeno (Hillel, 2004). Estas condiciones influyen indirectamente en la actividad microbiana y en la transformación de compuestos orgánicos, aunque su efecto depende también de la naturaleza del contaminante y de las comunidades presentes (Brady & Weil, 2017; Paul, 2015). Desde la perspectiva de la biodegradación, la disponibilidad de agua favorece el transporte de nutrimentos y sustratos hacia las células microbianas, aunque una humedad excesiva puede reducir la difusión de oxígeno y generar micrositios anaerobios. Por el contrario, contenidos bajos limitan la movilidad de los compuestos disueltos y la actividad enzimática. En consecuencia, los contrastes observados sugieren que la actividad microbiana potencial podría diferir entre sitios, pero esta hipótesis requiere ensayos de respiración, actividad enzimática o degradación controlada para ser comprobada (Paul, 2015; Romantschuk *et al*., 2023). La variabilidad del desempeño de la biorremediación en condiciones reales demuestra que las propiedades favorables medidas en laboratorio no garantizan por sí mismas la efectividad del tratamiento en campo.

Los cinco suelos se clasificaron como arcillosos, con contenidos de arcilla entre 46.57 y 75.43 %, mientras que las proporciones de arena y limo fueron menores (Figura 2). Los mayores contenidos de arcilla correspondieron a IRP-CUCH-FRS-L01 e IRP-CUCH-MZ-L01. Esta característica es congruente con la presencia regional de Vertisoles y Phaeozems y tiene implicaciones relevantes para el comportamiento de los agroquímicos. La elevada superficie específica y la abundancia de sitios de adsorción pueden disminuir el desplazamiento de algunos compuestos, pero también favorecer su persistencia al reducir su disponibilidad inmediata para procesos de degradación (Brady & Weil, 2017; FAO & ITPS, 2015; Neira-Albornoz *et al*., 2022).

La relación entre arcilla y retención de contaminantes no es uniforme, porque depende de la mineralogía, la carga superficial, el pH y las propiedades de cada sustancia. No obstante, la literatura coincide en que el contenido de arcilla y carbono orgánico puede incrementar la sorción de numerosos plaguicidas, disminuir su concentración en la solución del suelo y retardar su lixiviación (Neira-Albornoz *et al*., 2022; Potts *et al*., 2022).

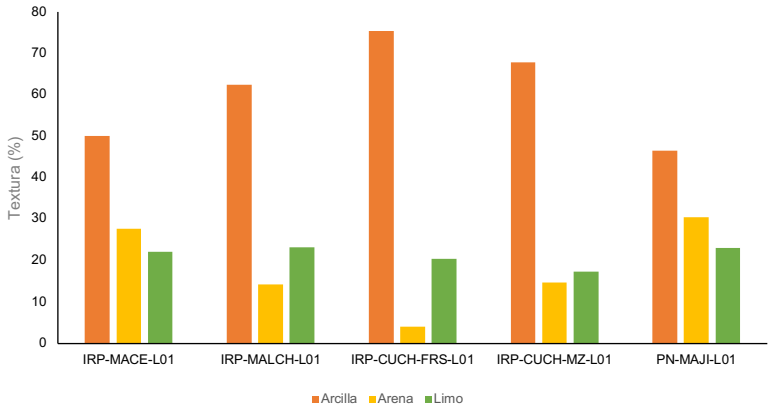


Figura 2. Distribución granulométrica de los suelos estudiados.

En consecuencia, la retención de contaminantes en estos suelos no debe interpretarse únicamente como un efecto favorable. Una menor movilidad puede limitar su transporte fuera del sitio, pero la adsorción sobre minerales de arcilla y materia orgánica también puede generar reservorios de liberación gradual. Este comportamiento resulta particularmente importante para compuestos hidrofóbicos y debe considerarse en futuros estudios de biodisponibilidad y tratabilidad. Por el contrario, la sorción y el envejecimiento pueden disminuir su accesibilidad para los microorganismos y prolongar su permanencia en la matriz edáfica.

En los sitios de Cuchicuato, la combinación de alta proporción de arcilla y humedad podría favorecer la retención de compuestos orgánicos, pero también dificultar la transferencia de oxígeno y la extracción analítica de sustancias fuertemente adsorbidas. Por ello, la ausencia de señales cromatográficas reportadas para estos sitios no debe interpretarse automáticamente como ausencia de contaminantes. También podría reflejar diferencias de recuperación del método o concentraciones inferiores a la capacidad de detección del análisis cualitativo.

Propiedades químicas y calidad agrícola del suelo

El pH varió entre 7.2 y 8.0, por lo que los suelos se clasificaron entre neutros y medianamente alcalinos conforme a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Tabla 1). Este intervalo no representa, en principio, una limitación severa para la actividad de una amplia variedad de microorganismos edáficos. No obstante, el efecto del pH sobre la transformación de contaminantes dependerá de la estructura química y del estado de ionización de cada compuesto, debido a que el pH modifica la ionización, solubilidad, sorción y susceptibilidad a procesos de hidrólisis o biodegradación.

La literatura indica que la degradación de plaguicidas no depende de una sola propiedad del suelo, sino de la interacción entre la estructura química del contaminante, su sorción, la temperatura, el contenido de agua y la actividad microbiana (Meftaul *et al*., 2023). Por tanto, aunque los valores de pH observados podrían ser compatibles con numerosos procesos microbianos, no demuestran la existencia de poblaciones capaces de degradar los compuestos detectados ni permiten anticipar sus tasas de transformación.

La conductividad eléctrica se encontró entre 0.35 y 0.98 mS cm^{-1} (Tabla 1). De acuerdo con los criterios de la NOM-021-SEMARNAT-2000, los valores no indican condiciones salinas capaces de limitar significativamente el desarrollo vegetal. PN-MAJI-L01 presentó el valor mayor, pero permaneció por debajo de niveles asociados con afectaciones generalizadas por salinidad. La ausencia de estrés salino elevado también reduce la probabilidad de estrés osmótico sobre la microbiota; sin embargo, el pH y la conductividad eléctrica, considerados de manera aislada, no permiten inferir capacidad de biodegradación ni descartar la presencia de contaminantes.

El contenido de materia orgánica determinado mediante Walkley–Black mostró diferencias entre sitios, con valores de 1.13 a 5.58 % (Tabla 1). Estas diferencias pueden relacionarse con la incorporación de residuos

vegetales, el manejo agronómico, el cultivo previo y la mineralización del carbono. La materia orgánica puede favorecer la actividad microbiana al aportar carbono y energía, mejorar la retención de agua y contribuir a la estabilidad de los agregados. Paralelamente, puede incrementar la sorción de compuestos orgánicos hidrofóbicos y reducir la fracción disponible para su transformación inmediata (Paul, 2015; Neira-Albornoz *et al*., 2022).

En consecuencia, el mayor contenido de materia orgánica no debe interpretarse de manera lineal como una mayor capacidad de biorremediación. El sitio con 5.58 % podría sostener una mayor actividad heterotrófica, pero también retener con mayor intensidad ciertos contaminantes. Esta aparente contradicción explica por qué la concentración total y la fracción biodisponible pueden conducir a valoraciones diferentes del riesgo y del potencial de degradación. Estudios sobre sorción de plaguicidas han señalado precisamente que la asociación con las fases sólidas puede restringir su disponibilidad para los procesos degradativos, aun cuando el suelo presente actividad microbiana (Guo *et al*., 2000; Rodríguez-Liébana *et al*., 2020).

Los valores de pérdida por ignición mostraron una tendencia consistente entre los sitios. La PPI_{550} varió de 4.85 % en IRP-MACE-L01 a 9.71 % en PN-MAJI-L01, con valores intermedios en IRP-MALCH-L01 (6.26 %) e IRP-CUCH-FRS-L01 (6.68 %). Una tendencia semejante se observó para la PPI_{1000}, cuyos valores aumentaron de 2.01 % en IRP-MACE-L01 a 3.09 % en PN-MAJI-L01, mientras que IRP-MALCH-L01 e IRP-CUCH-FRS-L01 registraron 2.20 y 2.76 %, respectivamente (Tabla 1). En conjunto, PN-MAJI-L01 presentó la mayor pérdida de masa en ambos tratamientos térmicos, mientras que IRP-MACE-L01 mostró la menor. Las diferencias entre PPI_{550} y PPI_{1000} sugieren variaciones en la proporción de componentes orgánicos, carbonatos, agua estructural y otras fracciones termolábiles; por ello, estos resultados deben interpretarse como indicadores gravimétricos complementarios y no como mediciones directas de carbono orgánico e inorgánico.

En conjunto, la textura arcillosa, el pH neutro a medianamente alcalino y la baja conductividad eléctrica muestran que los suelos conservan características compatibles con el uso agrícola y con la actividad microbiana. No obstante, la elevada fracción de arcilla podría favorecer la retención prolongada de algunos compuestos, por lo que la posible aplicación futura de una estrategia biológica requeriría considerar no solo la concentración total, sino también la fracción biodisponible.

Nutrimentos y condiciones para la actividad microbiana

Las concentraciones de calcio, magnesio, sulfatos y nitratos se presentan en la Tabla 1. El calcio varió entre 76.67 y 216.67 mg L^{-1}, mientras que el magnesio se encontró entre 8.33 y 48.33 mg L^{-1}. PN-MAJI-L01 presentó las mayores concentraciones de ambos cationes y el pH más elevado entre los sitios evaluados. Este comportamiento coincide con lo reportado en otros suelos agrícolas, donde el pH mostró asociaciones positivas con las concentraciones de calcio y magnesio, aunque la magnitud de estas relaciones depende del material parental, la capacidad de intercambio catiónico y las prácticas de manejo (Enesi *et al*., 2024). El calcio contribuye a la floculación y estabilidad de los agregados, mientras que el magnesio participa en la nutrición vegetal y funciona como cofactor en diversos procesos metabólicos. No obstante, sus concentraciones no constituyen indicadores directos de contaminación ni de capacidad de biodegradación. La incorporación de fuentes de calcio puede modificar la disponibilidad de este elemento y de otros nutrimentos, así como algunas propiedades químicas del suelo, aunque estos efectos dependen de la fuente aplicada y de las condiciones edáficas (Adekiya *et al*., 2025). Sin embargo, ninguno de los dos representa un indicador directo de contaminación ni demuestra una capacidad específica de biodegradación (Havlin *et al*., 2014).

Los sulfatos presentaron la mayor amplitud de variación, entre 96.67 y 800 mg L^{-1}, con el valor máximo en IRP-MACE-L01 y el segundo más alto en PN-MAJI-L01. Estas diferencias podrían reflejar aplicaciones previas de fertilizantes, características del material parental, mineralización de compuestos azufrados o condiciones de lixiviación. No obstante, sin información detallada sobre el historial de fertilización no es posible atribuir las concentraciones a una fuente específica.

Los nitratos variaron entre 2.27 y 12.83 mg L^{-1}, y el valor mayor se registró en IRP-MALCH-L01. La menor humedad de este sitio al momento del muestreo podría haber limitado temporalmente la lixiviación y contribuido a la permanencia de nitratos en el extracto; sin embargo, esta explicación es una inferencia y no

VOLUMEN 48
XXXI Verano De la Ciencia
ISSN 2395-9797
www.jovenesenlaciencia.ugto.mx

puede demostrarse con una sola campaña de muestreo. También deben considerarse la aplicación reciente de fertilizantes, la nitrificación y la absorción por el cultivo.

Aunque nitratos y sulfatos pueden participar en el metabolismo microbiano, su presencia no permite inferir que exista biodegradación de agroquímicos. La literatura reciente muestra que la exposición a plaguicidas puede alterar la composición de las comunidades edáficas y modificar funciones relacionadas con el ciclo del nitrógeno, pero la dirección y magnitud de la respuesta dependen del compuesto, la dosis y el tiempo de exposición (Chang *et al*., 2023; Gangola *et al*., 2023). En este estudio no se evaluaron comunidades microbianas ni genes funcionales, por lo que la relación entre nutrimentos y degradación debe plantearse únicamente como una hipótesis para investigaciones posteriores.

Análisis cualitativo de la presencia de compuestos orgánicos en los suelos estudiados

Los cromatogramas y espectros de masas obtenidos se presentan en la Figura 8, mientras que la Tabla 2 resume los tiempos de retención y los compuestos propuestos mediante su comparación con la biblioteca espectral NIST 11. En concordancia con el carácter exploratorio del estudio, las señales se interpretaron como identificaciones presuntivas sustentadas en la similitud espectral y en su comportamiento cromatográfico. Este análisis permitió reconocer compuestos de interés ambiental y establecer una primera selección de analitos para posteriores estudios dirigidos y cuantitativos.

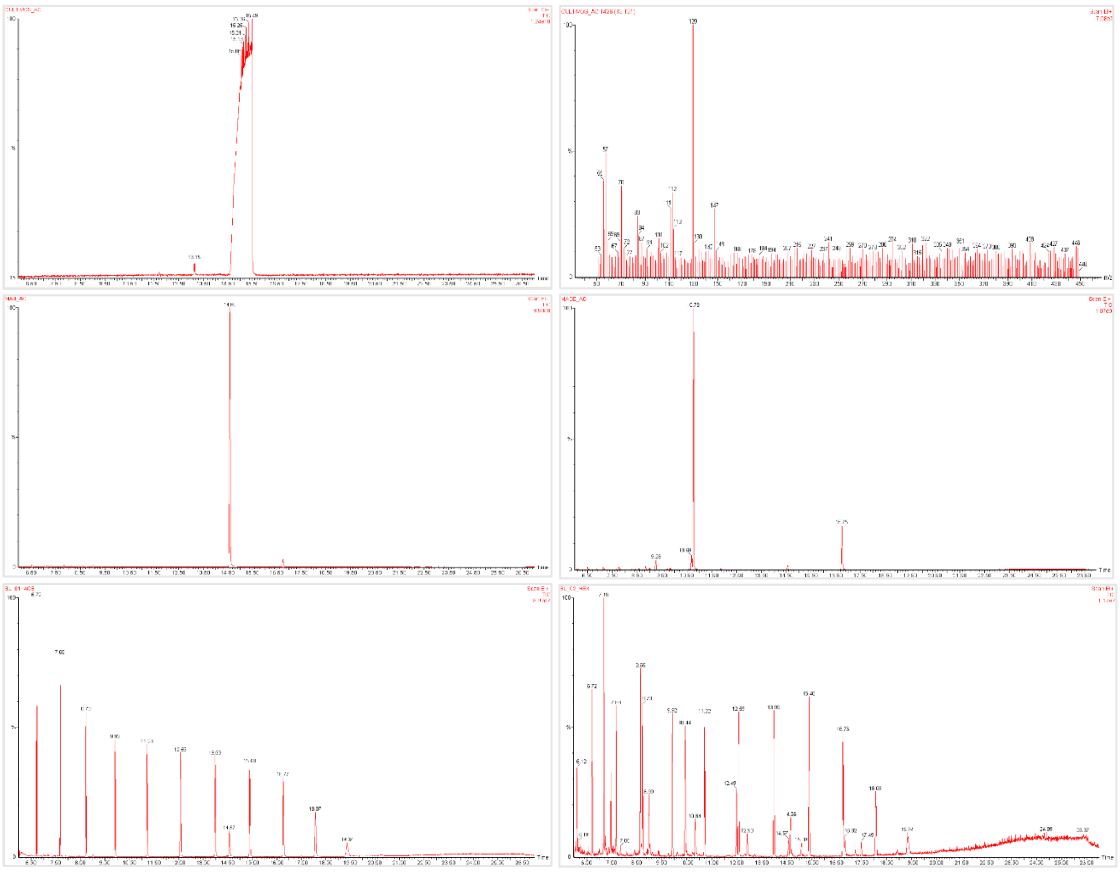


Figura 3. A) Cromatograma de GC-MS de la muestra IRP-MALCH-L01; B) Espectro de masas de la muestra IRP-MALCH-L01 (Scan 1426, tR=13.15 min); C) Cromatograma de GC-MS de la muestra IRP-MACE-L01; D) Cromatograma de GC-MS de la muestra PN-MAJI-L01; E) Cromatograma de GC-MS del blanco con acetona; F) Cromatograma de GC-MS del blanco con hexano.

En IRP-MALCH-L01 se observó una señal dominante entre 15.06 y 15.49 min, con una coincidencia espectral compatible con bis(2-etilhexil) ftalato (DEHP), además de isómeros estructuralmente relacionados. También se registró un componente minoritario a 13.15 min, con ion base en *m/z* 129, que no presentó una coincidencia satisfactoria con la biblioteca consultada y se mantuvo como analito desconocido (Figura 8A y 8B; Tabla 2). La presencia de señales no asignadas es frecuente en análisis exploratorios de matrices edáficas complejas, debido a la diversidad de sustancias naturales, contaminantes antropogénicos y productos de transformación que pueden coexistir en los extractos.

***Tabla 2**. Resumen de la identificación espectral por GC-MS en los extractos de suelo (método de pesticidas en acetonitrilo).*

Muestra	Disolvente	Tr (min)	Compuesto Propuesto (Biblioteca NIST)	Índice de coincidencia (Match/Rev)
MALCH	Acetonitrilo	13.15	Analito desconocido (m/z base=129)	ND
MALCH	Acetonitrilo	15.06-15.49	Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP)	956/937
MACE	Acetonitrilo	9.26	5(6H)-Benzocyclooctenone, 7,8-dihydro-8,8-dimethyl-	876/313
MACE	Acetonitrilo	10.69-10.78	1-Propene-1,2,3-tricarboxylic acid, tributyl ester	923/912
MACE	Acetonitrilo	16.75	Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP)	905/886
MAJI	Acetonitrilo	14.60	Bis(2-etilhexil) ftalato (DEHP)	976/956

ND = No determinado.

En IRP-MACE-L01 se identificaron tres señales principales a 9.26, 10.69–10.78 y 16.75 min (Figura 8C; Tabla 2). La señal de mayor intensidad fue compatible con 1-propeno-1,2,3-ácido tricarboxílico, éster tributilo, mientras que la señal tardía mostró similitud con DEHP. El compuesto propuesto para el tiempo de retención de 9.26 min presentó una coincidencia menor que las observadas para los demás analitos, por lo que su asignación debe considerarse de menor nivel de confianza. En PN-MAJI-L01, la señal predominante a 14.60 min también fue compatible con DEHP, junto con un componente secundario de elución tardía (Figura 8D; Tabla 2).

El pico situado a 9.26 min presentó patrones de fragmentación iónica asociados a sistemas aromáticos hidrogenados 5(6H)-benzociclooctenona,7,8- dihidro-8,8-dimetil-). Estudios recientes han identificado a este compuesto como un componente bioactivo presente en aceites esenciales de plantas medicinales, destacando por sus propiedades como evaluación del potencial anticancerígeno de plantas y actividad antibacteriana de aceites esenciales (Chelaghma *et al*., 2026; Islary *et al*., 2024).

Por otro lado, en el marco de la búsqueda orientada a residuos agroquímicos, se identificaron compuestos heterocíclicos de interés. Destaca la detección de Benzimidazol, 7-metil-2-fenil-, la presencia de este derivado benzimidazólico posee una alta relevancia toxicológica y ambiental, dado que los núcleos del benzimidazol forman parte estructural de diversos plaguicidas sistemáticos. En la documentación consultada no hay ningún estudio que mencione específicamente el 7-metil-2-pentil-bencimidazol en los suelos; los datos más cercanos se refieren a otros fungicidas de bencimidazol y a derivados de alquil/aril bencimidazol, en los que se observa sorción, lixiviación y persistencia en el suelo (Ahmad *et al*., 2015; Kholin *et al*., 2023).

La detección presuntiva de DEHP en tres de los sitios resulta ambientalmente relevante, debido a que este compuesto es uno de los ésteres de ácido ftálico reportados con mayor frecuencia en suelos agrícolas. La presencia de ésteres de ftalato en suelos y su determinación mediante GC–MS han sido documentadas mediante diferentes estrategias de extracción y análisis instrumental (Liu *et al*., 2018; Luís *et al*., 2021). Su presencia se ha asociado con el uso y deterioro de películas de acolchado, tuberías, mangueras, cubiertas, envases y otros materiales plásticos utilizados en la producción agrícola. Investigaciones recientes desarrolladas en parcelas con diferentes tipos de plásticos agrícolas han confirmado que estos materiales pueden liberar ftalatos y otros aditivos hacia el suelo, aunque la magnitud del aporte depende de la composición del polímero, el tiempo de uso y las condiciones ambientales (Scopetani *et al*., 2024).

La naturaleza hidrofóbica y el elevado coeficiente de partición del DEHP favorecen su asociación con la materia orgánica y las fracciones finas del suelo. En los sitios estudiados, la textura arcillosa podría contribuir a su retención y reducir su movilidad inmediata, aunque también prolongar su permanencia en la matriz edáfica. Estudios que han evaluado simultáneamente suelo y cultivos muestran que los ftalatos de mayor peso molecular pueden permanecer asociados con el suelo y acumularse diferencialmente en tejidos vegetales, con una distribución condicionada por su concentración y propiedades de partición.

No obstante, los ftalatos también representan un reto analítico debido a su presencia extendida en el ambiente de laboratorio, los disolventes, el material de muestreo y diferentes componentes instrumentales (Adams *et al*., 2025; Marega *et al*., 2013; Net *et al*., 2015). Por ello, las señales detectadas en los extractos deben interpretarse en conjunto con los blancos de acetona y hexano presentados en la Figura 8E y 8F. La bibliografía especializada señala que un control insuficiente del fondo analítico puede originar sobreestimaciones o resultados falsamente positivos, especialmente cuando se estudian concentraciones traza en matrices ambientales. En este estudio, la recurrencia de la señal en diferentes muestras constituye un indicio que justifica su evaluación posterior, pero su origen ambiental deberá confirmarse mediante blancos de procedimiento completos y análisis cuantitativos con estándares.

La posible presencia de DEHP adquiere relevancia adicional porque este compuesto puede experimentar degradación microbiana en el suelo. Se han identificado microorganismos de los géneros *Rhodococcus*, *Sphingomonas*, *Nocardioides* y *Arthrobacter* asociados con rutas de transformación de ftalatos, aunque la eficiencia del proceso depende de la diversidad de la comunidad, la humedad, la biodisponibilidad y las características de la matriz. Estudios recientes en microcosmos de suelo han registrado degradaciones superiores al 70 % bajo condiciones controladas, lo que respalda la posibilidad de evaluar la capacidad de las comunidades nativas antes de considerar estrategias de bioestimulación o bioaumentación.

La búsqueda espectral también mostró una señal compatible con 7-metil-2-fenilbencimidazol. Esta identificación resulta de interés porque el núcleo benzimidazólico forma parte de distintos fungicidas utilizados en agricultura. Su comportamiento en el suelo está regulado por el pH, la materia orgánica y el contenido de arcilla, propiedades que pueden modificar su sorción, movilidad y persistencia (Ahmad *et al*., 2013; Ahmand *et al*., 2015; Zahra *et al*., 2017). Sin embargo, el compuesto propuesto no corresponde directamente a un ingrediente activo específico; por ello, la señal puede interpretarse como evidencia preliminar de una estructura benzimidazólica que requiere análisis dirigido para establecer su identidad y posible relación con el manejo fitosanitario del sitio.

Los resultados obtenidos muestran que el análisis por GC–MS complementó la caracterización fisicoquímica al revelar señales de compuestos que no pueden reconocerse mediante los parámetros edáficos convencionales. En particular, IRP-MACE-L01, IRP-MALCH-L01 y PN-MAJI-L01 presentaron perfiles que justifican su priorización en una fase confirmatoria. Esta etapa deberá enfocarse en la cuantificación de DEHP y otros ftalatos, la búsqueda dirigida de fungicidas benzimidazólicos y sus productos de transformación, así como la evaluación de su relación con las características de cada suelo. Los métodos recientes basados en GC–MS/MS han mostrado buena precisión, recuperaciones cercanas al 100 % y límites de detección inferiores a 1 ng g^{-1} para ftalatos en suelo, por lo que constituyen una alternativa apropiada para profundizar en los resultados exploratorios (Sokołowski *et al*., 2024).

En conjunto, las señales cromatográficas no indican por sí mismas la necesidad inmediata de remediación, pero permiten identificar compuestos candidatos, reconocer los sitios con mayor prioridad analítica y orientar la selección de métodos confirmatorios. En caso de comprobarse concentraciones ambientalmente relevantes de DEHP u otros contaminantes orgánicos, deberá evaluarse su biodisponibilidad y la capacidad

degradadora de la microbiota nativa mediante ensayos de microcosmos. El seguimiento de estos procesos debe considerar que la disminución de la concentración del compuesto original no demuestra necesariamente su biodegradación completa, particularmente cuando los contaminantes se encuentran en concentraciones traza o fuertemente adsorbidos al suelo (Aldas-Vargas *et al*., 2022). Esta evaluación permitiría distinguir entre transformación parcial, mineralización y pérdida aparente asociada con procesos de sorción antes de seleccionar una estrategia biológica.

Conclusión

La caracterización integrada de los cinco suelos agrícolas permitió establecer una línea base sobre su condición fisicoquímica y sobre la presencia presuntiva de compuestos orgánicos asociados con actividades antropogénicas. Los suelos presentaron textura predominantemente arcillosa, pH neutro a medianamente alcalino, baja conductividad eléctrica y variaciones en humedad, materia orgánica y nutrimentos. En conjunto, estos parámetros no evidencian un deterioro fisicoquímico generalizado que limite de manera inmediata su uso agrícola; sin embargo, la elevada proporción de arcilla representa un factor determinante para el destino ambiental de los contaminantes, debido a que puede incrementar su adsorción, disminuir su movilidad y prolongar su permanencia en la matriz edáfica.

El análisis cualitativo mediante GC–MS permitió reconocer señales compatibles con bis(2-etilhexil) ftalato y con estructuras de tipo benzimidazólico. La detección recurrente de señales asociadas con DEHP en IRP-MACE-L01, IRP-MALCH-L01 y PN-MAJI-L01 justifica priorizar estos sitios en una etapa analítica confirmatoria. No obstante, la interpretación ambiental de estos resultados debe considerar el carácter ubicuo de los ftalatos y su posible contribución al fondo analítico. De forma similar, la señal relacionada con una estructura benzimidazólica constituye un indicio de interés, pero no permite atribuirla directamente a un fungicida específico ni establecer su origen sin análisis dirigidos adicionales.

Con los resultados disponibles no es posible clasificar los sitios como contaminados ni concluir que requieran remediación inmediata. Esta decisión demanda confirmar la identidad de los compuestos, cuantificar sus concentraciones, evaluar su biodisponibilidad y compararlas con criterios regulatorios o de riesgo aplicables al uso agrícola del suelo. Por tanto, el estudio identifica una condición de vigilancia ambiental y no una evidencia concluyente de afectación que justifique por sí sola una intervención.

En caso de confirmarse contaminantes biodegradables en concentraciones ambientalmente relevantes, el pH y la baja salinidad observados podrían favorecer la actividad microbiana. Sin embargo, la alta fracción arcillosa y la probable retención de los compuestos podrían limitar su disponibilidad y reducir la eficiencia de los procesos biológicos. En este contexto, la atenuación natural monitoreada y la bioestimulación de las comunidades autóctonas constituyen las primeras alternativas que deberían evaluarse mediante ensayos de microcosmos. La bioaumentación sería justificable únicamente si se demuestra una capacidad degradadora insuficiente de la microbiota nativa, mientras que la integración con procesos químicos o fisicoquímicos podría considerarse para compuestos recalcitrantes o fuertemente adsorbidos.

El principal aporte del estudio consiste en establecer una ruta de decisión para suelos agrícolas con antecedentes de aplicación de agroquímicos. Esta ruta comprende la detección exploratoria, la confirmación y cuantificación de los contaminantes, la evaluación de su movilidad y biodisponibilidad, el análisis del riesgo y, finalmente, la selección de ensayos de tratabilidad cuando la evidencia demuestre la necesidad de intervención. Este enfoque permite priorizar los sitios que requieren seguimiento, evitar la aplicación prematura de tratamientos y orientar estrategias de recuperación compatibles con la conservación de la función productiva y ambiental del suelo.

Referencias

Adams, K. T., Haggerty, C., Scott, R. P., O'Connell, S., & Anderson, K. A. (2025). Targeted Gas Chromatography-Mass Spectrometry Analysis of 31 Phthalates and Replacements: Method Optimization and Application to Edible Oils and Silicone Wristbands. *Journal of Separation Science*, *48*(7). https://doi.org/10.1002/jssc.70227

Adekiya, A. O., Ogunbode, T. O., Esan, V. I., Adedokun, O., Olatubi, I. V., & Ayegboyin, M. H. (2025). Impact of Calcium Sources on Soil Chemical Properties, Tomato Growth, Yield, and Quality. *Scientific World Journal*, *2025*(1). https://doi.org/10.1155/tswj/6653874

Ahmad, K. S., Rashid, N., Nazar, M. F., & Tazaiyen, S. (2013). Adsorption and desorption characteristic of benzimidazole based fungicide carbendazim in Pakistani soils. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, *35*(3).

Ahmad, K. S., Rashid, N., Shaheen, I., & Zahra, T. (2015). Comparative study of sorption-desorption behavior of benzimidazole based pesticides on selected soils. *Eurasian Journal of Analytical Chemistry*, *10*(1).

Aldas-Vargas, A., Poursat, B. A. J., & Sutton, N. B. (2022). Potential and limitations for monitoring of pesticide biodegradation at trace concentrations in water and soil. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *38*(240). https://doi.org/10.1007/s11274-022-03426-x

Azubuike, C. C., Chikere, C. B., & Okpokwasili, G. C. (2016). Bioremediation techniques—Classification based on site of application: Principles, advantages, limitations and prospects. *World Journal of Microbiology and Biotechnology, 32*, 180. https://doi.org/10.1007/s11274-016-2137-x

Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal, 54*(5), 464–465. https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (15th ed.). Pearson.

Enesi, R. O., Dyck, M. F., Thilakarathna, M. S., Strelkov, S. E., & Gorim, L. Y. (2024). Calibrated SoilOptix ® estimates of soil pH and exchangeable cations in three agricultural fields in western Canada – implications for managing spatially variable soil acidity. *Heliyon*, *10*(17). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e37106

Fenoll, J., Hellín, P., Marín, C., Martínez, C. M., & Flores, A. P. (2005). Multiresidue analysis of pesticides in soil by gas chromatography with nitrogen-phosphorus detection and gas chromatography mass spectrometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *53*(20). https://doi.org/10.1021/jf051327s

Food and Agriculture Organization of the United Nations, & Intergovernmental Technical Panel on Soils. (2015). *Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report*. FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, & United Nations Environment Programme. (2021). *Global assessment of soil pollution: Report*. FAO. https://doi.org/10.4060/cb4894en

Hanna Instruments Inc. (2024, 28 de septiembre). *HI 83399. Fotómetro multiparamétrico con DQO. Manual de instrucciones*. https://www.documentation.hannainst.com/manuals/preview/2308

Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L., & Beaton, J. D. (2014). *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management* (8th ed.). Pearson.

Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology, 25*, 101–110. https://doi.org/10.1023/A:1008119611481

Hillel, D. (2004). *Introduction to Environmental Soil Physics*. Elsevier Academic Press.

IUSS Working Group WRB. (2022). *World reference base for soil resources: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps* (4th ed.). International Union of Soil Sciences.

Kholin, A. Y., Kolosova, E. A., & Kurbatova, S. V. (2023). Features of sorption of alkyl derivatives of benzimidazole under gas chromatography conditions. *Sorbtsionnye i Khromatograficheskie Protsessy*, *23*(5). https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2023.23/11706

Lesueur, C., Gartner, M., Mentler, A., & Fuerhacker, M. (2008). Comparison of four extraction methods for the analysis of 24 pesticides in soil samples with gas chromatography-mass spectrometry and liquid chromatography-ion trap-mass spectrometry. *Talanta*, *75*(1). https://doi.org/10.1016/j.talanta.2007.11.031

Liu, Q., Chen, D., Wu, J., Yin, G., Lin, Q., Zhang, M., & Hu, H. (2018). Determination of phthalate esters in soil using a quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe method followed by GC–MS. *Journal of Separation Science*, *41*(8). https://doi.org/10.1002/jssc.201701126

Luís, C., Algarra, M., Câmara, J., & Perestrelo, R. (2021). Comprehensive Insight from Phthalates Occurrence: From Health Outcomes to Emerging Analytical Approaches. *Toxics*, *9*(7), 157. https://doi.org/10.3390/toxics9070157

Marega, M., Grob, K., Moret, S., & Conte, L. (2013). Phthalate analysis by gas chromatography-mass spectrometry: Blank problems related to the syringe needle. *Journal of Chromatography A*, *1273*. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.11.076

Meftaul, I. M., Venkateswarlu, K., Annamalai, P., Parven, A., & Megharaj, M. (2023). Degradation of four pesticides in five urban landscape soils: Human and environmental health risk assessment. *Environmental Geochemistry and Health, 45*, 1599–1614. https://doi.org/10.1007/s10653-022-01278-w

Neira-Albornoz, A., Fuentes, E., & Caceres-Jensen, L. (2022). Connecting the evidence about organic pollutant sorption on soils with environmental regulation and decision-making: A scoping review. *Chemosphere*, *308*, 136164. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136164

Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks *et al*. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods* (pp. 961–1010). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34

Net, S., Delmont, A., Sempéré, R., Paluselli, A., & Ouddane, B. (2015). Reliable quantification of phthalates in environmental matrices: A critical review of existing methods. *Science of the Total Environment, 515–516*, 162–180. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.013

Olivares Cruz, J. E., Mora Villagrana, J., & Mendoza Yañez, L. D. (marzo de 2020). *Lavado de material de laboratorio. Materiales de Aprendizaje.* https://www.materialesdeaprendizaje.org/archivos/quimica/Control_de_calidad_en_los_mtodos_volumtricos/

Pathak, V. M., Verma, V. K., Rawat, B. S., Kaur, B., Babu, N., Sharma, A., Dewali, S., Yadav, M., Kumari, R., Singh, S., Mohapatra, A., Pandey, V., Rana, N., & Cunill, J. M. (2022). Current status of pesticide effects on environment, human health and its eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. *Frontiers in Microbiology, 13*, 962619. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.962619

Paul, E. A. (2015). *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* (4th ed.). Academic Press. https://doi.org/10.1016/C2012-0-06574-3

Potts, J., Jones, D. L., Macdonald, A., Ma, Q., & Cross, P. (2022). Acetamiprid fate in a sandy loam with contrasting soil organic matter contents: A comparison of the degradation, sorption and leaching of commercial neonicotinoid formulations. *Science of the Total Environment, 842*, 156711.

Romantschuk, M., Lahti-Leikas, K., Kontro, M., Galitskaya, P., Talvenmäki, H., Simpanen, S., Allen, J. A., & Sinkkonen, A. (2023). Bioremediation of contaminated soil and groundwater by *in situ* biostimulation. *Frontiers in Microbiology, 14*, 1258148. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1258148

Sanchez-Brunete, C., Albero, B., & Tadeo, J. L. (2004). Multiresidue Determination of Pesticides in Soil by Gas Chromatography - Mass Spectrometry Detection. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *52*(6). https://doi.org/10.1021/jf0354646

Savci, S. (2012). Investigation of effect of chemical fertilizers on environment. *APCBEE Procedia, 1*, 287–292.

Scopetani, C., Chelazzi, D., Cincinelli, A., & Esterhuizen-Londt, M. (2024). Phthalates and other organic chemicals in agricultural soils influenced by different plastic materials. *Environmental Research, 259*, 119541. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119541

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). *NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*.

Shekhar, C., Khosya, R., Thakur, K., Mahajan, D., Kumar, R., Kumar, S., & Sharma, A. K. (2024). A systematic review of pesticide exposure, associated risks, and long-term human health impacts. *Toxicology Reports, 13*, 101840. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101840

Sokołowski, A., Dybowski, M. P., Oleszczuk, P., Gao, Y., & Czech, B. (2024). Fast and reliable determination of phthalic acid esters in soil and lettuce samples based on QuEChERS GC–MS/MS. *Food Chemistry, 437*, 138222. https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.138222

VOLUMEN 48
XXXI Verano De la Ciencia
ISSN 2395-9797
www.jovenesenlaciencia.ugto.mx

Uvalle-Bueno, J. X., Vélez-Gutiérrez, C., & Ramírez-Figueroa, A. (2007). Muestreo y análisis de suelo en plantaciones de agave. En F. O. RulfoVilchis, J. F. Pérez-Domínguez, J. I. del Real-Laborde, & K. F. Byerly-Murphy (Eds.), Conocimiento y prácticas agronómicas para la producción de *Agave tequilana* Weber en la zona de denominación de origen del tequila (pp. 37-55). Guadalajara, Jalisco, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro de Investigación Regional del Pacífico Centro.

Vélez López, J., Cuevas Covarrubias, A., Mérida Montiel, R., & Hernández Pérez, I. (1996). *Texto guía de la carta magnética Matehuala F14-1, estados de San Luis Potosí, Nuevo León, Zacatecas y Tamaulipas, escala 1:250 000.* Consejo de Recursos Minerales. https://www.sgm.gob.mx/pdfs/textos_guia/74_F14-1_GF_INF.pdf

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science, 37*(1), 29–38. https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003

Zahra, T., Ahmad, K. S., Shaheen, I., Azhar, S., & Jaffri, S. B. (2017). Determining the adsorption and desorption behavior of thiabendazole fungicide for five different agricultural soils. *Soil and Environment*, *36*(1). https://doi.org/10.25252/SE/17/31021