Ciencias Agrícolas

Nanomateriales inmovilizados para la remoción de arsénico en sistemas agrícolas: una breve revisión

Corazón Giovanna Morales-Amaya¹ Pablo Daniel Astudillo-Sánchez² Liliana Reynoso-Cuevas³ Raúl Herrera-Mendoza¹ Samuel Alejandro Lozano-Morales^{4,§}

- 1 Centro de Investigación en Química Aplicada. Enrique Reyna # 140, Col. San José de los Cerritos, Saltillo, Coahuila, México. CP. 25294. (corazon.morales.ps@ciqa.edu.mx; raul.herrera@ciqa.edu.mx).
- 2 Departamento de Ciencias Básicas y Aplicadas-Centro Universitario de Tonalá. Av. Nuevo Periférico Oriente, Tonalá, Jalisco, México. CP. 45425. (pablo.astudillo@academicos.udg.mx).
- 3 IxM-SECIHTI-Centro de Investigación en Materiales Avanzados. Calle CIMAV 110, Ejido Arroyo Seco, Durango, México. CP. 34147. (liliana.reynoso@cimav.edu.mx).
- 4 IxM-SECIHTI-Centro de Investigación en Química Aplicada. Enrique Reyna # 140, Col. San José de los Cerritos, Saltillo, Coahuila, México. CP. 25294.

Autor para correspondencia: alejandro.lozano@ciqa.edu.mx.

Resumen

La contaminación por arsénico en suelos agrícolas y aguas de riego representa una amenaza significativa para la productividad de cultivos y la seguridad alimentaria. En respuesta a esta problemática, el presente trabajo de revisión tuvo como objetivo analizar el uso de nanomateriales inmovilizados como alternativa tecnológica para la remoción eficiente de contaminación por arsénico en sistemas agrícolas. Se recopilaron y evaluaron estudios recientes sobre la aplicación de nanomateriales como nanopartículas de hierro cero valente, nanoarcillas y óxidos metálicos, inmovilizados en matrices poliméricas, cerámicas o naturales. La metodología consistió en un análisis documental y comparativo de investigaciones científicas publicadas en revistas arbitradas, considerando los parámetros de capacidad de adsorción, mecanismos de remoción, condiciones óptimas y eficiencia en campo. Los resultados indicaron que los nanomateriales inmovilizados presentan mayor estabilidad, capacidad de regeneración y menor riesgo de lixiviación en comparación con métodos tradicionales. Además, se documentaron casos exitosos en México, donde su implementación redujo hasta en un 70% la concentración de contaminación por arsénico en suelos y aguas de riesgo. Se concluye que el uso de nanomateriales inmovilizados es una estrategia viable y sostenible para la descontaminación agrícola, aunque aún se requieren más estudios sobre su impacto ambiental y costo-beneficio para su aplicación a gran escala.

Palabras clave:

agricultura sostenible, nanomateriales inmovilizados, remediación de As.

License (open-access): Este es un artículo publicado en acceso abierto bajo una licencia Creative Commons

elocation-id: e4056

Ensayo



La presencia de arsénico (As) en suelos y aguas de riego representa una amenaza crítica para la agricultura sostenible, la calidad de los cultivos y la salud pública. Regiones como México, India, Bangladesh y Chile han reportado concentraciones elevadas de As dentro del suministro de la seguridad alimentaria (Bhattacharya *et al.*, 2010; Ruiz- Huerta *et al.*, 2017). Además, el As es altamente tóxico y móvil en medios agrícolas. Por ello, organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) han establecido límites permisibles en aguas, suelos y alimentos para reducir los riesgos asociados.

En México, las normas NOM-127-SSA-2021 y NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 regulan la presencia de As en agua potable y suelos agrícolas, estableciendo valores máximos entre 0.025 mg L⁻¹ en agua y 22 mg kg⁻¹ en suelos (Secretaría de Salud, 2022; SEMARTAT, 2007). Si bien existen métodos tradicionales de remoción como la coagulación, filtración y el intercambio iónico, presentan limitaciones en eficiencia y costos (Kumar *et al.*, 2019).

Ante este escenario, la nanotecnología ha surgido como una alternativa prometedora, en especial mediante el uso de nanomateriales inmovilizados, que ofrecen mayor selectividad, estabilidad y eficiencia en la adsorción de As. Por lo que, este articulo presenta una revisión crítica del uso de nanomateriales inmovilizados en la remediación del suelo y aguas de riego contaminados con As, incluyendo estudios de caso, mecanismos de acción, comparaciones tecnológicas y su evaluación ambiental.

Desarrollo

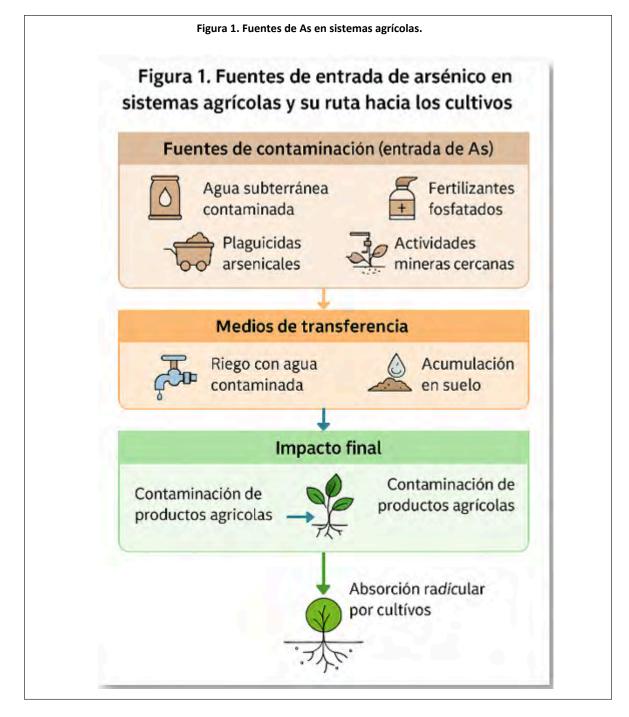
Impacto del arsénico en la agricultura

El arsénico en suelos agrícolas compromete la salud del ecosistema y la productividad de cultivos (Ruíz-Huerta *et al.*, 2017). En regiones mexicanas como la Comarca Lagunera, el uso de agua contaminada con As ha demostrado alterar el pH, reducir la disponibilidad de nutrientes esenciales y afectar la microbiota edáfica, disminuyendo la calidad de los cultivos y aumentando su toxicidad por bioacumulación (Osuna-Martínez *et al.*, 2021).

Fuentes de arsénico en sistemas agrícolas

El As tiene orígenes tanto natural como antropogénico. En su forma natural, se libera por la erosión de minerales arsenicales (arsenopirita), la actividad volcánica y la disolución de minerales en acuíferos ricos en As. Por otro lado, las fuentes antropogénicas incluyen el uso de pesticidas arsenicales, fertilizantes contaminados, riego con aguas subterráneas contaminadas, actividad minera y desechos industriales (Jiménez *et al.*, 2023). La Figura 1 resume estas fuentes.





Efectos del As en la fertilidad del suelo

El As interfiere directamente con la dinámica del suelo agrícola, tales como: Microbiota: Inhibe bacterias y hongos beneficiosos como *Rhizobium* y *Mycorrhizae* afectando ciclos de nitrógeno y fosforo, y reduce la biodiversidad microbiana. pH del suelo: en suelos ácidos, el As posee mayor movilidad y biodisponibilidad; en suelos alcalinos puede formar complejos que inmovilizan nutrientes. Nutrientes esenciales: Compite con el fósforo y disminuye la disponibilidad de hierro (Fe), zinc (Zn) y manganeso (Mn), alterando procesos metabólicos, tales como la fotosíntesis y síntesis de proteínas (Singh y Srivastava, 2020; Beniwal *et al.*, 2023).



Contaminación de cultivos y seguridad alimentaria

El As se bioacumula en cultivos comestibles, afectando su valor nutricional y generando riesgos toxicológicos en seres vivos. Su absorción depende de las características fisiológicas del cultivo. El Cuadro 1 detalla los cultivos más afectados y sus riesgos asociados, incluyendo arroz, trigo, maíz y hortalizas.

| Cuadro 1. Cultivos más afectados por la absorción de As. | | | | | |
|--|----------------------------------|--|-----------------------------|----------------------------|--|
| Cultivo | Descripción | Daños o repercusiones específicas del As en el cultivo | Efectos en la salud | Referencia | |
| Arroz (Oryza sativa L.) | Cultivo altamente | Alteración en el | Exposición prolongada | Mitra et al. (2017); | |
| | susceptible al As debido | metabolismo del | puede causar cáncer | FAO (2022) | |
| | a su crecimiento en | silicio, estrés oxidativo, | de piel, pulmón y vejiga; | | |
| | suelos inundados, | inhibición del crecimiento | además de afectar | | |
| | donde el As ⁺³ es más | radicular y menor | el sistema nervioso | | |
| | soluble y biodisponible. | rendimiento de grano. | y cardiovascular. | | |
| Trigo (Triricum spp.) | Absorbe As en menor | Reducción en la | Puede afectar la | Bhattacharya et al. (2010) | |
| | medida que el arroz, | germinación, menor | biodisponibilidad de | | |
| | pero puede acumularlo | biomasa aérea y radicular, | hierro y zinc, aumentando | | |
| | en los granos y reducir | interferencia en el | el riesgo de anemia y | | |
| | la calidad nutricional. | metabolismo del fósforo. | deficiencias nutricionales. | | |
| Maíz (Zea mays L.) | Cultivo base de la | Daño en tejidos | El consumo prolongado | Huerta y Hernández (2012 | |
| | alimentación en México, | vasculares, reducción | puede generar | | |
| | absorbe As del suelo | de clorofila, menor | alteraciones metabólicas, | | |
| | y agua de riego, | crecimiento foliar | menor desarrollo en | | |
| | con acumulación en | y acumulación | niños y problemas | | |
| | raíces, hojas y granos. | de As en granos. | hepáticos y renales. | | |
| Hortalizas de raíz | Crecen en contacto directo | Afección en la calidad del | Causa toxicidad crónica, | Upadhyay et al. (2019) | |
| (zanahoria, papa, betabel) | con suelos contaminados, | tubérculo, deformaciones | afectando el sistema | | |
| | lo que facilita la absorción | morfológicas, | digestivo y la absorción | | |
| | de As en sus tejidos. | acumulación de As en tejidos comestibles. | de nutrientes esenciales | | |
| Hortalizas de | Absorben As a través | Clorosis, necrosis | La acumulación | Laizu (2008) | |
| hoja (espinaca, | del agua de riego, | marginal, estrés hídrico | en hojas puede | . , | |
| lechuga, acelga) | acumulándolo en | incluido y disminución | provocar intoxicaciones | | |
| | hojas y reduciendo | del contenido de | leves a moderadas, | | |
| | su calidad nutricional. | proteínas y antioxidantes. | afectando el sistema | | |
| | | | nervioso y hepático. | | |

Impacto en la calidad nutricional de los alimentos

Más allá de su toxicidad, el As deteriora la calidad nutricional de los alimentos al alterar el metabolismo vegetal.

Absorción de nutrientes

Compite con el fósforo y reduce la disponibilidad de Fe, Zn y Mn, afectando el crecimiento y contenido nutricional (Beniwal *et al.*, 2023).



Composición química

Afecta la síntesis de proteínas, azucares y antioxidantes, lo que deteriora el valor energético, sabor y calidad del alimento (Huerta y Hernández, 2012; Ruíz-Huerta *et al.*, 2017; Upadhyay *et al.*, 2019; Beniwal *et al.*, 2023).

Disponibilidad en humanos

Reduce la absorción intestinal de minerales, elevando el riesgo de anemia, inmunodeficiencias y enfermedades óseas (Camacho *et al.*, 2011; Singh y Srivastava, 2020).

Casos documentados y cultivos afectados en el mundo

Estudios en Bangladesh, India, Argentina, México y otros países, muestran que el As presente en suelos y aguas de riego ha causado afectaciones severas a cultivos y salud pública. El Cuadro 2 sintetiza estos casos, mostrando su distribución geográfica, cultivos involucrados y consecuencias sanitarias como hidroarsenicismo, cánceres y deficiencias nutricionales (Bhattacharya et al., 2010; Alarcón Herrera et al., 2020).

| | Cuadro 2. Impacto del As en cultivos agrícolas. | | | | | | |
|------------------------------|--|---------------------|--|--|--|--|--|
| País | Situación | Cultivos afectados | Impacto en la salud | Referencia | | | |
| Bangladesh/India | Contaminación de agua subterránea con As (agua potable y cultivos) | Arroz | Cáncer (CA) de piel, pulmón y vejiga, enfermedades cardiovasculares (CV) y diabetes | Bhattacharya et al. (2010); Mitra et al. (2017) | | | |
| Argentina/México | Alta concentración de As en el agua de riego | Maíz y hortalizas | Hidroarsenicismo crónico (HC), CA de vejiga, riñón y pulmón; 4 millones de personas expuestas | Laizu, (2008); Huerta y Hernández, (2012) | | | |
| Chile | Contaminación por As (minería) en agua y suelo | Hortalizas y frutas | Aumento regional en tasas de CA y enfermedades CV | Upadhyay et al. (2019) | | | |
| México | Altos niveles de As en agua en zonas agrícolas | Maíz y frijol | HC, riesgo elevado de CA: comunidades rurales afectadas. | Huerta y Hernández, (2012); Alarcón- Herrera et al. (2020) | | | |
| Estados Unidos de América | Presencia de As en pozos, en regiones agrícolas. | Arroz | Riesgo de CA y CV por consumo de arroz contaminado: miles expuestos. | Meharg <i>et al.</i> (2009); USGS (2018) | | | |

El As en sistemas agrícolas no solo compromete el rendimiento de los cultivos, sino que también disminuye su valor nutricional, pone en riesgo la salud pública y limita la seguridad alimentaria en zonas rurales.

Remoción de As en agua de riego mediante nanomateriales inmovilizados

El uso de nanomateriales inmovilizados ha surgido como una estrategia innovadora en la remediación agrícola, ofreciendo soluciones eficientes y sostenibles para remover As en suelos y aguas de riego. Su integración en matrices sólidas mejora la estabilidad, facilita su recuperación y permite una aplicación controlada en campo.

Nanopartículas de hierro cero Valente

Las nanopartículas (Nps) de hierro cero Valente (nZVI), se han usado para la descontaminación de aguas tanto de metales pesados como de compuestos orgánicos clorados, debido a su alta reactividad y capacidad de adsorción. La inmovilización de estas Nps en matrices sólidas, como polímeros o soportes inorgánicos mejora su estabilidad y facilita su aplicación en entornos agrícolas.

Hallazgos como los de Qu *et al.* (2019) demostró que las nZVI inmovilizadas en una matriz de quitosano fueron efectivas en la reducción de cromo hexavalente (Cr (VI)) en suelos contaminados, logrando una disminución significativa de la concentración de Cr(VI) en un periodo corto (Qu *et al.*, 2019). A la par, en China, la aplicación de nZVI inmovilizadas en suelos agrícolas contaminados con As resultó en una reducción del 70% de la concentración de As disponible, mejorando la calidad del suelo y la seguridad de los cultivos.

Nanoarcillas

Las nanoarcillas, como la montmorillonita, bentonita y otras arcillas esmecitícas, se han usado para la remediación de suelos, debido a su alta superficie específica y capacidad de intercambio catiónico propiedades aptas para adsorber contaminantes y mejorar las propiedades físicas del suelo. Su inmovilización en matrices orgánicas o inorgánicas permite una aplicación más controlada y eficiente (Almasri *et al.*, 2018; Baigorria *et al.*, 2021).

En este sentido, la incorporación de nanoarcillas en suelos contaminados con pesticidas organoclorados mostró una reducción del 85% en la concentración de estos compuestos, además de mejorar la retención de agua y la estructura del suelo. Además, en España, la aplicación de nanoarcillas inmovilizadas en suelos vitivinícolas contaminados con cobre llevó a una disminución del 60% en la concentración de cobre disponible, promoviendo la recuperación de la microbiota del suelo y la salud de las vides.

Óxidos metálicos

Los nanocompuestos de óxidos metálicos, como el óxido de zinc (ZnO) y el óxido de magnesio (MgO), poseen propiedades antimicrobianas y de adsorción de contaminantes. Su inmovilización en matrices poliméricas o cerámicas permite su uso en la remediación de suelos y aguas agrícolas (Gao *et al.*, 2021). La aplicación de nanocompuestos de ZnO inmovilizados en una matriz de alginato mostró eficacia en la remoción de bacterias patógenas y la adsorción de metales pesados en el aqua de riego (Gao *et al.*, 2021).

En México, la utilización de filtros cerámicos impregnados con nanocompuestos de óxidos metálicos permitió la purificación de agua de riego con problemas de calidad de agua. En regiones como Coahuila y Durango, la implementación de tecnologías de remediación del agua de riego ha demostrado resultados positivos. El uso óxidos de hierro, como Fe₃O₄ o Fe₂O₃, inmovilizados en sistemas de filtración ha permitido reducir significativamente los niveles de As en el agua para el riego de cultivos de maíz y trigo (Morales *et al.*, 2012).

Por ejemplo, en Guanajuato, México, el uso de zeolitas naturales ha ayudado a mejorar la calidad del agua de riego en zonas afectadas por la contaminación con distintos metales pesados, este método ha permitido a los agricultores reducir los niveles de metales pesados en cultivos, garantizando así una mayor seguridad alimentaria (Armienta *et al.*, 2020).

Las Nps de TiO_2 inmovilizadas son conocidas por sus propiedades fotocatalíticas, utilizadas para la degradación de contaminantes orgánicos en agua y suelo (Yu *et al.*, 2013). La inmovilización de Nps TiO_2 en soportes sólidos evita su dispersión en el medio ambiente y facilita su recuperación. Un estudio reportó que TiO_2 inmovilizado en esferas de sílice fue efectivo en la degradación de pesticidas en el agua de riego, logrando una remoción del 90% de los contaminantes bajo irradiación solar (Yu *et al.*, 2013).

Mecanismos de adsorción y eficiencia de nanomateriales

La remoción de As en suelos y agua de riego mediante los nanomateriales ocurre a través de diversos mecanismos fisicoquímicos que dependen de la composición, estructura y funcionalización de los materiales. La interacción entre el As y los nanomateriales determina su eficiencia en la adsorción, influenciadas como el pH, la concentración de As, la competencia con otros iones y la estabilidad del nanomaterial en el medio agrícola. Los principales mecanismos de adsorción de As por nanomateriales incluyen.

Intercambio iónico

En el que implica la sustitución de iones arsenicales en la superficie del nanomaterial (eg. óxidos de hierro funcionalizados), común en zeolitas modificadas y nanoarcillas.

Quimisorción

Es la formación de enlaces covalentes estables o coordinados fuertes, especialmente en nZVI (Fe⁰) y algunos óxidos metálicos como Fe₃O₄ y MnO₂. Las nZVI actúan principalmente por reducción de As⁺³ a formas insolubles y quimisorción sobre óxidos de hierro formados in situ.

Adsorción electrostática

Atrae especies arsenicales con carga opuesta, depende del pH, común en nanocompuestos funcionalizados con grupos amino, como nanoarcillas con modificaciones orgánicas y nanopartículas dopadas con biopolímeros. En el caso de las nanoarcillas como la montmorillonita, retiene As⁺⁵ mediante intercambio iónico con aniones como fosfato o sulfato.

Fotocatálisis

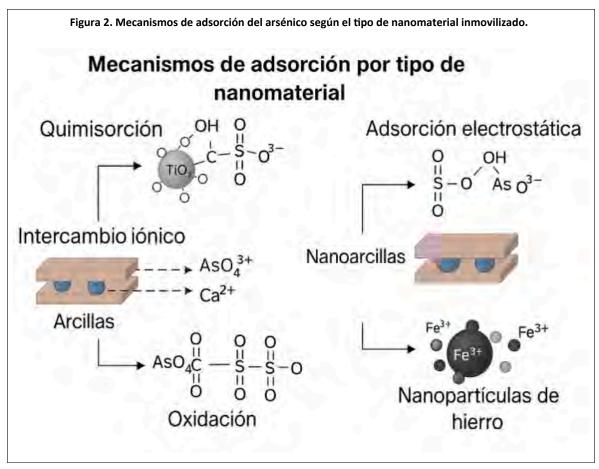
En el caso de las NPs de TiO₂ inmovilizado, oxida As⁺³ a As⁺⁵ y favorece su posterior adsorción en la superficie activa, degradando compuestos orgánicos asociados lo que facilita la adsorción del As por oxidación asistida por luz.

Atrapamiento físico

En matrices porosas, como soportes cerámicos o poliméricos, que aumentan la retención del As por difusión y retención en canales internos.

La Figura 2 es una representación esquemática de los principales mecanismos fisicoquímicos de adsorción involucrados en la remoción de As mediante nanomateriales inmovilizados: quimisorción en NPs de TiO₂, adsorción electrostática en nanoarcillas, intercambio iónico en arcillas y procesos de oxidación en presencia de NPs de Fe. Las estructuras reflejan interacciones a nivel molecular típicas de cada sistema.





Estos mecanismos en conjunto permiten que los nanomateriales inmovilizados superen las limitaciones técnicas de los métodos tradicionales, la eficiencia depende del tipo de nanomaterial, la especie arsenical (As⁺³ o As⁺⁵), pH, competencia iónica o condiciones del medio. A diferencia de métodos como la coagulación, intercambio iónico o fitorremediación, los nanomateriales inmovilizados presentan mayor eficiencia (aproximadamente del 95%), menor generación de residuos y un potencial de reutilización y regeneración. En el Cuadro 3 se presentaron algunos materiales que superan las limitaciones técnicas y ambientales de tecnologías tradicionales.

| Cuadro 3. Capacidad de adsorción de As en nanomateriales inmovilizados. | | | | | |
|---|--|---------------------------------|---|----------------------|--|
| Nanomaterial | Capacidad de adsorción (mg As g ⁻¹) | Mecanismo de adsorción | Condiciones óptimas (pH, temperatura, etc.) | Referencia | |
| Nps de hierro cero | 40-70 | Quimisorción e | pH 6-8, condiciones | Kang et al. (2019); | |
| Valente (nZVI) | | intercambio iónico | aeróbicas | Qu et al. (2019) | |
| Óxidos de | 30-60 | Oxidación de As ⁺³ y | pH 4-7, temperatura | Xie et al. (2022) | |
| manganeso dopados | | adsorción electrostática | moderada | | |
| Nanocompuestos | 25-55 | Adsorción electrostática | pH 6-9, presencia | Toor et al. (2015); | |
| de carbono | | y quimisorción | de materia orgánica | Gautam et al. (2021) | |
| NPs de TiO ₂ | 15-40 | fotocatálisis y | pH 5-7, irradiación | Yu et al. (2013). | |
| inmovilizadoras | | adsorción superficial | solar moderada | | |
| Nanoarcillas | 10-35 | Intercambio catiónico | pH 4-6 humedad | Almasri et al. | |
| (montmorillonita) | | y adsorción por | moderada | (2018);Baigorria | |
| | | superficie cargada | | et al. (2021) | |



| Nanomaterial | Capacidad de adsorción (mg As g ⁻¹) | Mecanismo de adsorción | Condiciones óptimas (pH, temperatura, etc.) | Referencia |
|--------------------|--|---------------------------------------|---|------------------------|
| Zeolitas naturales | 20-50 | Intercambio iónico | pH 6-8 condiciones | Morales et al. (2012); |
| modificadas | | y atrapamiento en canales cristalinos | de campo | Armienta et al. (2020) |

Estudios de caso México

Diversos nanomateriales se han utilizado de manera efectiva para remover metales pesados del agua y suelos en distintas regiones del país. En Durango, se han empleado Nps de óxidos y filtros de carbón activado, con resultados eficientes en la adsorción de As y Pb, reduciendo su solubilidad (García y Bonilla, 2015; Zhao *et al.*, 2020). En Guanajuato, los filtros de zeolita natural han demostrado poseer una alta capacidad para atrapar As y Hg en sus poros (Sridhar y Adeyemo, 2009; Morales *et al.*, 2012).

Así mismo, en Coahuila, se han desarrollado biofiltros combinados con Nps de hierro para remover As y Cd mediante procesos biológicos asistidos por microorganismos (Finnegan y Chen, 2012; Wang *et al.*, 2022). En Hidalgo, el uso de carbón activado con Nps ha mostrado alta eficiencia para remover Pb y Hg, mejorando las propiedades adsorbentes del sistema (Lui *et al.*, 2021; García y Pérez, 2021).

Al mismo tiempo, en San Luis Potosí ha reportado buenos resultados en sistemas de fitorremediación con nanofiltros de carbono, que permiten la retención de As y Pb en combinación con plantas que absorben contaminantes (López y Martínez, 2020; Zhao *et al.*, 2020). En Sonora, las nanoarcillas funcionalizadas con grupos aminos han demostrado gran capacidad para reducir la disponibilidad de As y Pb en suelos agrícolas (Martínez *et al.*, 2020).

Finalmente, en Querétaro, los óxidos de manganeso dopados con Nps de hierro han sido eficaces en la estabilización de As y Cd en suelos contaminados (Figura 3) (Ramírez *et al.*, 2021). Estas aplicaciones no solo han demostrado eficiencia técnica, sino que han contribuido a mejorar la salud ambiental y la calidad de vida en comunidades rurales expuestas a altos niveles de As. En varios casos, se ha observado una reducción en afecciones asociadas al consumo de agua contaminada y un aumento en la confianza de los agricultores hacia el uso seguro del recurso hídrico para sus cultivos.





Comparación con métodos tradicionales en la remoción de arsénico

Históricamente, el As en sistemas agrícolas ha sido tratado mediante métodos convencionales como la coagulación química, filtración con carbón activado, intercambio iónico y fitorremediación. Sin embargo, estos enfoques presentan limitaciones significativas: baja eficiencia a bajas concentraciones, y dificultad para escalar en campo.

En contraste, los nanomateriales inmovilizados ofrecen ventajas clave: mayor eficiencia de adsorción (hasta 95%), bajo impacto ambiental, y posiblemente de regeneración. Inmovilizados en soportes como biopolímeros, zeolitas o bichar, mejoran la estabilidad, reducen lixiviación y facilitan su recuperación. El Cuadro 4 presentó una comparación entre métodos tradicionales y nanomateriales inmovilizados considerando eficiencia, costo y sostenibilidad.

| Cuadro 4. Comparación de métodos tradiciones vs nanomateriales inmovilizados. | | | | | |
|---|----------------|--|---|----------------------------------|---|
| Método | Eficiencia (%) | Costo en dólares (\$ m ⁻³ tratado) | Limitaciones | Impacto ambiental | Referencia |
| Coagulación con sales de hierro | 50-70 | 1.5-3 | Genera lodos tóxicos | Moderado (manejo de residuos) | WHO (2022); Smith <i>et al.</i> (2019) |
| Filtración con carbón activado | 30-50 | 0.5-1.2 | Menos efectivo en agua con materia orgánica | Bajo | Meharg <i>et al.</i> 2017); Zhao <i>et al.</i> (2018); FAO (2022) |
| Intercambio iónico | 60-80 | 2-4 | Requiere regeneración de resinas | Generación de residuos químicos | Kim y Benjamin (2004) |



| Método | Eficiencia (%) | Costo en dólares (\$ m ⁻³ tratado) | Limitaciones | Impacto ambiental | Referencia |
|------------------|----------------|--|-----------------------|-------------------|---------------------|
| Fitorremediación | 20-40 | 0.3-1 | Proceso lento | Beneficioso | Atabaki et al. |
| | | | | (absorción | (2020);Alka |
| | | | | de biomasa) | et al. (2021) |
| Nanomateriales | 70-95 | 2.5-4.5 | Requiere optimización | Bajo (puede | Yu et al. (2013);Qu |
| inmovilizados | | | en campo | regenerarse y | et al. (2019); Rao |
| | | | | reutilizarse). | Vaddi et al. (2024) |

Evaluación ambiental de los nanomateriales inmovilizados

A pesar de su eficiencia, el uso de nanomateriales requiere una evaluación integral para asegurar su compatibilidad con el entorno agrícola y considerar los siguientes subtemas.

Biodegradabilidad

Los nanomateriales basados en biopolímeros como quitosano o celulosa son preferibles, ya que se degradan naturalmente sin dejar residuos persistentes. En cambio, las nanopartículas metálicas pueden acumularse y alterar la estructura del suelo a largo plazo.

Toxicidad a la microbiota

Algunas nanopartículas (eg. plata. Óxidos de Zn o Ti) tienen propiedades antimicrobianas que pueden reducir poblaciones benéficas del suelo, como bacterias fijadoras de nitrógeno o micorrizas. Se recomienda usar soportes naturales para minimizar su toxicidad.

Riesgo de lixiviación

Nanomateriales no estabilizados pueden migrar hacia cuerpos de agua cercanos. Su inmovilización en matrices solidas reduce este riesgo, manteniendo el material en el sitio de aplicación y evitando la contaminación secundaria.

Riesgos ecológicos

Aunque los nanomateriales inmovilizados presentan técnicas, también implican riesgos ecológicos que deben ser considerados antes de su aplicación a gran escala. Uno de los principales es la alteración del microbiota del suelo, ya que algunos nanomateriales, como los óxidos de zinc y plata, tienen propiedades antimicrobianas que pueden reducir poblaciones de microorganismos benéficos, como bacterias fijadoras de nitrógeno o micorrizas.

Además, si no están adecuadamente estabilizados, los nanomateriales pueden migrar en el ambiente, acumularse en zonas sensibles como cuerpos de agua o raíces de plantas no objetivo y modificar procesos edáficos esenciales. Esta movilidad y persistencia ambiental podría generar efectos ecotóxicos indirectos sobre la cadena trófica.

Estrategias de mitigación

Para minimizar estos riesgos, se recomienda priorizar el uso de matrices biocompatibles o biodegradables, como quitosano, celulosa o alginato, que reduzcan la toxicidad y mejoren la retención del nanomaterial en el sitio de aplicación. Asimismo, deben establecerse protocolos de monitoreo ambiental pos-aplicación, que incluyan bioensayos en microorganismos del suelo, análisis de lixiviados y evaluación de cambios en propiedades fisicoquímicas del suelo.

Finalmente, es esencial que el uso de nanomateriales en sistemas agrícolas esté regulado mediante marcos normativos, que aseguren una aplicación segura, sustentable y socialmente aceptable, especialmente en regiones con alta vulnerabilidad ambiental.

Conclusiones

Los nanomateriales inmovilizados representan una tecnología innovadora y eficaz para la remoción de As en diversas matrices de agua y suelos, con ventajas destacadas sobre los métodos tradicionales en términos de eficiencia, estabilidad, selectividad y sostenibilidad ambiental. Sin embargo, su aplicación a gran escala aún enfrenta retos relacionados con los costos de producción, la optimización según tipo de suelo o agua y la evaluación de su impacto ecológico.

Además, aspectos como la biodegradabilidad, la interacción con la microbiota del suelo y el riesgo de lixiviación deben ser cuidadosamente analizados para asegurar un uso seguro y sostenible. Estos materiales tienen el potencial de transformar las estrategias de remediación en la agricultura, pero su implementación debe ir acompañada de marcos regulatorios, estudios ambientales y estrategias socioeconómicas que garanticen su adopción responsable y efectiva a largo plazo.

Bibliografía

- Alarcón-Herrera, M. T.; Martin-Alarcon, D. A.; Gutiérrez, M.; Reynoso-Cuevas, L.; Martín-Domínguez, A.; Olmos-Márquez, M. A. and Bundschuh, J. 2020. Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: geographical data visualization. Science of the Total Environment. 698. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168.
- Alka, S.; Shahir, S.; Ibrahim, N.; Ndejiko, M. J.; Vo, D. V. N. and Manan, F. A. 2021. Arsenic removal technologies and future trends: a mini review. J Clean Prod. 278. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123805.
- Almasri, D. A.; Rhadfi, T.; Atieh, M. A.; McKay, G. and Ahzi, S. 2018. High performance hydroxyiron modified montmorillonite nanoclay adsorbent for arsenite removal. Chemical Engineering Journal. 335. https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.031.
- Armienta, M. A.; Beltrán, M.; Martínez, S. and Labastida, I. 2020. Heavy metal assimilation in maize (*Zea mays* L.) plants growing near mine tailings. Environ Geochem Health. 42(8):2361-2375. https://doi.org/10.1007/s10653-019-00424-1.
- Atabaki, N.; Shaharuddin, N. A.; Ahmad, S. A.; Nulit, R. and Abiri, R. 2020. Assessment of water mimosa (*Neptunia oleracea* Lour.) morphological, physiological, and removal efficiency for phytoremediation of arsenic-polluted water. Plants 9(11). https://doi.org/10.3390/plants9111500.
- Baigorria, E.; Cano, L. and Álvarez, V. A. 2021. Nanoclays as Eco-friendly adsorbents of arsenic for water purification. *In*: handbook of nanomaterials and nanocomposites for energy and environmental applications. 1-4. https://doi.org/10.1007/978-3-030-36268-3-61.
- Beniwal, R.; Yadav, R. and Ramakrishna, W. 2023. Multifarious effects of arsenic on plants and strategies for mitigation. Agriculture (Switzerland). 13(2). https://doi.org/10.3390/ agriculture13020401.
- Bhattacharya, P.; Samal, A. C.; Majumdar, J. and Santra, S. C. 2010. Arsenic contamination in rice, wheat, pulses, and vegetables: a study in an arsenic affected area of West Bengal, India. Water Air Soil Pollut 213(1-4). https://doi.org/10.1007/s11270-010-0361-9.
- 9 FAO. 2022. Producción de cultivos. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. FAOSTAT.



- Gao, W.; Liu, Y. and Dong, J. 2021. Immobilized ZnO based nanostructures and their environmental applications. Progress in Natural Science: materials International. 31(6). https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2021.10.006.
- Gautam, R. K.; Jaiswal, N.; Singh, A. K. and Tiwari, I. 2021. Ultrasound-enhanced remediation of toxic dyes from wastewater by activated carbon-doped magnetic nanocomposites: analysis of real wastewater samples and surfactant effect. Environmental Science and Pollution Research. 28(27):36680-36694. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13256-3.
- Huerta, E. A. R. y Hernández, M. A. A. 2012. Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales o residuos mineros. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 28(2).
- Jiménez, P. A. J.; Díaz, X.; Silva, M. L. N.; Vega, A. and Curi, N. 2023. Assessing and understanding arsenic contamination in agricultural soils and lake sediments from Papallacta rural Parish, Northeastern Ecuador, via ecotoxicology factors, for environmental embasement. Sustainability (Switzerland). 15(5). https://doi.org/10.3390/su15053951.
- Kim, J. and Benjamin, M. M. 2004. Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal. Water Res. 38(8):2053-2062. https://doi.org/10.1016/ j.watres.2004.01.012.
- Kumar, R.; Patel, M. Singh, P.; Bundschuh, J.; Pittman, C. U.; Trakal, L. and Mohan, D. 2019. Emerging technologies for arsenic removal from drinking water in rural and periurban areas: methods, experience from, and options for Latin America. Science of the Total Environment . 694:133427. https://doi.org/10.1016/J.scitotenv.2019.07.233.
- Laizu, J. 2008. Speciation of arsenic in vegetables and their correlation with inorganic phosphate level. Bangladesh J. Pharmacol. 2(2). https://doi.org/10.3329/bjp.v2i2.576.
- Mitra, A.; Chatterjee, S.; Moogouei, R. and Gupta, D. K. 2017. Arsenic accumulation in rice and probable mitigation approaches: a review. Agronomy. 7(4). https://doi.org/10.3390/ agronomy7040067.
- Osuna-Martínez, C. C.; Armienta, M. A.; Bergés-Tiznado, M. E. and Páez-Osuna, F. 2021. Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: an environmental review. Science of the Total Environment . 752. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142062.
- Qu, G.; Zeng, D.; Chu, R.; Wang, T.; Liang, D. and Qiang, H. 2019. Magnetic Fe₃O₄ assembled on nZVI supported on activated carbon fiber for Cr(VI) and Cu(II) removal from aqueous solution through a permeable reactive column. Environmental Science and Pollution Research . 26(5). https://doi.org/10.1007/s11356-018-3985-8.
- Rao-Vaddi, D.; Malla, R. and Geddapu, S. 2024. Magnetic activated carbon: a promising approach for the removal of methylene blue from wastewater. Desalination Water Treat. 317. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100146.
- Ruíz-Huerta, E. A.; Garza Varela, A.; Gómez-Bernal, J. M.; Castillo, F.; Avalos-Borja, M.; SenGupta, B. and Martínez-Villegas, N. 2017. Arsenic contamination in irrigation water, agricultural soil and maize crop from an abandoned smelter site in Matehuala, Mexico. J. Hazard Mater. 339. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.06.041.
- Singh, S. B. and Srivastava, P. K. 2020. Bioavailability of arsenic in agricultural soils under the influence of different soil properties. SN Appl. Sci. 2(2). https://doi.org/10.1007/ s42452-019-1932-z.
- Toor, S. K.; Devi, P. and Bansod, B. K. S. 2015. electrochemical detection of trace amount of arsenic (III) at glassy carbon electrode modified with Au/Fe3O4 Nanocomposites. Aquat Procedia. 4:1107-1113. https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.140.
- Upadhyay, M. K.; Shukla, A.; Yadav, P. and Srivastava, S. 2019. A review of arsenic in crops, vegetables, animals and food products. Food Chem. 276. https://doi.org/10.1016/ j.foodchem.2018.10.069.



- WHO. 2022. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda, World Health Organization.
- Xie, X.; Lu, C.; Xu, R.; Yang, X.; Yan, L. and Su, C. 2022. Arsenic removal by manganese-doped mesoporous iron oxides from groundwater: performance and mechanism. Science of the Total Environment . 806. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150615.
- Yu, L.; Peng, X. Ni, F. Li, J. Wang, D. and Luan, Z. 2013. Arsenite removal from aqueous solutions by #-Fe2O3-TiO2 magnetic nanoparticles through simultaneous photocatalytic oxidation and adsorption. J Hazard Mater. (246-247):10-17. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.007.





Nanomateriales inmovilizados para la remoción de arsénico en sistemas agrícolas: una breve revisión

Journal Information

Journal ID (publisher-id): remexca

Title: Revista mexicana de ciencias agrícolas

Abbreviated Title: Rev. Mex. Cienc. Agríc

ISSN (print): 2007-0934

Publisher: Instituto Nacional de Investigaciones

Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Article/Issue Information

Date received: 00 August 2025

Date accepted: 00 October 2025

Publication date: 15 October 2025

Publication date: Sep-Oct 2025

Volume: 16

Issue: esp30

Electronic Location Identifier: e4056

DOI: 10.29312/remexca.v16i30.4056

Article Id (other): 00019

Categories

Subject: Ensayos

Palabras clave:

Palabras clave:

agricultura sostenible nanomateriales inmovilizados remediación de As

Counts

Figures: 3
Tables: 4
Equations: 0
References: 27