

2026

Remediación de aguas contaminadas con arsénico y su
efecto en el cultivo de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*)

MCA. Linda Gilary
Acosta Lizárraga



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ingeniería

Remediación de aguas contaminadas con
arsénico y su efecto en el cultivo de tomate
(*Lycopersicon lycopersicum*)

Tesis

Que como parte de los requisitos para
obtener el Grado de

Doctora en Ingeniería en Biosistemas

Presenta

MCA. Linda Gilary Acosta Lizárraga

Dirigido por:

Dra. Ana Angélica Feregrino Pérez

Co-Director:

Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tizado

Querétaro, Qro. a abril de 2026

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ingeniería
Doctorado en Ingeniería en Biosistemas

Remediación de aguas contaminadas con arsénico y su efecto en el cultivo de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*)

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de

Doctora en Ingeniería en Biosistemas

Presenta:

MCA. Linda Gilary Acosta Lizárraga

Dirigido por:

Dra. Ana Angélica Feregrino Pérez - Directora

Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado – Co-directora

Dra. Ana Angélica Feregrino Pérez
Presidente

Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado
Secretario

Dr. Humberto Aguirre Becerra
Vocal

Dr. Ramón Gerardo Guevara González
Suplente

Dra. Carolina Bojórquez Sánchez
Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro.
Abril 2026
México

DEDICATORIA

A mi familia y mis amigos, de aquí y allá.

Que su apoyo siempre me persiga y me condene a seguir y ser feliz.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI, antes CONACYT) por el apoyo financiero brindado durante mi periodo de estudio del doctorado; con número de registro CVU: 868815.

Quiero agradecer a mi familia. A mis padres, Sonia y Lindolfo que, una vez más, sin tener idea de qué estaba yo haciendo cuando les dije que haría un doctorado, solo se dedicaron a apoyarme. Como si aprendiera a andar en bicicleta y, mientras voy a mi propio ritmo, me siguieron detrás para apoyarme cuando caía. Sin duda, fueron la imagen de mi fuerza en mis peores momentos. Los amo y espero siempre ser un pequeño reflejo de todo lo maravilloso que son.

A mi hermano Brayan que, entre desveladas, trabajo y familia, siempre tuvo un espacio para atenderme. Soy solo una parte de todo lo que no sabe que me enseñó. A quien sea que lea esto, sepan que mi hermano ha sido un maestro para mí y he aprendido a navegar muchas tormentas sólo de ver cómo él lo hizo. Y si tú, lector, resultases ser mi hermano, que sepas que te quiero muchísimo y estoy sumamente orgullosa de ti. Aprovecho el mismo espacio para agradecer a su hijo, mi sobrino Magdiel, ese pequeño individuo lleno de energía que tantas veces batallé. Pero no se comparan con las veces que llenó mi corazón de amor, porque detrás de sus berrinches, está su inocencia y su cariño. Te quiero mucho cabezón.

A mi señor marido, Walter. Gracias por todo. Y solo uso esa palabra porque de enunciar lo que has hecho por mí, necesitaría más que estas simples páginas. Cambiaste tu vida para acompañarme y estaré en deuda contigo siempre por eso. Gracias por cada minuto de tu vida que lo dedicaste a estar presente, a apoyarme y a amarme. Sin duda alguna, pude caminar este trayecto de mi vida porque jamás soltaste mi mano cuando me enfrentaba a mi mayor enemigo, yo misma. Te amo, y

amo saber que nuestro camino no termina y que las nuevas experiencias serán las mejores aventuras.

A mi directora de tesis, la Dra Ana Angélica Feregrino Pérez, gracias por aceptar el reto y aguantar mis norteñas espontaneidades. Por todo el conocimiento, las experiencias, las oportunidades, las comidas, los espacios, las batallas, las desveladas y las soluciones. Me llena de orgullo ser su alumna y presumir de la calidad de mujer investigadora que es usted. De verdad que ha sido un placer trabajar en su equipo, y una increíble fortuna enfrentarme a todo bajo su cobijo.

A mi co-directora de tesis, la Dra Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado. Sepa usted, lector que, de no ser por ella, esto sencillamente no existiría. Porque fue ella quien inició todo, incluyendo mi adicción al té, una mañana de 2017 cuando le vendió la idea de hacer una maestría a su alumna que detestaba los posgrados. Y aquí estamos, 11 años y dos títulos después; y, aunque personas distintas hoy en día, jamás he dejado de ser su alumna, porque jamás he dejado de aprender de usted. Si hay algo que ha marcado mi vida, es que entrara a ese salón de clases y se convirtiera en mi maestra. Gracias.

A mi sinodal, la Dra Carolina Bojórquez Sánchez. Si hay alguien que ha estado desde el principio, es usted. Aún recuerdo el momento en el que me recibió como directora de la carrera. Quién diría que, a partir de ahí, la vida se encargaría de seguir teniéndola en mis grandes logros académicos. Le agradezco cada uno de los consejos y conocimientos de ciencia y de la vida que me ha brindado. Y claro, le agradezco que esté aquí, una vez más.

A mi amiga Ana Laura, la mejor médico del mundo. Gracias por estar ahí, porque tus palabras me calman y tu sabiduría me consuela. Las etapas más locas de mi vida las pasé contando contigo en cada momento, sin importar el tiempo, sin importar la distancia. Gracias por convertirte en mi hermana, por secar mis lágrimas, por curar mis heridas, por reírte de mis chistes y compartir conmigo tu vida y tu familia. Te quiero muchísimo.

A mi gente de Querétaro. Las Dras Lucía Guerrero, Noelia Ferrusquia, Byanka Cruz y Valeria Caltzontzin. ¿Qué hubiera sido de mí sin ustedes? Espero haber podido transmitir mi agradecimiento en el tiempo que hemos compartido. Porque al llegar aquí estaba convencida de que caminaría este sendero académico completamente sola, y que regresaría a casa con mi título y las manos vacías. Pero no fue así, porque ustedes lo cambiaron todo. Su amistad ha sido el más grande regalo que me ha dado el doctorado. Les agradezco de corazón todo lo que hicieron por mí y deseo mantenerlas a mi lado siempre. Las quiero un chingo.

A mi gente de Mazatlán. Kime, Mara, Yadri e Ivonne, mi zapato derecho. Gracias por tantos años de amistad, y por hacer el esfuerzo de mantenerlos en la distancia. Son las mejores porristas del mundo, sus ánimos fueron un poderoso combustible. Gracias por permitirme ser yo misma y quererlas como lo hago. La adultez sería muy aburrida sin ustedes. Les agradezco todos los cafés, los ceviches y las chelas que han estado y las que estarán.

A mi gente de los laboratorios de Mazatlán. Iris, Luis y Sara. Gracias por todo su apoyo, porque sepan que, de todos los procesos que escribí aquí, ustedes prendieron, apagaron un aparato o analizaron muestras, muy seguramente. Ustedes me ayudaron a acercarme a mi meta, y estoy muy agradecida por ello. De los laboratorios de Querétaro, Kary y Susy. Gracias por enseñarme tanto y tenerme tanta paciencia; gracias por el pan, el café y el chismecito.

Y, por último, pero no menos importante, gracias a ti, Gilary. El día que leas esto de nuevo, porque sé que lo harás, recuerda que cada palabra escrita aquí fue tecleada por tus manos, pensada por tu mente y razonada por tu capacidad. Tú lograste lo aquí plasmado y lo no mostrado, guiada y apoyada por quienes decidiste que estuvieran ahí, porque ellos también conforman lo que eres. Y ¿Qué eres? Eres la niña, la mujer, la cocinera, la tejedora, la dibujante, la lectora, la que imagina, la que arregla, la que escucha, la que baila, la que ama, la que se levanta, la que camina, la que corre, la que ríe, la que hace reír, la que protege, la que aprende, la que viaja, la que regala, la que se preocupa.... Eres todo ¿Puedes verlo?

INDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	4
i. Tomate (<i>Lycopersicon lycopersicum</i>)	4
ii. Arsénico	5
iii. Movilidad del As en productos agrícolas	7
iv. Presencia del As en aguas de consumo humano	9
v. Remediación de aguas contaminadas	11
vi. Uso de la nanotecnología en la remediación de As	13
III. HIPÓTESIS	16
IV. OBJETIVOS	17
i. Objetivo general	17
ii. Objetivos específicos	17
V. MATERIALES Y MÉTODOS	18
i. Conocer el efecto del As en la germinación de semillas de tomate (<i>L. lycopersicum</i>)	19
a) <i>Germinación</i>	19
b) <i>Medición de las variables de germinación</i>	20
c) <i>Medición de los compuestos fenólicos y capacidad antioxidante</i>	23
d) <i>Perfil fitoquímico de los germinados</i>	28
e) <i>Medición de la concentración de As</i>	28
ii. Encontrar el rango de concentraciones de As favorables para la germinación de semillas de tomate (<i>L. lycopersicum</i>)	30
a) <i>Evaluación de los riesgos a la salud humana</i>	30
iii. Desarrollar una nanotecnología que permita la disminución de las concentraciones de As en agua de riego para que produzca efectos positivos en la germinación de semillas de tomate (<i>L. lycopersicum</i>)	32
a) <i>Síntesis del nanocompuesto</i>	32
b) <i>Caracterización de los nanocompuestos</i>	34
c) <i>Isoterma y cinética de adsorción de los nanocompuestos</i>	34
iv. Análisis estadístico	40

VI. RESULTADOS	41
i. Conocer el efecto del As en la germinación de semillas de tomate (<i>L. lycopersicum</i>)	41
a) <i>Germinación</i>	41
b) <i>Medición de los compuestos fenólicos y la capacidad antioxidante</i>	45
c) <i>Medición de la concentración de As</i>	48
d) <i>Perfil fitoquímico de los germinados</i>	49
ii. Encontrar el rango de concentraciones de As favorables para la germinación de semillas de tomate (<i>L. lycopersicum</i>)	51
a) <i>Germinación</i>	51
b) <i>Medición de los compuestos fenólicos y la capacidad antioxidante</i>	55
c) <i>Medición de la concentración de As</i>	59
d) <i>Evaluación de los riesgos a la salud humana</i>	60
iii. Desarrollar una nanotecnología que permita la disminución de las concentraciones de As en agua de riego para que produzca efectos positivos en la germinación de semillas de tomate (<i>L. lycopersicum</i>)	64
VII. DISCUSIONES	72
i. Germinación y desarrollo morfológico	72
ii. Compuestos fenólicos y capacidad antioxidante	75
iii. Efectos positivos del As en los germinados.....	77
iv. Acumulación de As en plantas.....	78
iv. Perfil fitoquímico y mecanismos de defensa.....	80
v. Evaluación del riesgo a la salud humana.....	82
vi. Conformación del nanocompósito de nanofibras de acetato de celulosa y nanopartículas de magnetita	83
VIII. CONCLUSIONES	87
IX. REFERENCIAS	89
X. ANEXOS	114
i. Sistema de remediación de As en agua con nanotecnología	114
a) <i>Diseño del filtro</i>	114
b) <i>Preparación de los componentes internos del filtro</i>	116
c) <i>Construcción de los filtros</i>	117
ii. Evidencias de trabajo	119

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Producción mundial de tomate en 2024 medido en toneladas.	5
Figura 2. Ciclo biogeoquímico del arsénico.....	6
Figura 3. Complejos formados por As(V) y As(III) en la superficie de la magnetita.	14
Figura 4. Disposición de las semillas de <i>L. lycopersicum</i> en el contenedor de germinación	20
Figura 5. Crecimiento radicular que marca el inicio de la germinación (amarillo).	21
Figura 6. Curva de calibración de ácido gálico en microplaca de 96 cavidades.	24
Figura 7. Curva de calibración de rutina y muestras procesadas para la obtención de flavonoides en microplaca de 96 cavidades.....	25
Figura 8. Curva de calibración de catequina procesada para la obtención de taninos en microplaca de 96 cavidades.	26
Figura 10. Curva de calibración de trolox y muestras procesadas para la medición de ABTS.....	27
Figura 9. Curva de calibración de trolox y muestras procesadas para la medición de DPPH	27
Figura 11. Cromatógrafo Agilent 5975C utilizado para la obtención del perfil fitoquímico	28
Figura 12. Espectrofotómetro de absorción atómica AAnalyst 800, Perkin-Elmer utilizado	30
Figura 13. Síntesis de las nanofibras por electrohilado	33
Figura 14. Botellas Winkler en la experimentación de isoterma de adsorción.	35
Figura 15. Disco del nanocompósito fraccionado para su uso en el experimento.....	36
Figura 16. Botellas Winkler con la solución de As para el experimento de cinética de adsorción.....	39
Figura 17. Evolución del porcentaje de germinación (PG) en el tiempo de los germinados de <i>L. lycopersicum</i> entre los tratamientos de As	42
Figura 18. Apariencia física de los tratamientos significativamente diferentes ($p<0.05$) de los germinados al final del experimento.	44
Figura 19. Diferencias significativas ($p<0.05$) entre los tratamientos de As para las variables morfológicas de largo de tallo, largo de raíz y longitud total.....	45
Figura 20. Porcentaje de inhibición de ABTS y DPPH en los germinados de <i>L.</i> <i>lycopersicum</i> en presencia de diferentes concentraciones de As.	47
Figura 21. Diferencias significativas ($p<0.05$) entre los tratamientos de As para las variables morfológicas de longitud del tallo, longitud de la raíz y longitud total durante la segunda germinación.	53
Figura 22. Afectación morfológica de los germinados por la presencia de As con respecto al control al final del experimento.....	55

Figura 23. Porcentaje de inhibición de ABTS y DPPH en los germinados de <i>L. lycopersicum</i> en la segunda germinación.	58
Figura 24. Valores del índice de peligrosidad (HQ) para diferentes pesos corporales e ingestas diarias.....	61
Figura 25. Imagen SEM del nanocompósito en el tratamiento blanco.....	64
Figura 26. Curva de calibración del estándar Hycel de As utilizado en la preparación de las soluciones para la experimentación de isoterma y cinética de adsorción.	66
Figura 27. Afectaciones morfológicas del nanocompósito M2 después de la adsorción..	68
Figura 28. Afectaciones morfológicas del nanocompósito M4 después de la adsorción..	69
Figura 29. Composición elemental de los nanocompósitos después del contacto con As. a) M2; b) M4	70
Figura 30. Afectaciones físicas del As en la raíz de los germinados en las más altas concentraciones de las germinaciones. A) germinación 1, B) germinación 2.	74
Figura 31. Comparación de las estructuras moleculares del ión fosfato (izquierda) y el ión arsenato (As(V)) (derecha).	79
Figura 32. Modelo de filtro de agua para la remediación de As.....	114
Figura 33. Propuestas de diseños de sistemas de mitigación y sus componentes.....	115
Figura 34. Limpieza del componente arena	116
Figura 35. Limpieza del componente grava.....	117
Figura 36. Construcción de los filtros	118
Figura 37. Estante de germinación en luz	119
Figura 38. Estante de germinación en oscuridad	119
Figura 39. Siembra de semillas para experimento de germinación	120
Figura 40. Adición de reactivo para técnica de compuestos fenólicos.....	120
Figura 41. Recuperación de solución de As del experimento de cinética de adsorción.	120
Figura 42. Inserción de extractos ácidos en automuestreador de espectrofotómetro de absorción atómica.....	120
Figura 43. Curva de calibración de azul de metileno para la técnica de isoterma de adsorción con carbón activado	120
Figura 44. Frascos de polietileno para el almacenamiento de extractos ácidos del experimento de cinética de adsorción.....	120
Figura 45. Experimento de cinética e isoterma de adsorción en shaker.....	120
Figura 46. Prototipo de sistema de adsorción de As	120

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tecnologías de tratamiento de aguas.....	11
Tabla 2. Estudios sobre remoción de arsénico en México.....	13
Tabla 3. Estudios internacionales de remoción de As en agua mediante el uso de magnetita.....	15
Tabla 4. Validación de la técnica analítica del As. Promedio \pm DE	29
Tabla 5. Condiciones de síntesis de las nanofibras	33
Tabla 6. Promedio \pm DE las variables de germinación de <i>L. lycopersicum</i> en diferentes tratamientos de As.....	41
Tabla 7. Concentración promedio \pm DE de compuestos fenólicos en los germinados de <i>L. lycopersicum</i>	46
Tabla 8. Promedio \pm DE de las concentraciones de As total en los germinados.....	48
Tabla 9. Análisis del perfil fitoquímico del GC-MS en los germinados.	50
Tabla 10. Promedio \pm DE las variables de germinación de <i>L. lycopersicum</i> en la segunda germinación con As	51
Tabla 11. Concentración promedio \pm DE de compuestos fenólicos en los germinados de <i>L. lycopersicum</i> de la segunda germinación	56
Tabla 12. Promedio \pm DE de las concentraciones de As total en los germinados de la segunda germinación.	60
Tabla 13. Valores del riesgo a contraer cáncer por peso corporal y tratamiento de riego de As.	63
Tabla 14. Comparación de las concentraciones iniciales y finales del experimento de isoterma de adsorción	65
Tabla 15. Concentraciones finales del monitoreo de la cinética de adsorción de As de los nanocompuestos	67

RESUMEN

El uso de agua para el riego con arsénico (As), ha hecho que consumir productos de origen vegetal o animal sea un riesgo. Este proyecto pretende remediar As con una nanotecnología para generar eustrés en la germinación de semillas de tomate. Se hicieron dos germinaciones de semilla de tomate regadas con As, para: 1) demostrar el desarrollo en presencia del elemento; y 2) identificar el rango de eustrés. Se midió porcentaje, tasa y tiempo promedio de germinación, índice de vigor y porcentaje de fitotoxicidad, compuestos fenólicos, capacidad antioxidante y el perfil fitoquímico. Se midió el As de los germinados, y se calcularon los riesgos a la salud. Se sintetizó un nanocompósito de nanofibras de celulosa y nanopartículas de magnetita para adsorber As del agua y se comprobó su eficiencia por isoterma y cinética. Los resultados de las germinaciones revelaron fitotoxicidad en >3 ppm, y efectos positivos en el rango de 0.6 a 1 ppm. La presencia de As disminuye aminoácidos. En concentraciones favorables, genera una mayor cantidad de moléculas esenciales. El cálculo de los riesgos reveló un riesgo elevado por el consumo de germinados. El nanocompósito no fue eficaz en la adsorción de As, ya que la síntesis no logró unir los componentes. Los porcentajes de adsorción obtenidos fueron nulos. Se concluye que el As estimula la germinación de semillas de tomate en un rango de 0.6 a 1 ppm, y causa efectos negativos a partir de 3 ppm. El As en los germinados demostró bioacumulación y tolerancia. No se recomienda el consumo de los germinados. El nanocompósito no fue eficaz en la adsorción de As debido a que su composición no se mantuvo durante la síntesis. Las nanofibras de acetato de celulosa no son capaces de adsorber As por sí solas.

ABSTRACT

The irrigation of crops with arsenic (As) is a risk for consumers of produce. The aim of this project was to remediate As with nanotechnology to enhance eustress in the germination of tomato seeds. Two different germinations were carried out to: 1) prove the development in the presence of the element; and 2) identify the concentrations of positive effects. The variables measured were germination percentage, rate and average time, vigor index and phytotoxicity percentage. Also phenolic compounds, antioxidant capacity, phytochemical profile, and concentration of As of the sprouts. Risk assessments were calculated. A nanocomposite was synthesized with cellulose nanofibers and magnetite nanoparticles to adsorb As from water; the efficiency was tested with isotherms and kinetics. The results of the germination revealed phytotoxicity above 3 ppm and positive effects between 0.6 and 1 ppm. The presence of As decreases amino acids but in beneficial concentrations, produces more essential molecules. Risk assessment showed high risk for consumption of the sprouts. The nanocomposite was not efficient for the adsorption of As due to the lack of binding of both components. Adsorption percentages were zero. It was concluded that As stimulates the germination of tomato seeds in a range of 0.6 to 1 ppm and causes negative effects above 3 ppm. The sprouts bioaccumulate and tolerate the element. The consumption of these sprouts is not recommended. The nanocomposite did not adsorb As from water due to its failed synthesis. The cellulose nanofibers cannot adsorb As by itself.

I. INTRODUCCIÓN

El agua constituye un recurso limitado y susceptible a alteraciones, cuya demanda está guiada por las demandas de una población productiva en crecimiento. En la actualidad, no solo persiste la incertidumbre respecto a su disponibilidad, sino también en relación con los cambios que alteran el ciclo hidrológico, generando estrés adicional sobre este sistema. Tales transformaciones incrementan el riesgo de escasez y favorecen la contaminación de las fuentes hídricas, lo que podría derivar en pérdidas irreversibles del recurso (Ficklin et al., 2022).

En este contexto, la presencia de elevadas concentraciones de arsénico (As) inorgánico en aguas subterráneas representa una problemática de contaminación de alcance global, que afecta a más de 70 países, con particular gravedad en al menos diez de ellos, incluido México (Ravenscroft, 2007; Saldaña-Robles et al., 2018). La interacción continua entre el As presente en las formaciones geológicas, los procesos que favorecen su mayor solubilidad en el agua y la progresiva disminución del volumen de los acuíferos han propiciado un incremento tanto en la concentración del elemento en el cuerpo de agua, como en los niveles de exposición humana (Sultan et al., 2025). Cabe destacar que la Agencia Internacional de Investigación en Cáncer ha clasificado desde hace cuatro décadas a los compuestos del As inorgánico como carcinogénicos (IARC, 2012).

El 77% del agua disponible total en México se destina a la agricultura, actividad que representa el 70% del Producto Interno Bruto y que se encuentra situada, en un 92%, en tierras con clima seco en donde la eficiencia del uso de agua se encuentra por debajo del 40% (Cortés et al., 2012; Spring & Cohen, 2012). La agricultura en las regiones áridas de México, depende mayoritariamente (a veces únicamente) de los cuerpos de agua subterráneos, de los cuáles, el 24% no pueden ser aprovechados (Alarcón-Herrera et al., 2020; Ochoa-Noriega et al., 2020).

Las complejas interacciones que contaminantes como el As pueden tener en el agua suponen un reto ante las tecnologías de tratamiento convencionales, las cuales han probado no ser efectivas. Hoy en día, la nanotecnología presenta las opciones más avanzadas para el tratamiento de aguas contaminadas con sustancias potencialmente tóxicas, como el As (Jain et al., 2021a).

No obstante, resulta pertinente enfatizar que la presencia de contaminantes como el As en un ecosistema no necesariamente representa una desventaja para los seres vivos que lo habitan. En determinados contextos, la existencia de un factor en el medio es capaz de inducir un estado de estrés moderado en plantas con efectos benéficos, fenómeno conocido como eustrés (Siemieniuk et al., 2025).

Este tipo de respuesta puede ser desencadenada por factores bióticos como la luz, la temperatura o la humedad; o abióticos entre los que se incluyen contaminantes metálicos y metaloides, como el As (Agathokleous et al., 2024; Erofeeva, 2022). En las plantas, el eustrés promueve reacciones fisicoquímicas que favorecen el crecimiento, el desarrollo y la regulación bioquímica interna, que contribuyen no solo a su supervivencia, sino también al incremento de la biomasa cosechada, incluyendo en muchos casos el rendimiento de los órganos de interés agronómico, como los frutos (Dhiman et al., 2024).

No obstante, y en contraste con los efectos potencialmente benéficos del eustrés inducido por el As en las plantas, la acumulación de este metaloide en tejidos vegetales implica consecuencias relevantes desde la perspectiva de seguridad alimentaria. Aunque puede favorecer la productividad agrícola bajo ciertas condiciones, el uso de aguas con As para el riego ha facilitado su transferencia a la cadena trófica y, por lo tanto, la extensión de la exposición a consumidores de productos de origen vegetal y animal (Alam et al., 2021). Esta problemática ya ha sido documentada en México (Ruíz-Huerta et al., 2017; Zanor et al., 2019). Las investigaciones enfocadas en eustrés, deben considerar otras interacciones relacionadas a la acumulación del elemento por parte de la planta, principalmente para conocer sus efectos en la parte comestible de la misma y si

estos pueden afectar a la salud humana. O bien, considerar especies cuya parte comestible no se vea afectada, como en el caso del As y el tomate (Aslan et al., 2021).

El tomate o jitomate (*Lycopersicon lycopersicum*), es uno de los cultivos más importantes de México y el mundo. Nuestro país produce en promedio 3.7 millones de toneladas del fruto, lo que lo convierte en el séptimo productor a nivel mundial. Además, es líder exportador de tomate con una participación en el mercado internacional del 25%. Estados Unidos y Canadá son sus principales clientes (OEC, 2023; SAGARPA, 2017; SIAP, 2024). Para 2030, se estima un crecimiento de la demanda mundial de tomate de hasta el 32%, en la que México no contempla disminuir su participación, por lo que proyecta producciones de hasta 7.5 millones de toneladas (SAGARPA, 2017).

En diversos sistemas agrícolas, la presencia de contaminantes inorgánicos como el As en agua y suelo constituye ya una problemática de salud pública y ambiental. Y, a pesar de los avances en tecnologías de remediación, la eliminación completa del elemento puede resultar ser inviable ya sea por las metodologías disponibles, los costos o las desventajas ambientales que representa. Así pues, las prácticas de producción agrícola deben adaptarse a la existencia del elemento como una característica más del entorno en el que está, por lo que es importante que se desarrollen investigaciones que, en lugar de buscar una erradicación del contaminante, busquen la resiliencia de los cultivos ante su presencia. Es por eso que en este proyecto se pretende remediar aguas contaminadas con As, para disminuir su concentración en agua de riego a través de una nanotecnología, para que su presencia genere efectos positivos en la germinación de semillas de tomate.

II. ANTECEDENTES

i. Tomate (*Lycopersicon lycopersicum*)

El tomate es el segundo cultivo vegetal más importante después de la papa (FAO, 2026). Pertenece a la familia *Solanaceae* la cual incluye a otros cultivos como el chile, la berenjena y la papa; la cual la convierte en una de las familias más valiosas dentro de la agricultura de frutas y vegetales (Quinet et al., 2019).

Es originario de los Andes del Perú, donde apareció de forma silvestre, no obstante, fueron los Aztecas quienes domesticaron y perfeccionaron el cultivo, obteniendo una mayor diversidad de frutos (Browner & Elliot, 2006). Por esta razón, se considera a México como el centro de diversificación del tomate y la zona más grande de domesticación, donde aún pueden encontrarse especies en estado silvestre. No obstante, la presencia de tomate se ha distribuido a lo largo de todo el globo debido a la participación de diversos países en la producción mundial, como China y Estados Unidos (Ramírez-Ojeda et al., 2022).

Se trata de una planta herbácea perene frecuentemente cultivada de forma anual cuyo crecimiento es variable. Presenta un tallo angular que se encuentra cubierto de pequeños tricomas glandulares y pelosos, al igual que las hojas que produce donde se distribuyen las hojas. Produce flores de color amarillo con 5 pétalos generalmente agrupadas en racimos que pueden contener de 7 a 12 flores (Maurya et al., 2025; SAGARPA, 2017).

El fruto de la planta del tomate, llamado tomate o jitomate, es un fruto de forma globular u ovoide que típicamente exhibe las características de una baya. Posee una piel delgada que comprime el resto de la pared de la fruta, así como la placenta. Por dentro cuentan con estructuras biloculares o multiloculares donde pueden almacenar de 50 a 200 semillas en forma aplanada y pequeñas contenidas en una membrana gelatinosa (OECD, 2019).

La producción mundial de tomate ha registrado un crecimiento favorable (Figura 1; FAO, 2025). De 2017 a 2020 pasó de 178 a casi 187 millones de toneladas, y tan solo en 2019, se estimó que el valor de la producción a nivel global se encontró entre 95 y 100 mil millones de dólares (FAO, 2026). México cuenta con una producción que representa el 20.9% del total de hortalizas del país donde el principal productor es el Estado de Sinaloa, el cual aporta el 26.4% de la producción total nacional, la cual atiende las necesidades de sus ciudadanos cuyo consumo per cápita promedio es de 13.4 kg anuales, y el mercado internacional, cuyo cliente principal es Estado Unidos. En 2018, el volumen de producción llegó al pico más alto con 3.781 millones de toneladas equivalentes a un valor de exportación de 1,734 millones de dólares (SIAP, 2024).

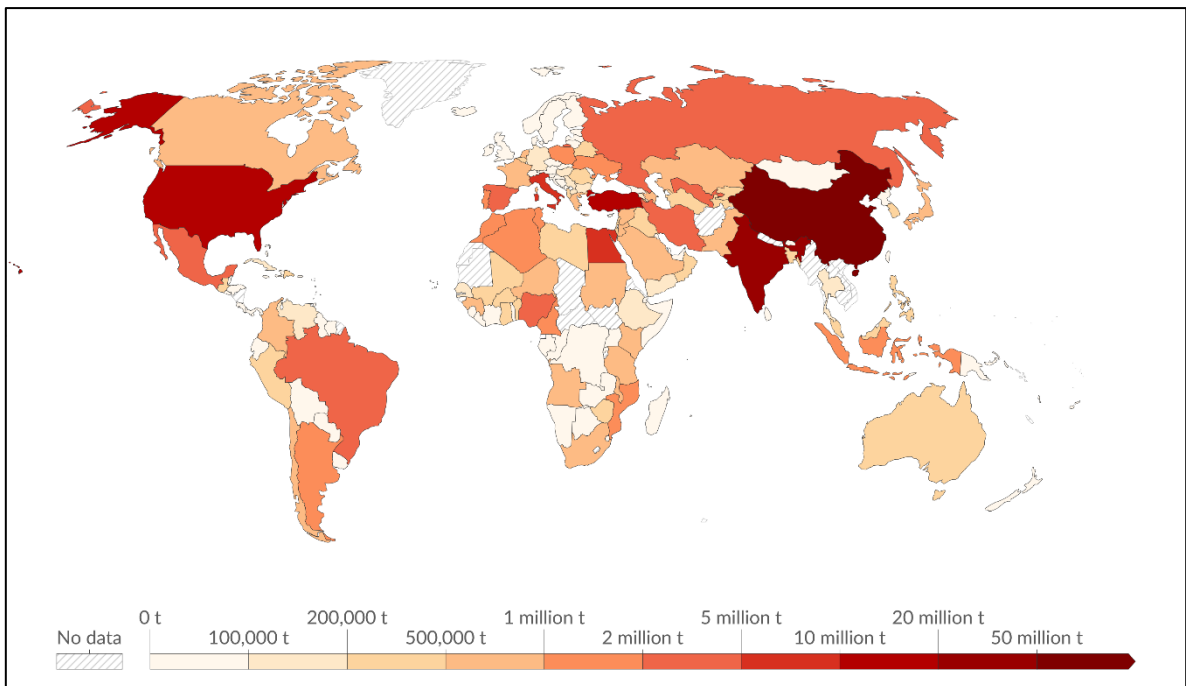


Figura 1. Producción mundial de tomate en 2024 medido en toneladas.

ii. Arsénico

El arsénico (As) es un elemento químico de número atómico 33 y de masa atómica 74.92. Debido a sus propiedades químicas y físicas intermediarias entre

metal y no-metal, se le considera un metaloide (IARC, 2012). En su forma pura, este elemento es de color gris, generalmente encontrado en la naturaleza junto a otros metales como Fe, Ag, Cu y Ni, en forma de óxidos y sulfuros. Tiene una gran habilidad de perder electrones comparado con otros elementos de su mismo grupo como N y P, lo que incrementa el carácter catiónico del elemento y por lo cual es capaz de exhibir fácilmente estados de oxidación +3 y +5 (Flora, 2015). Las especies inorgánicas más abundantes son el As(III) y As(V), las cuales en comparación a los compuestos orgánicos como la arsenobetaina, resultan ser también las especies más tóxicas (Hong et al., 2014).

Debido a que la fuente principal del As es la roca, esta se toma como el inicio del ciclo (Figura 2), desde donde se avanza a través de las transformaciones biológicas que el elemento sufre (Bhattacharjee & Rosen, 2007). Por el contacto que hay entre la roca y las fuentes de agua subterráneas, el elemento puede moverse hacia más estratos del ciclo, como el suelo.

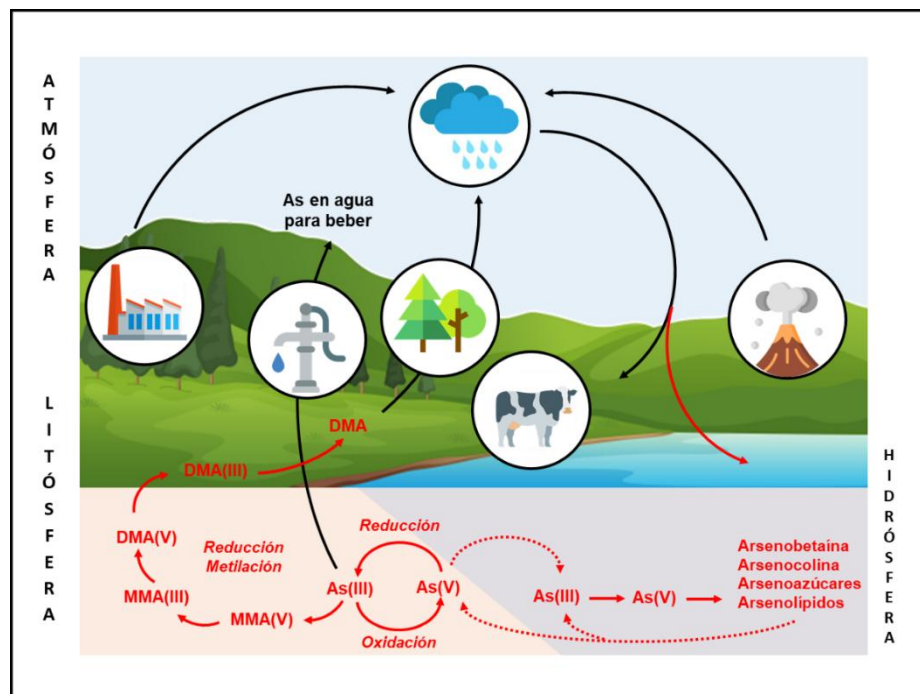


Figura 2. Ciclo biogeoquímico del arsénico

En el suelo, el As puede sufrir una serie de transformaciones que afectan directamente su especie química y biodisponibilidad debido a factores bióticos y abióticos (Singh & Srivastava, 2020). De esta forma, el As inorgánico puede pasar de As(V) a As(III) y viceversa, dependiendo de los cambios en el potencial redox, el pH y la cantidad de materia orgánica presente. O bien, debido a la interacción con los microorganismos presentes en la rizosfera, puede metilarse y transformarse en ácido monometilarsenoso (MMA(III)), ácido monometilarsonico (MMA(V)), ácido dimetilarsenoso (DMA(III)) o en ácido dimetilarsínico (DMA(V)), que corresponden a las especies orgánicas del As (Chen et al., 2022).

Las condiciones del suelo y la especiación del elemento en él y en la rizosfera, son los factores de los cuales depende la absorción del As en la planta; en general, solo las formas inorgánicas pueden tener rutas de acceso desde la raíz y una vez dentro, algunos transportadores son capaces de moverlos (Al-Makishah et al., 2020). Aún no se ha reportado información sobre las rutas de movilidad de las especies orgánicas a pesar de su presencia dentro de la planta, la cual, al carecer de los mecanismos de metilación para As, solo podría tomar al elemento de esa forma a través del suelo (Souri et al., 2017). Una vez en la planta, el As puede pasar hacia los animales que las consumen, incluyendo a los seres humanos.

Las actividades antropogénicas como la agricultura, minería, ganadería y quema de combustibles fósiles, así como los procesos naturales como deposición atmosférica o de movilización a través de la tierra como la erosión, escorrentía e infiltración, han llevado al elemento hacia los cuerpos continentales de agua y hacia las zonas costeras (Páez-Osuna et al., 2017).

iii. Movilidad del As en productos agrícolas

A nivel de cultivo, las posibles afectaciones del As en la planta se traducen en una disminución de la eficiencia y en la pérdida total o parcial del mismo, que se ve generado en la producción final (Meena et al., 2020). La presencia del elemento

en la planta se asocia con la contaminación del suelo en la que es cultivada, causada por fuentes naturales o por el uso de agua subterránea rica en As para la irrigación de los cultivos, situación que ha sido vinculada a la acumulación del elemento en granos como el arroz y el maíz, en vegetales como la papa y en algunos hongos comestibles (M. K. Upadhyay et al., 2019).

Los efectos a la salud humana dependen completamente del tipo de exposición al elemento, independiente de la fuente de contaminación (Ganie et al., 2024). La ingestión, la inhalación y la absorción cutánea son las rutas cruciales por las cuales el As inorgánico es capaz de llegar al cuerpo y causar daños en él (Visciano, 2025).

Cerca del 70-90% del As inorgánico es fácilmente absorbido por el tracto gastrointestinal, seguido por una distribución en el torrente sanguíneo hacia diferentes órganos como los riñones, pulmones, vejiga y secundariamente al músculo y los nervios (Visciano, 2025). La principal acumulación sucede en el hígado, donde se puede encontrar una concentración habitual de entre 0.08-0.02 mg As kg⁻¹ (Yamauchi & Takata, 2021).

Si esta cifra incrementa se desatan las consecuencias asociadas a un problema de exposición aguda, cuyas complicaciones se engloba en el término de “arsenicosis”, cuadro en el que se presentan síntomas como la sensación de sabor metálico en la boca, un ligero olor a ajo en la respiración seguido de náuseas, vómito, quemaduras en estómago y esófago por el incremento en la acidez, dolor abdominal y diarrea como los principales, mientras que, entre los menos comunes se han reportado convulsiones, encefalopatía hipóxica, hipotensión, edema pulmonar, fallo cardíaco y, en raras ocasiones, la muerte en un periodo de horas generalmente asociada a un fallo renal o hepático agudo (Hughes et al., 2009; Ozturk et al., 2022).

Entre los síntomas más frecuentes de la exposición crónica al As se encuentran la hiperpigmentación de la piel en las manos y los pies, que sucede

entre los 6 meses y los 2 años de exposición, otras afecciones dermatológicas como la hiperqueratosis, verrugas y alopecia. También, con enfermedades cardiovasculares, diabetes tipo 2, mientras que en niños se ha vinculado al As a problemas en el desarrollo cognitivo (Kuivenhoven & Mason, 2023). No obstante, la consecuencia más alarmante de este tipo de exposición al As es el cáncer; el elemento ha sido directamente relacionado con este padecimiento en piel, pulmones, vejiga y riñones, siendo estos últimos 3 los de mayor latencia y los que presentan mayor mortalidad (Speer et al., 2023).

iv. Presencia del As en aguas de consumo humano

Históricamente, los primeros descubrimientos de la presencia de As en los cuerpos de agua subterráneos son de hace poco más de 100 años, y se debieron a la búsqueda de la relación que debía haber entre la sintomatología presentada por un grupo de personas, la cual indicaba que estaban consumiendo el elemento de alguna forma, lo que llevó al su consumo de agua de pozo como la más situación más posible. Barringer & Reilly, (2013) hacen un recuento cronológico de cómo los reportes de presencia de As comenzaron desde 1913 en Argentina y siguieron hacia Taiwán durante principios de 1930, posteriormente a Rumania y Hungría seguidos de otros países europeos en la década de los 40; algunas partes del territorio de Estados Unidos en los años 80s, mientras que, en la India fue entre 1983 y 1984; Bangladesh y China en los años 90s y, en décadas más recientes, en África.

Bundschuh et al., (2012), hacen una revisión de la presencia de As en 14 países de Latinoamérica: Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Cuba, Colombia, Ecuador, Bolivia, Brasil y Uruguay, e indica como los más importantes a Chile, Argentina y México; en este último se ha encontrado la presencia de As en al menos 13 estados de los 32 que conforman a la nación. Esta información coincide y se complementa con lo reportado por Osuna-Martínez et al., (2021), quienes indican en su revisión que la presencia de As en aguas

subterráneas de México, ha sido reportada en 53 sitios repartidos en 28 regiones que abarcan 14 estados del país.

Desde 2003 y por lo menos hasta 2005, México era el cuarto país productor de As a nivel mundial seguido de China, Chile y Perú. No obstante, para 2020 la Encuesta Geológica de Estados Unidos (USGS) no incluye a México en la más reciente actualización de productores de trióxido de arsénico, y especifica que, a pesar de haber estado en encuestas anteriores, México no ha reportado producción en los últimos años (Armienta & Segovia, 2008; George, 2025).

No obstante, la minería del As no es la única fuente de contaminación del elemento que representa problemas, otras extracciones mineras como cobre (Cu), plomo (Pb) y oro (Au) pueden movilizar al As de forma indirecta y dejarlo disponible para la erosión, escorrentía e infiltración hacia el suelo, cuerpos de agua subterráneos y superficiales, a través de los jales mineros (Rajpert et al., 2016). En México, el Inventario Homologado Preliminar de Presas de Jales, registra al menos 585 presas de jales, de esos depósitos, el 53.9% corresponden a la extracción de Au, 17% a la extracción de Cu y 6% a la extracción de Pb (Ramírez, 2021; SEMARNAT, 2024).

En México, las zonas en las que se tiene registros de contaminación de As en agua de pozo se encuentra la Comarca Lagunera, ubicada en los estados de Coahuila y Durango donde desde 1960 se han detectado problemas de salud derivados de la exposición a As; Chihuahua, principalmente en la parte sureste; Sonora, en las áreas de Etchojoa, Magdalena y Caborca; la Cuenca del Río Verde en Jalisco; el Valle de la Guadiana, Durango, acuífero que abastece de agua potable al estado; la Zona Geotérmica de Los Azufres en Michoacán y en Los Humeros, Puebla (Cortés et al., 2012; Nava Alonso, 2019).

v. Remediación de aguas contaminadas

La remediación de un sitio contaminado es la ejecución de las acciones para eliminar, reducir o prevenir la dispersión de los contaminantes hasta que estos lleguen a un nivel seguro para la salud y el ambiente, y que se lleva a cabo como una alternativa a la limpieza del medio que es cuando este presenta un problema de contaminación demasiado complejo y costoso y, por lo tanto, no existe una alternativa viable (Tanaka, 2022). El objetivo es que todas aquellas acciones reduzcan el riesgo de exposición de la población a contaminantes que atenten contra su salud.

Antes de iniciar con la remediación del sitio, es necesario tomar en cuenta ciertos aspectos, tal como la caracterización fisicoquímica y la evaluación del riesgo, para posteriormente, llevar a cabo la selección de las tecnologías disponibles más adecuadas (Savkovic-Stevanovic, 2013). Cada tecnología tiene un mecanismo de acción y una o varias sustancias objetivo (Abu Hasan et al., 2020; Bhargava, 2016; Ekama & Wentzel, 2020; Soni et al., 2020; van Lier et al., 2020; Tabla 1).

Tabla 1. *Tecnologías de tratamiento de aguas*

Tecnología	Tipo	Aplicación
Cribado	Físico	Material flotante o suspendido de gran tamaño
Sedimentación	Físico	Grasas, aceites y sólidos sedimentables
Flotación	Físico	Sólidos suspendidos
Filtro de arenas	Físico	Partículas de hasta 5 micras
Coagulación /floculación /precipitación química	Químico	Sólidos suspendidos, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅), fósforo
Decloración	Químico	Cloro libre y combinado residual
Electrocoagulación /electrofloculación	Fisicoquímico	Grasas, aceites, coloides, colorantes, iones metálicos, moléculas orgánicas, Demanda química de Oxígeno (DQO), DBO ₅

Desinfección	Fisicoquímico	Microrganismos causantes de enfermedades
Adsorción / nanomateriales	Fisicoquímico	Materia orgánica y material particulado, iones metálicos,
Osmosis inversa	Fisicoquímico	Contaminantes inorgánicos, virus, bacterias, sustancias orgánicas
Procesos de oxidación avanzada	Fisicoquímico	Contaminantes orgánicos, iones metálicos tóxicos
Nanofiltración	Fisicoquímico	Remoción de la alcalinidad del agua
Lodos activados	Biológico	Nutrientes, DBO ₅ , materia orgánica
Lagunas de aeración	Biológico	DQO
Filtración por goteo	Biológico	Materia orgánica, compuestos nitrogenados, cianuros, iones metálicos
Laguna de estabilización	Biológico	Organismos parásitos y patógenos
Biorreactor de membrana	Biológico	Nitrato, amonio, carbono orgánico total
Digestión anaerobia	Biológico	Compuestos orgánicos

Como lo describe la Tabla 1, entre las técnicas consideradas para la adsorción de iones metálicos destacan la electrocoagulación como proceso químico, mientras la adsorción sin o con nanomateriales y la nanofiltración, del lado de los fisicoquímicos. A pesar de que todas las técnicas anteriores son capaces de llevar a cabo la remoción de iones metálicos, la comparación de la técnica convencional de electrocoagulación con las que involucran nanotecnología como la adsorción y la nanofiltración, favorece a estas últimas debido a que no presentan limitaciones como el uso de sustancias químicas inestables que pueden formar subproductos tóxicos, son más rápidas y representan una inversión menor (Jain et al., 2021b).

No obstante, en México, el tratamiento de aguas contaminadas con As se ha llevado a cabo en los últimos 10 años principalmente mediante técnicas convencionales, mientras que la nanotecnología ha sido poco explorada (Tabla 2).

Tabla 2. Estudios sobre remoción de arsénico en México

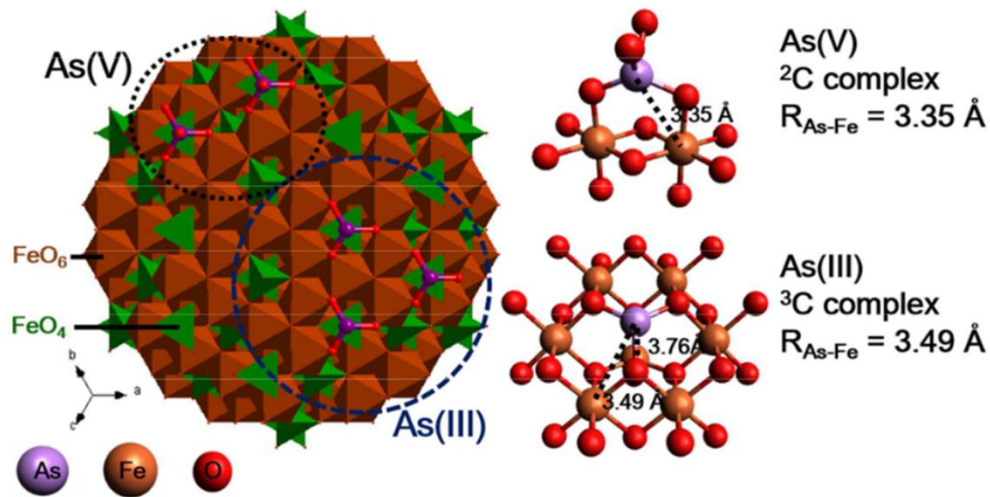
Cita	Técnica	Eficiencia	Región
(Flores et al., 2013)	Electrocoagulación	Completa con adición de hipoclorito	El Bajío, Guanajuato
(Farrell et al., 2014)	Magnetita comercial	40-50%	Guanajuato
(Ruíz-Huerta et al., 2017)	Electrocoagulación con barrera de Fe acoplado	93.63%	La Merced, Guanajuato
(Mendoza-Chávez et al., 2021)	Electrocoagulación	85.22%	Potam, Sonora

vi. Uso de la nanotecnología en la remediación de As

Así pues, se reconoce que la mejor forma de tratamiento o remediación de aguas cuyo contenido es alto en iones metálicos tóxicos y elementos traza es la nanotecnología (Ghosh et al., 2021; Maroufi & Hajilary, 2023). Especialmente aquellas basadas en la adsorción de iones en la superficie de nanomateriales como fibras o partículas, o en una combinación de ambos, conocida como nanocompósito (Kuhn et al., 2022).

Entre las nanopartículas magnéticas resalta la magnetita para la remoción de As debido a su alta afinidad con el elemento. La magnetita (Fe_3O_4) es un mineral que contiene cantidades iguales de Fe(II) y Fe(III), cuenta con una masa molar de $231.53 \text{ g mol}^{-1}$ y puede ser encontrada en roca ígnea, metamórfica y sedimentaria, donde forma cristales de la clase hexoctaedros de colores gris y negro (ACS, 2021).

Los mecanismos por los cuales el As es capaz de unirse a la magnetita aún se discuten, no obstante, se ha coincidido en la formación de dos complejos (Figura 3 **Figura 3**. Complejos formados por As(V) y As(III) en la superficie de la magnetita.), uno es el complejo bidentado binuclear con compartición de esquinas (²C) específico para As(V), en el que el ión se une a la magnetita a través de dos enlaces (bidentado), en el que participarán dos moléculas de FeO₆ (binuclear), y esas dos moléculas compartirán átomos de O (compartición de esquinas); y, el otro es el complejo tridentado hexanuclear con compartición de esquinas (³C), específico para As(III), el ión se unirá a la magnetita en tres sitios (tridentado), en el que participarán 6 moléculas de FeO₆ (hexanuclear), y esas 6 moléculas compartirán átomos de O



entre sí (compartición de esquinas; Liu et al., 2015).

R_{As-Fe} , es el radio entre el As y el Fe medido en \AA . Modificado de Liu et al., 2015.

Diversos estudios en el mundo han hecho uso de la nanotecnología y la magnetita en conjunto como alternativa para la remoción de As en el agua (Tabla 3), muchos de los cuales, muestran resultados con un éxito por encima del 90%.

Figura 3. Complejos formados por As(V) y As(III) en la superficie de la magnetita.

Tabla 3. Estudios internacionales de remoción de As en agua mediante el uso de magnetita

Cita	Técnica	Eficiencia	Región
(Türk & Alp, 2014)	Magnetita soportada en nanomaterial de Fe/hidrotalquita	91% - 95% ambos As(III) y As(V)	Turquía
(Iconaru et al., 2016)	Nanopartículas de magnetita	Capacidad de remoción As(V): 66.53 mg g ⁻¹	Francia y Rumania
(Kango & Kumar, 2016)	Arena cubierta con nanopartículas de magnetita	99.99% remoción de As(V)	India
(Yoon et al., 2017)	Magnetita sintetizada con grafeno no-oxidativo	As(V) 14 mg kg ⁻¹ adsorción (24h) As(III) 38 mg kg ⁻¹ adsorción (24h)	República de Corea
(Jamali-Behnam et al., 2018)	Nanopartículas de magnetita y sílica	99% remoción As(III)	Irán
(Bangari et al., 2019)	Nano-placas de Nitruro de boro (BN) cubiertas con magnetita	Capacidad de remoción de As(V): 26.31 mg g ⁻¹	India
(Navarathna et al., 2019)	Biochar cubierto con magnetita	Concentraciones de As(III) resultantes: <0.2 mg L ⁻¹	USA, India y Sri Lanka
(Shahid et al., 2019)	Partículas enriquecidas de magnetita separadas de la rebaba de la forja	Capacidad de absorción de As(V): 12.69 mg g ⁻¹	República de Corea
(Cai et al., 2019)	Remoción de As como escorodita con la adición de magnetita	99.90% remoción de As(V)	China y EUA
(Di Iorio et al., 2019)	Nanopartículas de magnetita sintetizadas con soluciones de Fe(II)/nitrato	1.386 mg g ⁻¹ As(V) con nanopartículas de magnetita sintetizadas a pH entre 6.47 y 6.6	Italia y EUA
(Taleb et al., 2019)	Nanomaterial de celulosa con amino-modificación (anhidrido maléico, EDA y EDTA) y magnetita	Capacidad de absorción de As(V): 85.3 mg g ⁻¹	Serbia
(Balakrishnan et al., 2020)	Nanopartículas de magnetita biosintetizadas por el hongo <i>Fusarium oxysporum</i>	91% remoción As(III) 95.12% remoción As(V)	India

III. HIPÓTESIS

La aplicación de una nanotecnología permitirá la reducción en las concentraciones de As en agua que, al ser usada en riego impactará de forma positiva las variables de germinación de semillas de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*), en comparación con un control sin la presencia del elemento.

IV. OBJETIVOS

i. Objetivo general

Remediar aguas contaminadas con As a través de la aplicación de nanotecnología para conocer los efectos de las concentraciones traza resultantes en el cultivo de tomate (*L. lycopersicum*).

ii. Objetivos específicos

- Conocer el efecto del As en la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*).
- Encontrar el rango de concentraciones de As favorables para la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*).
- Desarrollar una nanotecnología que permita la disminución de las concentraciones de As en agua de riego para que produzca efectos positivos en la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*).

V. MATERIALES Y MÉTODOS

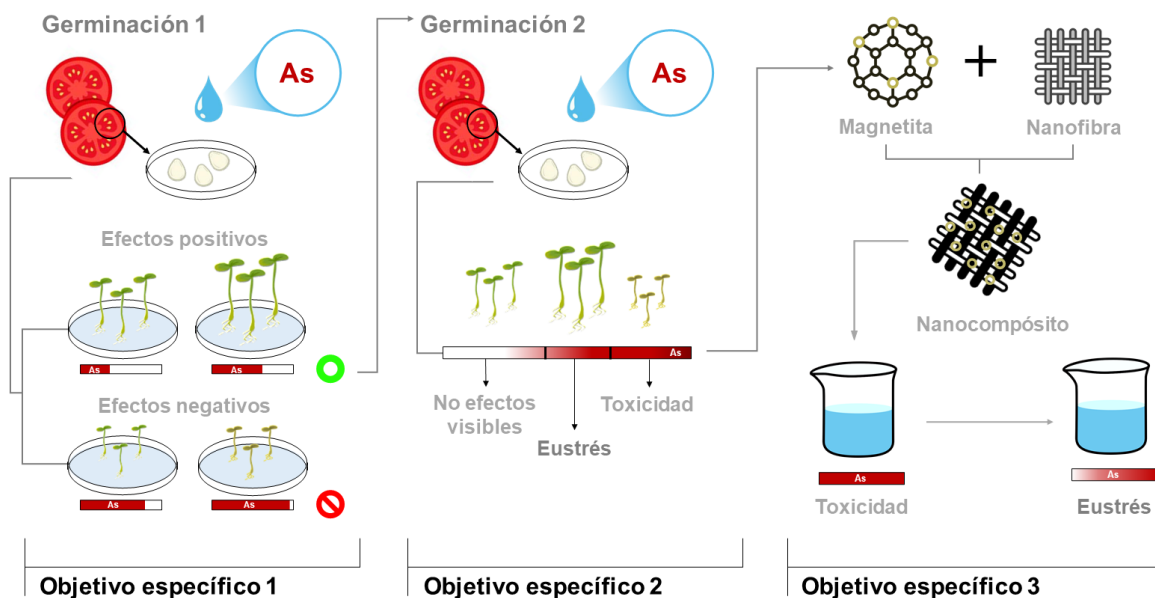


Ilustración 1. Esquema de la metodología

En la ilustración 1, se muestra un esquema general de la metodología que se siguió. En el objetivo específico 1, se planteó un experimento de germinación con un rango amplio de concentraciones de As con el fin de encontrar si la presencia del metaloide causaba efectos positivos en la germinación del tomate. Posteriormente, en el objetivo específico 2, se planteó una segunda germinación con un enfoque en las concentraciones que causaron un aparente efecto benéfico. Al finalizar, se estableció el rango de concentraciones de As en las que se encontró el eustrés y la toxicidad. A partir de esta información, en el objetivo específico 3, se propuso una nanotecnología que permitiera la remoción de As para lograr llegar a este rango de eustrés. Esta nanotecnología constó de nanopartículas de magnetita para la especificidad del ión As y nanofibras de celulosa para la dispersión.

i. Conocer el efecto del As en la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*)

a) Germinación

Se llevó a cabo un experimento de germinación para conocer el efecto del As de acuerdo a Rodríguez-Jurado (2024). Todo el material de plástico utilizado se limpió con una solución de HNO₃ al 2M por 2 días y se dejó secar para su posterior uso en el experimento.

Semillas de tomate (*L. lycopersicum*) variedad Saladett Río Grande fueron germinadas en contenedores de plástico cuadrados con tapa, con capacidad de 500 mL, los cuales fueron desinfectados con una solución de NaClO 2% v v⁻¹. En cada contenedor se colocó una capa de papel filtro de celulosa esterilizado como sustrato.

Se colocaron 20 semillas de tomate por cada contenedor (Figura 4) y se utilizaron 8 contenedores por tratamiento. Los contenedores con las semillas fueron cerrados con Parafilm M y fueron abiertos solamente para realizar el riego.

Los riegos se llevaron a cabo los días 0, 3 y 7, utilizando 3, 1 y 3 mL de solución del tratamiento, respectivamente. Se seleccionaron 6 tratamientos de As: 0.1, 0.4, 0.8, 2 y 5 ppm, los cuales fueron preparados a partir de un estándar con contenido de As de 1000 ppm (Hycel). Agua destilada fue utilizada como control.

La germinación se llevó a cabo por 14 días. Durante los primeros 3 días los contenedores se mantuvieron en completa oscuridad, mientras que en el resto se colocaron en un fotoperiodo de 12 horas luz/12 horas oscuridad. La germinación se llevó a cabo a una temperatura de 21.46 ± 1.3 °C y una humedad relativa de $50.35 \pm 6.3\%$.

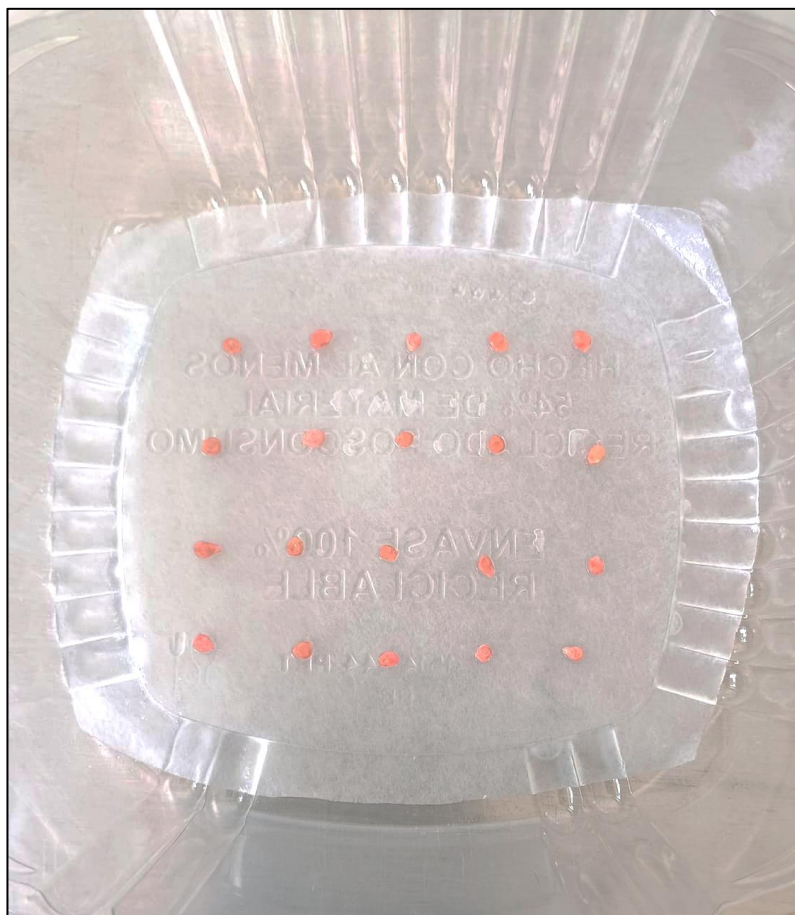


Figura 4. Disposición de las semillas de *L. lycopersicum* en el contenedor de germinación

b) Medición de las variables de germinación

Después de los 14 días, se midieron los germinados de *L. lycopersicum*. Los datos se recolectaron en el día 0, en el día de la aparición de 2 mm de radícula en las semillas, considerado como el inicio de la germinación (Figura 5) y en el día 14. Al final de la germinación se tomaron las variables morfológicas de largo de tallo (mm), largo de raíz (mm) usando un vernier digital; la suma de estas variables se presenta como largo total (mm). El peso seco se realizó a partir de la diferencia de pesos entre el germinado fresco y el germinado liofilizado.

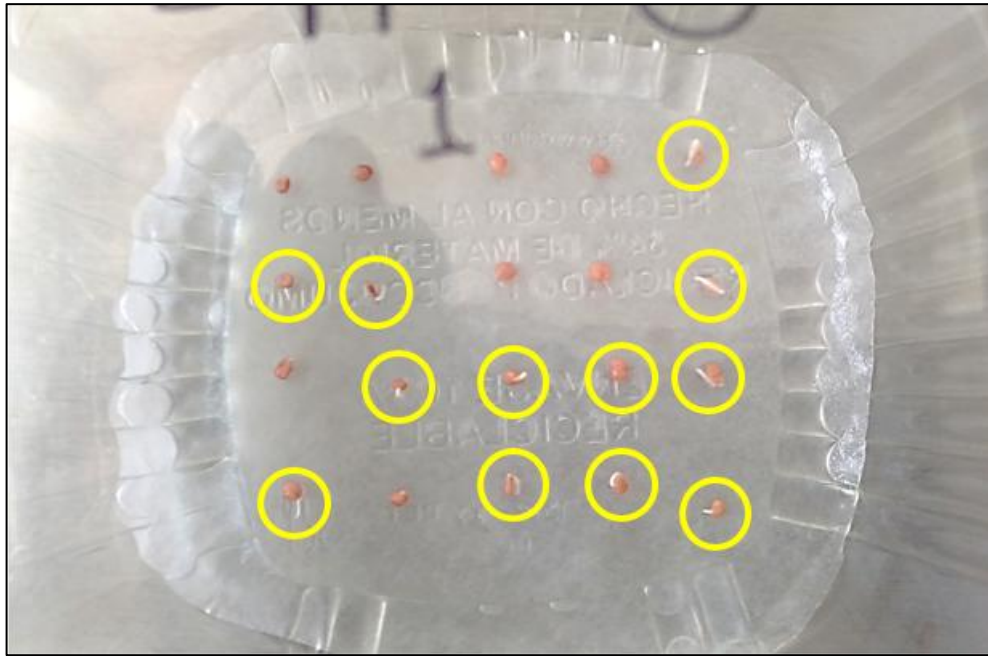


Figura 5. Crecimiento radicular que marca el inicio de la germinación (amarillo).

- **Porcentaje de germinación (PG)**

La variable de porcentaje de germinación (ISTA, 1996) mide la viabilidad de un lote de semillas a través del cálculo del porcentaje de semillas que germinan bajo ciertas condiciones (Ecuación 1).

$$PG (\%) = \frac{TSG}{Ss} * 100 \quad (1)$$

Donde: TSG = total de semillas que germinaron (final del experimento); Ss = semillas sembradas (inicio del experimento).

- **Tasa de germinación (TG)**

La tasa de germinación (Al-Ansari & Ksiksi, 2016) es definida como la velocidad de germinación, en número de semillas que germinan cada día en un tiempo de experimentación determinado (Ecuación 2).

$$TG (\% \text{ día}^{-1}) = \frac{\sum PG}{D} \quad (2)$$

Donde: PG = porcentaje de germinación; D = duración de la germinación (días).

- **Tiempo promedio de germinación (TPG)**

El tiempo promedio de germinación (Ellis, 1981) mide la velocidad media en la que se lleva a cabo la germinación de un lote de semillas. Calculado como la sumatoria del número de semillas nuevas que germinan en un día determinado, con respecto al total de semillas plantadas en el inicio del experimento (Ecuación 3).

$$TPG(\text{día}) = \frac{\sum(NSG * Dm)}{TSG} \quad (3)$$

Donde: NSG = número de semillas que germinaron (en el día de la medición); Dm: día de la medición; TSG = total de semillas que germinaron (final del experimento).

- **Índice de vigor (IV)**

El índice de vigor de semillas (Vashisth & Nagarajan, 2010) evalúa el potencial fisiológico, velocidad de germinación y uniformidad de emergencia de un

lote bajo condiciones variables, calculado como el producto del porcentaje de germinación por el largo del germinado (Ecuación 4).

$$IV = PG * LT \quad (4)$$

Donde: PG = porcentaje de germinación; LT = longitud total del germinado (mm).

- **Porcentaje de fitotoxicidad (PF)**

El porcentaje de fitotoxicidad (Chou & Lin, 1976) en semillas evalúa el efecto de una sustancia tóxica ya sea como extracto, abono o producto químico aplicado durante el ensayo, a través de la comparación del efecto de esta sustancia con respecto a un testigo generalmente de agua destilada (Ecuación 5).

$$PF(\%) = \frac{RC - RT}{RC} * 100 \quad (5)$$

Donde: RC = longitud de la raíz del control (mm); RT = longitud de la raíz del tratamiento (mm).

c) *Medición de los compuestos fenólicos y capacidad antioxidante*

Después de la cosecha, los germinados se congelaron y secaron en frío por 72 h en una liofilizadora (Labconco FreeZone 2.5). La materia seca se molió utilizando un mortero y pistilo de porcelana; 40 mg del germinado molido se disolvió en 2 mL de metanol 80%, y se agitó en un baño ultrasónico por 30 min. Posteriormente se separó físicamente a 5000 rpm x 10 min a 4 °C utilizando una centrífuga (ThermoScientific Biofuge Primo R).

El sobrenadante resultante fue recuperado y posteriormente utilizado en las técnicas de fenoles totales, flavonoides, taninos y capacidad antioxidante del 2,2-difenil-1-picrilhidrazilo (DPPH) y del ácido 2,2'-azino-bis(3-etilenzotiazolina-6-sulfónico) (ABTS). Todas las técnicas mencionadas utilizaron un espectrofotómetro para microplaca (Thermo Scientific Multiskan GO Microplate).

- **Fenoles totales**

Los fenoles totales se midieron de acuerdo con Dewanto et al. (2002) por el método Folin-Ciocalteu (Singleton et al., 1999). Se tomaron 40 mL de extracto y se adicionaron 460 μ L de agua destilada, 250 μ L del reactivo comercial Folin-Ciocalteu y 1250 μ L de carbonato de sodio (Na_2CO_3). La mezcla se dejó reposar en oscuridad durante 2 horas, y después se midió la absorbancia a 760 nm en espectrofotómetro.

Se utilizó ácido gálico ($\text{C}_6\text{H}_2(\text{OH})_3\text{COOH}$) para preparar soluciones de concentración conocida, a partir de las cuales se obtuvo una curva de calibración con un $R^2 > 0.95$ (Figura 6). El contenido de compuestos fenólicos se expresó como mg de ácido gálico equivalente por g de muestra ($\text{mg ácido gálico g}^{-1}$).

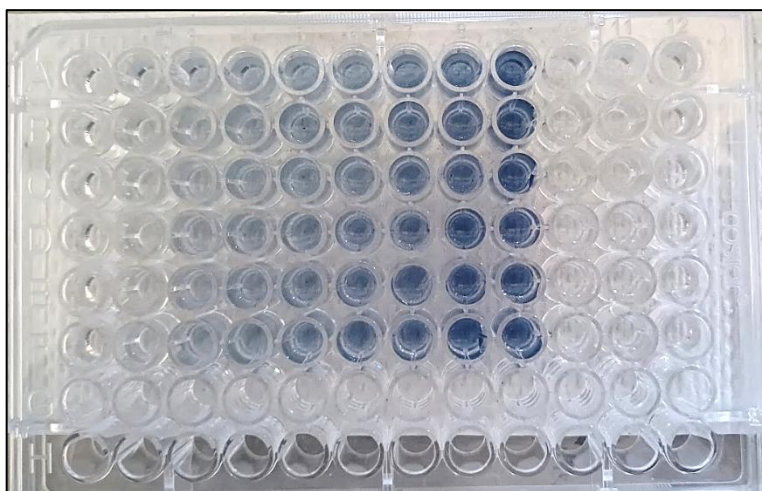


Figura 6. Curva de calibración de ácido gálico en microplaca de 96 cavidades.

- **Flavonoides**

La cuantificación se realizó mediante la metodología de Oomah et al. (2005), se tomaron 50 μL de extracto metanólico y se colocaron en una microplaca de 96 cavidades; posteriormente se le adicionaron 180 μL de metanol grado reactivo y 20 μL de solución 2-aminoetil difenilborato al 1%. Se midió la absorbancia de las muestras a 404 nm en espectrofotómetro.

Se utilizó rutina ($\text{C}_{27}\text{H}_{30}\text{O}_{16}$) para preparar concentraciones conocidas y se obtuvo una curva de calibración con una $R^2 > 0.95$ (Figura 7). El contenido de flavonoides se expresó como mg equivalentes de rutina por g de muestra (mg rutina g^{-1}).

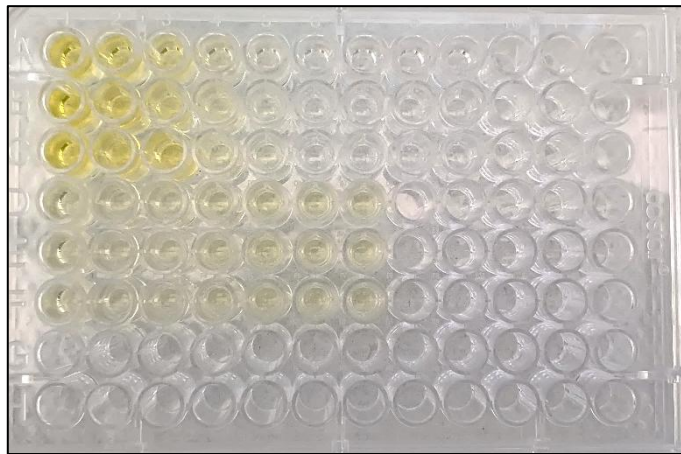


Figura 7. Curva de calibración de rutina y muestras procesadas para la obtención de flavonoides en microplaca de 96 cavidades.

- **Taninos**

La cuantificación de taninos se realizó mediante el método descrito por Deshpande & Cheryan, (1987). En una microplaca de 96 cavidades se colocaron 50 μL del extracto metanólico y se adicionaron 200 μL de una solución 1:1 de ácido clorhídrico (HCl) al 8% y vainillina ($\text{C}_8\text{H}_8\text{O}_3$) al 1%. Para el blanco se colocaron 50

μL de muestra más $200 \mu\text{L}$ de HCl al 4%. Para cuantificar los taninos condensados se midió la absorbancia a 492 nm en espectrofotómetro.

Se realizó una curva de calibración a partir de una solución con contenido de catequina de 1 mg mL^{-1} (Figura 8). El contenido de taninos se expresó como mg equivalentes de catequina por g de muestra ($\text{mg catequina g}^{-1}$).

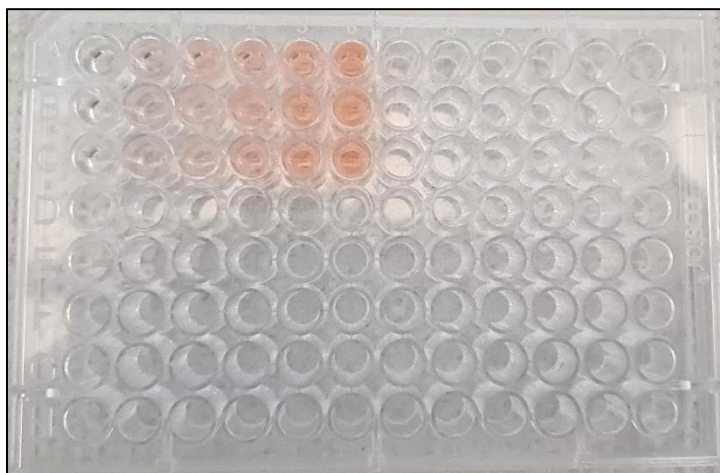


Figura 8. Curva de calibración de catequina procesada para la obtención de taninos en microplaca de 96 cavidades.

- **DPPH**

Se siguió el método de Brand-Williams et al. (1995). Se preparó una solución de DPPH en metanol al 0.15 mM usando el reactivo comercial de DPPH (Sigma-Aldrich) y se agregaron $200 \mu\text{L}$ a cada cavidad junto con $20 \mu\text{L}$ de extracto metanólico, y se dejó reposar a oscuridad por 1 h. Posteriormente, se leyó a una absorbancia de 520 nm en espectrofotómetro. Se realizó una curva de calibración a partir de una solución patrón de ácido 6-hidroxi-2,5,7,8-tetrametilcromano-2-carboxílico (Trolox) al 1 mM (Figura 9). Los resultados se expresaron en % inhibición.

- **ABTS**

Se utilizó el método descrito por (Re et al., 1999). Se preparó una solución de ABTS a 7 mM usando el reactivo comercial de ABTS (Sigma-Aldrich), la cual se activó 12 horas previas al análisis con una solución de persulfato de potasio ($K_2S_2O_8$) a 140 mM. Se agregó a la microplaca 20 μ L de extracto de la muestra y 230 μ L de ABTS activo y se leyó a una absorbancia 734 nm en espectrofotómetro. Se realizó una curva de calibración a partir de una solución patrón de Trolox 1 mM (Figura 10). Los resultados se expresaron en % inhibición.

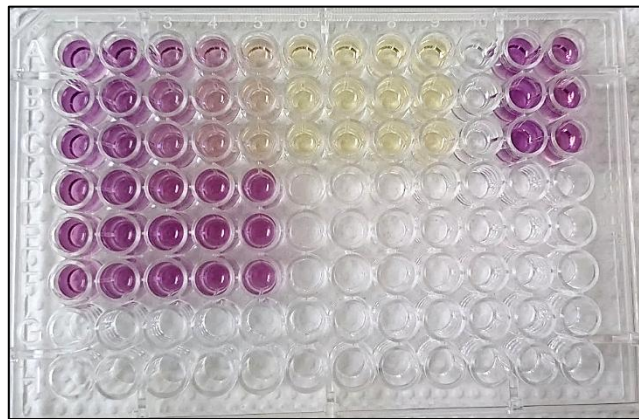


Figura 9. Curva de calibración de trolox y muestras procesadas para la medición de DPPH

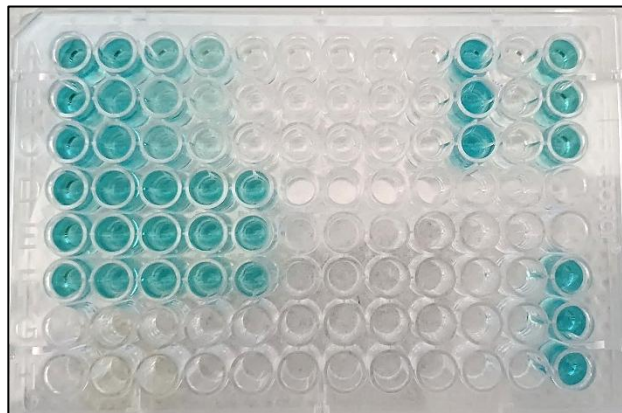


Figura 10. Curva de calibración de trolox y muestras procesadas para la medición de ABTS

d) Perfil fitoquímico de los germinados

Se identificaron las sustancias de bajo peso molecular en el perfil fitoquímico de los germinados a través de cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS), utilizando un cromatógrafo (Agilent 5975C; Figura 11), equipado con un detector de masas y una columna de separación HP-5MS (30 m x 0.25 mm, 0.25 μm). 1 mL min^{-1} de helio en una proporción de 1:10 fue utilizado como gas portador. Solo las sustancias encontradas en la base de datos NIST 11, cuya similitud se encontró por encima del 80%, fueron consideradas (Figuroa-Pérez et al., 2014).



Figura 11. Cromatógrafo Agilent 5975C utilizado para la obtención del perfil fitoquímico

e) Medición de la concentración de As

La estimación de la concentración de As en los germinados, se llevó a cabo mediante EAA acoplado a horno de grafito con sistema de corrección por efecto Zeeman (Fernandez et al., 1980). Los extractos ácidos de los germinados se prepararon a partir del germinado liofilizado y molido (Bergés-Tiznado et al., 2022).

Se pesaron 0.250 g por duplicado de cada tratamiento, en contenedores de plitetrafluoroetileno (PTFE) con capacidad de 60 mL (Saville), y se sometieron a una digestión ácida con 10 mL de ácido nítrico (HNO₃; JT Baker Trace Metals 69%), a 110 °C por 3 h, en una plancha de calentamiento. Los digeridos resultantes se llevaron a un volumen final de 20 mL con agua MilliQ y se almacenaron en frascos de polietileno.

Se realizó una curva de calibración de la técnica ($R^2 > 0.99$) mediante la preparación de una solución madre a partir de un estándar de As (Merck Millipore) con contenido certificado de As de 1000 mg L⁻¹. Adicionalmente, se preparó un modificador de matriz de paladio (Pd) para la reducción de cenizas y mejoramiento de la señal analítica, a partir de 1 mL de solución ácida de Pd (con contenido de 1000 mg Pd L⁻¹ en HNO₃ al 15%) utilizando un modificador de matriz para EAA acoplada a horno de grafito al 1% (PerkinElmer), junto con 100 µL de nitrato de magnesio (Mg(NO₃)) y 8.9 mL de agua acidificada (HNO₃ al 0.2%). 5 µL del modificador se agregaron en cada atomización.

Para la precisión y exactitud de la muestra se utilizó el material de referencia NIST 1640A Natural Water (Tabla 4). Los blancos se prepararon a partir de agua MilliQ y HNO₃ (JT Baker Trace Metals 69%). Las muestras se procesaron en un espectrofotómetro de absorción atómica (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer; Figura 12) a una longitud de onda de 192.7. Los resultados se expresaron como mg As kg⁻¹ peso fresco (ww).

Tabla 4. Validación de la técnica analítica del As. Promedio ± DE

NIST 1640A (µg kg ⁻¹)*	Medición (µg kg ⁻¹)	Recuperación (%)	Límite de detección (µg L ⁻¹)	Coefficiente de variación (%)
8.010 ± 0.067	8.08 ± 0.182	100.87 ± 2.27	0.35	1.86

*Datos expresados en fracción de masa ($\mu\text{g kg}^{-1} \pm$ incertidumbre estándar); DE: desviación estándar; tamaño de la muestra = 4.



Figura 12. Espectrofotómetro de absorción atómica AAAnalyst 800, Perkin-Elmer utilizado

ii. Encontrar el rango de concentraciones de As favorables para la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*).

Una vez encontrado el rango de concentraciones de As, en donde se localiza un posible eustrés (0.8 y 2 ppm), se estableció otro experimento de germinación de con los nuevos tratamientos de concentración de As establecidos en: 0.6, 0.8, 1, 1.5, 2 y 3 ppm.

Todas las variables consideradas en la primera germinación, se midieron para la segunda. Se siguieron las metodologías ya establecidas en el apartado i.b-d, aplicadas a los nuevos tratamientos. Así como las de procesamiento de la muestra y obtención de la concentración de As, encontradas en el apartado i.e.

a) Evaluación de los riesgos a la salud humana

Debido a la toxicidad conocida del As, se realizó un análisis de riesgo en los germinados para determinar el potencial riesgo a la salud humana por exposición a este elemento en caso de llegar a considerarse el consumo de estos germinados estimulados con As. Este riesgo puede ser definido a través de índices que derivan

de la evaluación de riesgo individual por contaminante realizados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA). Las ecuaciones que ayudan en la evaluación de riesgos a la salud humana, fueron descritas por Newman (2010).

- **Coefficiente de peligrosidad (Hazard Quotient, HQ)**

El coeficiente de peligrosidad (ecuación 6) describe la relación entre la exposición a una sustancia a través de su dosis diaria estimada, y el nivel al que no se presentan efectos negativos conocido como dosis de referencia. Un resultado de HQ por encima de 1 es traducido como una posible preocupación por la salud, y lo contrario cuando los resultados se encuentran por debajo de 1.

$$HQ = \frac{CE * \left(\frac{\text{Ingesta diaria}}{\text{Peso corporal}} \right)}{RfD} \quad (6)$$

Donde: CE = concentración del contaminante encontrada; RfD = dosis de referencia = 0.00006 mg iAs kg-día⁻¹ (USEPA, 2025) y se considera que el As total medido comprende solo a la fracción inorgánica por el estándar utilizado en las soluciones de riego.

- **Riesgo excesivo de cáncer de por vida (Excess Lifetime Cancer Risk, ELCR)**

El riesgo a contraer cáncer (ecuación 7) es el exceso en la probabilidad de desarrollar cáncer o morir como consecuencia en base a una cierta expectativa de vida, debido a una exposición específica a una sustancia carcinogénica. Representa el número adicional de casos de cáncer esperados en una población de 1 millón de individuos que fueron expuestos al contaminante en un tiempo promedio de vida en años por el factor de pendiente del cáncer (CSF), que es un valor de toxicidad que estima el riesgo máximo de desarrollar cáncer a lo largo de la vida debido a una sustancia química, en este caso, del As.

$$ELCR = Dosis_{dT} \times CSF \quad (7)$$

Donde: $Dosis_{dT}$ = 70 años, calculado de acuerdo a la ecuación 8; $CSF = 32$ mg As $kg\text{-día}^{-1}$ por exposición oral (USEPA, 2025).

$$Dosis_{dT} = \frac{C * TI * FE * TE}{P * T} \quad (8)$$

Donde: C es la concentración de As encontrada, en este caso, en el germinado; TI: es la tasa de ingesta que se refiere a la cantidad de consumo diario; FE: es la frecuencia de exposición; TE: tiempo de exposición total en años; P: peso promedio del individuo; T: tiempo promedio de permanencia del contaminante.

iii. Desarrollar una nanotecnología que permita la disminución de las concentraciones de As en agua de riego para que produzca efectos positivos en la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*).

De acuerdo a los resultados obtenidos de las germinaciones, se optó por una tecnología que permitiera la remediación de aguas a través de la adsorción. La nanotecnología propuesta consistió en nanocompósito formado a partir de nanofibras de acetato de celulosa decoradas con nanopartículas de magnetita.

a) Síntesis del nanocompósito

La síntesis de las nanofibras se llevó a cabo por la técnica de electrohilado en un equipo hilador (Giga Electrospinning; Figura 13). Se preparó una solución polimérica de acetato de celulosa ($C_{76}H_{114}O_{49}$) y nanopartículas de magnetita. Se disolvieron las nanopartículas en una solución de acetona-etanol en una proporción

9:1. La solución se agitó en baño ultrasónico ($\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_2\text{O}_4$) por 40 min o hasta homogeneizar. Posteriormente se adicionó acetato de celulosa has alcanzar una concentración final de 10% p v⁻¹.

En las condiciones de elaboración de todas las nanofibras (Tabla 5), las variables de velocidad, voltaje y distancia del colector se mantuvieron constantes en todas las síntesis en 1500 $\mu\text{L h}^{-1}$, 18 kV y 15 cm, respectivamente.

Tabla 5. Condiciones de síntesis de las nanofibras

Clave	$\text{C}_{76}\text{H}_{114}\text{O}_{49}$ (m v ⁻¹)	$\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_2\text{O}_4$ (m v ⁻¹)	Humedad (%)	Vol. Solución (mL)
NACM1b	10%	0.25%	32	2.1
NACM2b	10%	0.50%	38	2.1
Blanco(b)	10%	-	42	1.2

Vol. = Volúmen; - = sin magnetita

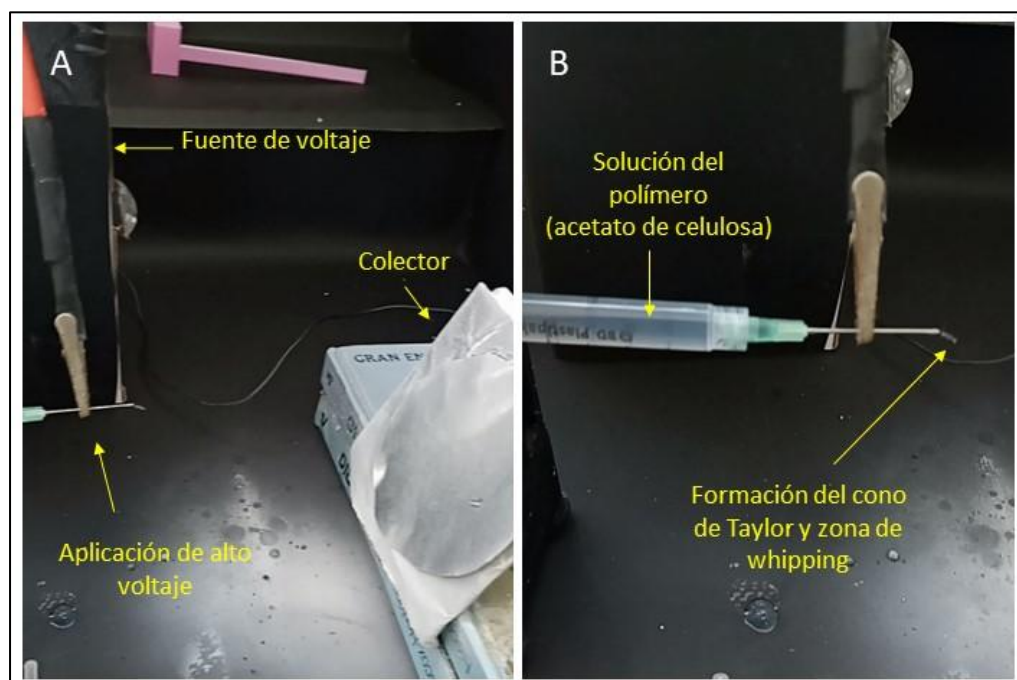


Figura 13. Síntesis de las nanofibras por electrohilado

A) Componentes generales del sistema de electrohilado. B) Acercamiento a zona de la jeringa y formación del cono de Taylor.

b) Caracterización de los nanocompuestos

La caracterización morfológica de los nanocompuestos y la composición elemental de los mismos se llevó a cabo en el Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) Unidad Monterrey, mediante microscopía electrónica de barrido (SEM; JEOL JSM-7401F), en alto vacío (Martínez-Barras et al., 2025).

Para la preparación de las muestras para la caracterización morfológica, estas se fijaron en soportes metálicos con cinta de carbono conductora. Posteriormente se recubrieron de grafito para mejorar la conductividad eléctrica durante la obtención de las micrografías.

Para la evaluación de la composición elemental de los nanocompuestos antes y después del proceso de adsorción con As, se utilizó la técnica de espectroscopía de dispersión de energía de rayos X (EDS) acoplada a SEM.

c) Isotherma y cinética de adsorción de los nanocompuestos

Se llevó a cabo un experimento de adsorción con el que se obtuvieron las variables para los cálculos del modelo y la cinética del proceso de dicho proceso de los nanocompuestos utilizados. Los isothermas y las cinéticas de adsorción, describen cómo un contaminante interactúa con un material adsorbente a través de un modelo matemático.

Ambos experimentos se llevaron a cabo en la Unidad de Monitoreo y Calidad Ambiental, perteneciente a la carrera de Ingeniería Ambiental y Sustentabilidad, de la Universidad Politécnica de Sinaloa, en Mazatlán, Sinaloa. Para precisión y exactitud del experimento se realizó una curva de calibración del estándar de As utilizado (Hycel – Estándar de arsénico para absorción atómica).

- ***Isotherma de adsorción***

Se prepararon 25 mL de soluciones con concentración de As 0, 5, 10, 25, 40, 50 $\mu\text{g As L}^{-1}$; a partir de un estándar de As (Hycel con contenido de 1000 ppm de As), en botellas Winkler (Figura 14). A cada botella se le adicionó 0.021 g de

nanofibra decorada, correspondiente a un décimo del disco electrohilado (Figura 15). Disco del nanocompósito fraccionado para su uso en el experimento.).



Figura 14. Botellas Winkler en la experimentación de isoterma de adsorción.

Una vez que el material adsorbente entró en contacto con la solución, se cerraron las botellas y se colocaron en agitación en agitador orbital (Luzeren PRO1001319), a 260 rpm por 45 min. Posterior a este tiempo, se recuperó el sobrenadante de cada botella, se vació en un frasco de polietileno y se estabilizó con HNO_3 concentrado (JT Baker Trace Metals 69%).

Los sobrenadantes estabilizados, ahora extractos ácidos, se dejaron reposar por una semana para permitir la sedimentación de cualquier residuo de material adsorbente. Los resultados obtenidos se utilizaron para realizar el ajuste del isoterma para los modelos de Langmuir y Freundlich.



Figura 15. Disco del nanocompósito fraccionado para su uso en el experimento.

- Isoterma de Langmuir

El isoterma de Langmuir se utiliza para cuantificar y contrastar la capacidad adsorbente de ciertos materiales, a través del balance de las velocidades de adsorción y desorción, es decir, a través del equilibrio dinámico (ecuación 9); entonces, la adsorción es proporcional a la fracción de superficie del adsorbente que está libre, mientras que la desorción, es proporcional a la fracción de la superficie del adsorbente que está cubierta (Ayawei et al., 2017).

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (9)$$

Donde: C_e = concentración del adsorbato en equilibrio (mg g^{-1}); K_L = constante de Langmuir (L mg^{-1}); q_m = capacidad máxima de adsorción (mg g^{-1}); q_e = adsorción en el equilibrio.

Entonces, el isoterma de Langmuir es un modelo empírico, basado en principios cinéticos que asume: a) que el proceso de adsorción se lleva a cabo en monocapa; b) que todos los sitios de adsorción son homogéneos; c) que la energía de adsorción es constante; y, d) que no hay interacciones laterales entre las moléculas adsorbidas (Kalam et al., 2021).

- Isoterma de Freundlich

El isoterma de Freundlich es una ecuación empírica que corresponde a otra forma de Langmuir (ecuación 10), que puede ser utilizado para adsorción en multicapas (Saadi et al., 2015).

$$q_e = k_f C_e^{1/n_F} \quad (10)$$

Donde: K_f = coeficiente de adsorción y representa la habilidad de adhesión del adsorbato (capacidad de adsorción relativa del adsorbente); C_e = concentración del adsorbato en el equilibrio; q_e = adsorción en el equilibrio; y, $1/n_F$ indica la intensidad de adsorción del adsorbato en el adsorbente o heterogeneidad de la superficie

Valores de esta pendiente entre 0 y 1 indican un isoterma favorable, cuando el valor es cercano a 0, la superficie del adsorbente se vuelve más heterogénea y el isoterma se vuelve mayormente no lineal; mientras que, valores por encima de 1, indican un isoterma no favorable debido a que se aproxima a una situación irreversible (Saadi et al., 2015). En contraste con el isoterma de Langmuir, este modelo asume que el proceso de adsorción se lleva a cabo en sitios heterogéneos

y que la afinidad y distribución del calor de la adsorción hacia la superficie heterogénea son no uniformes (Kalam et al., 2021).

- ***Cinética de adsorción***

Se prepararon 11 soluciones con una concentración de As de $50 \mu\text{g As L}^{-1}$ a un volumen de 25 mL, a partir de un estándar de As (Hycel) con contenido de 1000 ppm de As, en botellas Winkler (Figura 16). A cada botella se le adicionó 0.021 g de nanofibra decorada, correspondiente a un décimo del disco electrohilado (Figura 15. Disco del nanocompósito fraccionado para su uso en el experimento.).

Una vez que el material adsorbente entró en contacto con la solución, se cerraron las botellas y se colocaron en agitación en un agitador orbital (Luzeren PRO1001319), a 260 rpm. Posteriormente, se recuperó el sobrenadante de cada solución a los tiempos: 0, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 120, 180, 240, 300 min y 24 h. Cada sobrenadante se vació en un frasco de polietileno y se estabilizó con HNO_3 concentrado (JT Baker Trace Metals 69%). Los sobrenadantes estabilizados, ahora extractos ácidos, se dejaron reposar por una semana para permitir la sedimentación de cualquier residuo de material adsorbente.

Los resultados de concentración se compararon en una gráfica con respecto al tiempo con lo cual se obtuvo el punto de concentración en equilibrio de adsorbato (As) en la solución (agua) o C_e . La capacidad de adsorción en el equilibrio (q_t) se graficó con respecto al tiempo para encontrar el punto que u capacidad de adsorción en el equilibrio (q_e). Posteriormente, se ajustaron las variables a los modelos de cinética de pseudo primer y pseudo segundo orden.

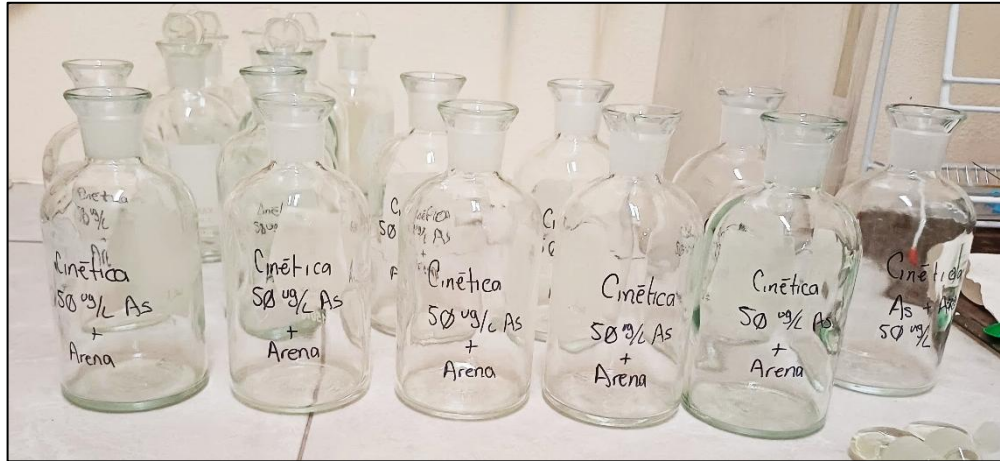


Figura 16. Botellas Winkler con la solución de As para el experimento de cinética de adsorción

- Modelos de cinética de adsorción

La cinética de adsorción es empleada para estudiar el límite, el mecanismo y las características de una reacción de dicha naturaleza (Surela et al., 2024), y estudia la cantidad de adsorbente adsorbido en función del tiempo (Wang et al., 2022).

Se han descrito varios modelos empíricos aceptados para el ajuste de los experimentos de cinética de adsorción, los mayormente aceptados son el de pseudo primer orden (ecuación 11), que asume que la tasa de adsorción depende de la difusión del adsorbato en la superficie del adsorbente, es decir, que la adsorción se lleva a cabo por un proceso físico; mientras que, el de pseudo segundo orden (ecuación 12), asume que la tasa de la reacción es influenciada por la interacción de los sitios de adsorción en la superficie del adsorbente y el adsorbente a lo largo del proceso, es decir, que la reacción se lleva a cabo por interacciones químicas (Wang et al., 2022).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (11)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{t}{q_e} + \frac{1}{q_e^2 k_2} \quad (12)$$

Donde: q_e y q_t = capacidad de adsorción en el equilibrio y en el tiempo, respectivamente; K_1 (h^{-1}) y k_2 ($g\ mg^{-1}\ h^{-1}$) = constantes de la tasa de adsorción para cada modelo.

- **Medición de la concentración de As**

Para la obtención de las variables de isoterma y cinética de adsorción, se llevó a cabo la medición de la concentración de As en los extractos ácidos resultantes de los experimentos por EAA (Véase sección V.i.e). Debido al estado líquido de los extractos, no fue necesario acondicionar la muestra previo a la medición del elemento.

iv. Análisis estadístico

Todos los datos obtenidos se analizaron utilizando el programa estadístico STATISTICA 10, con un nivel de significancia de $p < 0.05$ (Zar, 2013). Se realizó un análisis exploratorio de los datos y se aplicaron las pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro-Wilk W). De acuerdo a los resultados, se optó por utilizar estadística no paramétrica debido al tamaño de la muestra ($n < 30$) en todas las variables, excepto por longitud de raíz, de tallo y total ($n=32$). ANOVA Kruskal-Wallis (H) para las diferencias entre los tratamientos. Se incluye la desviación estándar (DE) de los resultados presentados como promedios.

VI. RESULTADOS

i. Conocer el efecto del As en la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*)

a) Germinación

Un total de 960 semillas fueron sembradas en el experimento, de las cuales 856 germinaron, lo que equivale al 89.16%. De acuerdo a las variables de germinación calculadas, el tratamiento de 0.8 ppm muestra, estadísticamente, un mejor rendimiento en comparación con el resto (Tabla 6).

Tabla 6. Promedio \pm DE las variables de germinación de *L. lycopersicum* en diferentes tratamientos de As

Tratamiento	PG (%)	TG (% día ⁻¹)	TPG (Día)	IV	PF (%)
Control	87.5 \pm 9.25 ^a	38.75 \pm 4.58 ^{ab}	3.76 \pm 0.28 ^{ab}	14025.79 \pm 1484.04 ^{ab}	0
0.1 ppm	87.5 \pm 11.65 ^a	39.43 \pm 7.10 ^{ab}	3.69 \pm 0.41 ^a	13076.16 \pm 1740.94 ^{ac}	9.48
0.4 ppm	91.25 \pm 4.43 ^a	38.91 \pm 3.36 ^{ab}	3.98 \pm 0.33 ^{ab}	13803.16 \pm 670.42 ^{ab}	5.93
0.8 ppm	95.63 \pm 4.95 ^a	43.28 \pm 4.04 ^a	3.64 \pm 0.38 ^{ab}	17258.86 \pm 894.33 ^b	-15.12
2 ppm	90.63 \pm 6.23 ^a	38.44 \pm 4.23 ^{ab}	4.01 \pm 0.37 ^a	11069.05 \pm 761.19 ^{ac}	32.73
5 ppm	88.75 \pm 8.76 ^a	36.09 \pm 4.20 ^b	4.24 \pm 0.33 ^b	5278.53 \pm 521.17 ^c	73.88

DE: desviación estándar; PG = porcentaje de germinación; TG = tasa de germinación; TPG = tiempo promedio de germinación; IV = índice de vigor; PF = porcentaje de fitotoxicidad. Distintas letras en superíndice indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$; $n = 48$).

De las 160 semillas sembradas por tratamiento, en el control germinaron 130, mientras que en el tratamiento de 0.8 ppm, germinaron 153. No obstante, en la variable PG, no se encontraron diferencias significativas entre estos dos tratamientos ($p > 0.05$). Sin embargo, en la comparación de esta misma variable con respecto al tiempo, se puede observar que, en presencia de As, la germinación

mejora. Especialmente en los tratamientos de 0.8, 0.4 y 2 ppm, en ese orden, con valores de PG por encima del 90% (Figura 17).

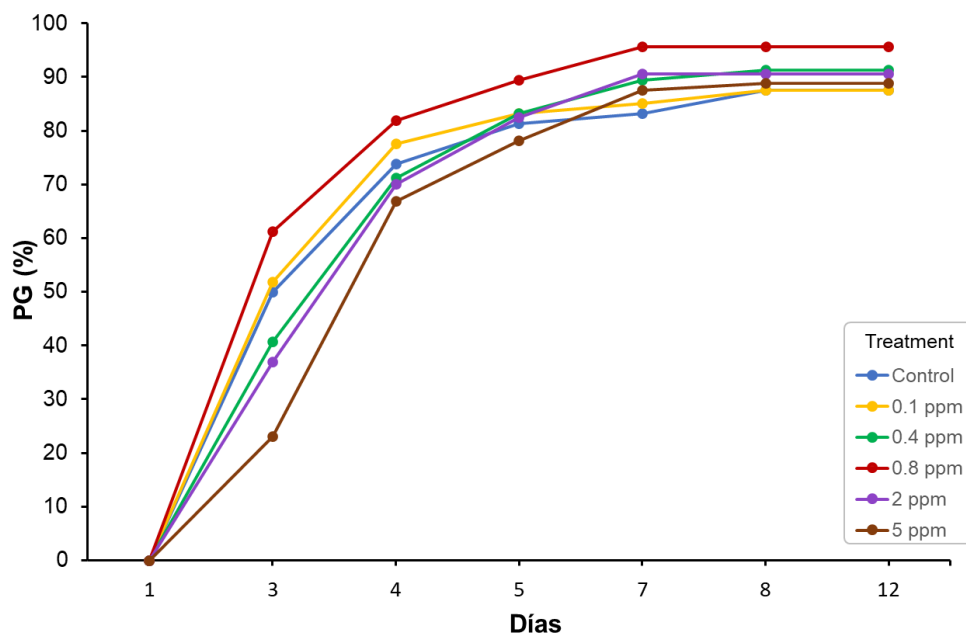


Figura 17. Evolución del porcentaje de germinación (PG) en el tiempo de los germinados de *L. lycopersicum* entre los tratamientos de As

La TG varió entre los tratamientos ($p < 0.05$); en esta variable, el mayor valor también se encontró en el tratamiento de 0.8 ppm, lo que indica que la germinación incrementaba más conforme avanzaban los días del experimento. Un patrón que coincide con lo encontrado en la variable de TPG para el mismo tratamiento, el cual presentó el menor tiempo ($p < 0.05$), es decir, que fue el más rápido en germinar. Sin embargo, en estos casos, solo se encontraron diferencias significativas en TG ($p < 0.05$), con el tratamiento de 5 ppm.

Una situación similar entre estos dos tratamientos, es decir 0.8 y 5 ppm, se puede observar en la variable de IV, donde mostraron el valor más alto y el más bajo, respetivamente. El análisis estadístico para esta comparación mostró que

ambos valores son diferentes ($p < 0.05$). En esta misma variable, el tratamiento de 2 ppm es significativamente diferente de aquel en el tratamiento de 0.8 ppm, pero no con el de 5 ppm ($p < 0.05$).

Entre los resultados de las variables, es importante resaltar que en el tratamiento de 5 ppm se mostraron los resultados menos adecuados por variable medida. Aunque no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en comparación con el control para PG, TG y TPG, los valores obtenidos en este tratamiento para dichas variables proporcionan un panorama de los efectos negativos que el As induce en los germinados, ya que presentó el menor número de semillas germinadas, el menor incremento en la germinación por día, y la velocidad más lenta en lograr la germinación con respecto al control.

Esta situación se puede observar también en lo encontrado en la variable de IV, en el que dicho tratamiento es significativamente diferente del control ($p < 0.05$). Además, en PF, se puede observar cómo en 5 ppm se presenta la mayor afectación ante la presencia de As, ya que en este tratamiento se obtuvieron las longitudes de tallo y raíz significativamente más pequeñas (Figura 18y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.;** $p < 0.05$).

Igualmente, en la variable de PF, el tratamiento de 0.8 ppm exhibió un valor negativo, lo que sugiere que la presencia de As impactó de manera positiva al germinado. Esto también puede observarse en la longitud de tallo y raíz (Figura 18), en el que este tratamiento presenta los valores más altos con respecto a los demás. También, los valores encontrados en PF, pareciesen tener un comportamiento opuesto a la variable morfológica de largo de raíz, lo que resalta la importancia de esta parte del germinado para su supervivencia.

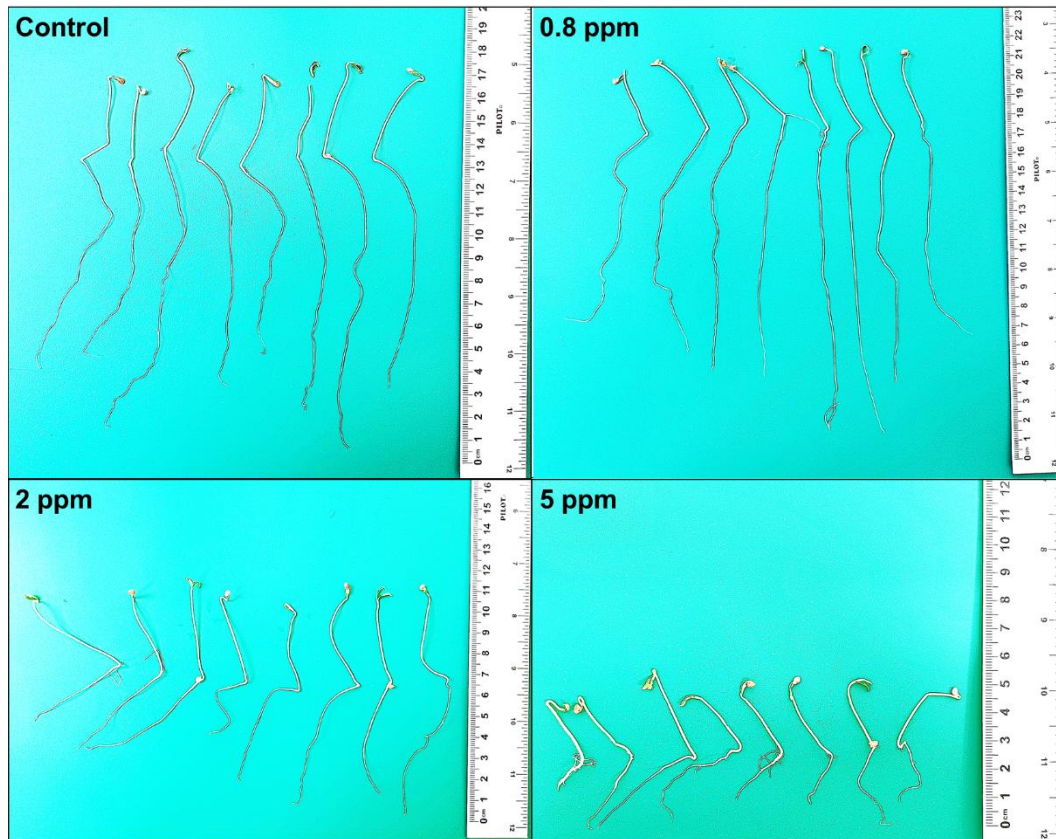


Figura 18. Apariencia física de los tratamientos significativamente diferentes ($p < 0.05$) de los germinados al final del experimento.

El comportamiento del largo de tallo entre los tratamientos fue de: 0.8 ppm > 2 ppm > 0.1 ppm > Control > 0.4 ppm > 5 ppm, con promedios y DE de 42.36 ± 7.57 , 41.43 ± 5.54 , 40.85 ± 6.45 , 40.32 ± 7.43 , 38.41 ± 6.57 y 28.14 ± 5.43 mm, respectivamente. Mientras que, en el caso del largo de raíz, el comportamiento es ligeramente distinto: 0.8 ppm > Control > 0.4 ppm > 0.1 ppm > 2 ppm > 5 ppm; con promedios y DE de 138.11 ± 19.05 , 119.97 ± 27.07 , 112.85 ± 24.76 , 108.58 ± 19.71 , 80.70 ± 21.27 y 31.33 ± 8.81 mm, respectivamente (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

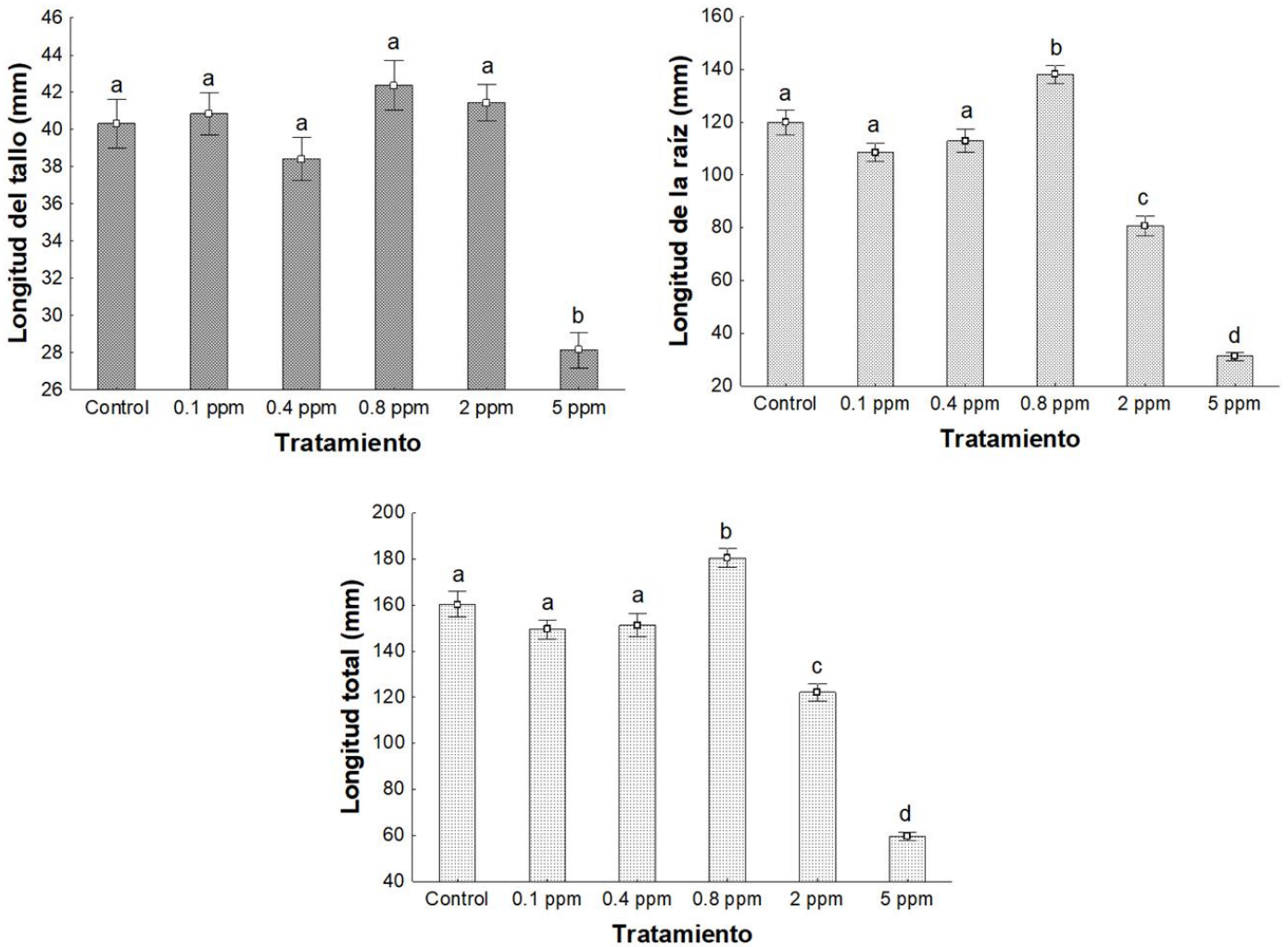


Figura 19. Diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos de As para las variables morfológicas de largo de tallo, largo de raíz y longitud total.

Diferentes letras indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$; $n = 32$ por tratamiento)

b) Medición de los compuestos fenólicos y la capacidad antioxidante

Los compuestos fenólicos encontrados en los germinados de tomate se muestran en la Tabla 7. En el caso de los fenoles totales, el tratamiento de 0.8 ppm presentó el valor más alto con respecto al resto, con diferencias significativas en comparación con los tratamientos de 0.1 y 0.4 ppm ($p < 0.01$). El valor más bajo se

encontró en el tratamiento 0.4 ppm. Este patrón, seguido del tratamiento de 0.8 ppm en el que se muestra el valor más alto, es opuesto en flavonoides ($p<0.01$).

Es importante mencionar que, en flavonoides, el valor más alto fue presentado por el tratamiento de 5 ppm, mientras que, por el contrario, 0.4 y 0.8 muestran los valores más pequeños, esto sugiere que el efecto estimulante del As puede inhibir la producción de este compuesto.

En el caso de taninos, la presencia de As parece disminuir el contenido de dicha sustancia en todos los casos, con concentraciones por debajo del control en todos los tratamientos que contienen al elemento. Se encontraron diferencias significativas ($p<0.01$) entre los tratamientos control, 0.1 ppm y 0.4 ppm. Además, se aprecia que entre más concentración de As esté presente en la germinación, mayor es la producción de taninos. No obstante, el valor más alto se encuentra en el tratamiento con ausencia total de As, el cual es más del doble de la concentración encontrada en el tratamiento más alto.

Tabla 7. Concentración promedio \pm DE de compuestos fenólicos en los germinados de *L. lycopersicum*

Tratamiento	Fenoles totales (mg ácido Gálico g ⁻¹)	Flavonoides (mg Rutina g ⁻¹)	Taninos (mg Catequina g ⁻¹)
Control	0.27 \pm 0.01 ^{ab}	16.70 \pm 0.43 ^{ac}	26.23 \pm 0.79 ^a
0.1 ppm	0.22 \pm 0.03 ^a	16.29 \pm 0.28 ^{abc}	4.03 \pm 1.02 ^b
0.4 ppm	0.18 \pm 0.01 ^a	12.06 \pm 0.27 ^b	5.19 \pm 1.23 ^b
0.8 ppm	4.43 \pm 5.57 ^b	13.38 \pm 0.04 ^{ab}	7.31 \pm 0.42 ^{ab}
2 ppm	0.32 \pm 0.03 ^{ab}	15.31 \pm 0.17 ^{abc}	12.05 \pm 1.69 ^{ab}
5 ppm	0.29 \pm 0.00 ^{ab}	19.30 \pm 0.59 ^c	11.87 \pm 3.39 ^{ab}

DE: desviación estándar; las diferentes letras en superíndice muestran las diferencias significativas por tratamiento ($p<0.05$; $n=24$).

En el caso de la actividad antioxidante, los resultados sugieren que la presencia de As no afecta a estas variables (Figura 20). Cuando se compara al control con los tratamientos, no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$), tanto en ABTS como en DPPH.

Específicamente, la comparación entre tratamientos con As muestra diferencias significativas. En ABTS, el tratamiento 0.1 ppm y 0.4 ppm son diferentes de 2 ppm ($p<0.05$), pero no entre ellos. Mientras tanto, el tratamiento de 5 ppm es diferente de 0.1 ppm ($p<0.01$). En el caso de DPPH, la única diferencia encontrada fue entre los tratamientos de 0.4 y 5 ppm ($p<0.05$).

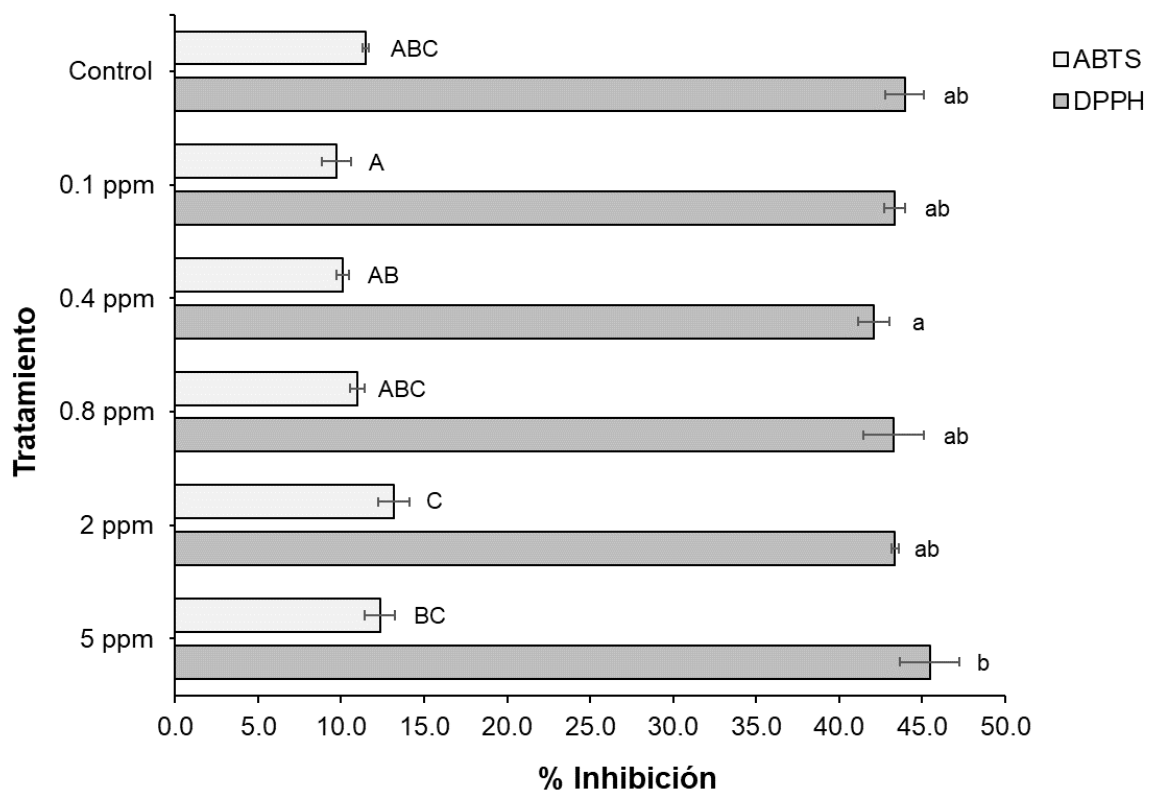


Figura 20. Porcentaje de inhibición de ABTS y DPPH en los germinados de *L. lycopersicum* en presencia de diferentes concentraciones de As. Diferentes leras mayúsculas muestran las diferencias significativas en ABTS mientras que las minúsculas las muestran en DPPH ($p<0.05$).

c) *Medición de la concentración de As*

Las concentraciones de As en los germinados se muestran en la Tabla 8. De acuerdo con los resultados obtenidos, el contenido del elemento en la planta incrementa con la concentración del elemento en la solución de riego utilizada. Diferencias significativas fueron observadas entre el control y el tratamiento de 5 ppm ($p < 0.001$). Esto puede estar aportando un panorama de la capacidad de bioacumulación de As de los germinados de tomate; sin embargo, debido a los efectos tóxicos observados en concentraciones < 2 ppm (Tabla 6), es posible asumir que este proceso no es parte de una respuesta de tolerancia.

Tabla 8. Promedio \pm DE de las concentraciones de As total en los germinados.

Tratamiento	Humedad (%)	As (mg kg⁻¹ ww)
Control	92.81 \pm 0.00 ^{ab}	0.00 \pm 0.00 ^a
0.1 ppm	93.59 \pm 0.01 ^{ab}	0.51 \pm 0.00 ^{ab}
0.4 ppm	93.56 \pm 0.01 ^{ab}	3.88 \pm 0.01 ^{ab}
0.8 ppm	93.93 \pm 0.00 ^{ab}	8.16 \pm 0.02 ^{ab}
2 ppm	93.96 \pm 0.00 ^b	16.15 \pm 0.10 ^{ab}
5 ppm	91.50 \pm 0.02 ^a	30.64 \pm 0.11 ^b

DE: desviación estándar; diferencias significativas entre los tratamientos se muestran en letras minúsculas ($p < 0.05$; $n = 18$).

En el caso de la humedad, se observa un incremento del tratamiento de control al de 0.1 ppm, seguido por una disminución en 2 ppm, y después un incremento en 5 ppm. Una diferencia significativa ($p < 0.001$) se encontró entre los tratamientos de 2 y 5 ppm. Esto puede estar relacionado al comportamiento morfológico presentado, en el que el tratamiento de 5 ppm mostró los valores más bajos de longitud de tallo y raíz; por lo tanto, la absorción es afectada por la presencia de As debido al daño que este elemento causa en la raíz, mientras que

tallos más cortos equivalen a una menor absorción de humedad, en comparación con el resto de los tratamientos.

d) Perfil fitoquímico de los germinados

La presencia de As en la germinación parece afectar el perfil fitoquímico de los germinados (Tabla 9). En el control (A), 13 diferentes sustancias fueron identificadas, mientras que, en 0.8 ppm (D) y 5 ppm (F), 20 y 18 sustancias se detectaron, respectivamente. De acuerdo con el comportamiento de las variables anteriormente descritas, estos resultados parecen indicar el estrés provocado por la presencia de As en la germinación, particularmente en sustancias como L-asparagina, el ácido fumárico y el mio-inositol, los cuales solo se encuentran presentes en 0.8 ppm (D) y 5 ppm (F).

Por otro lado, es importante resaltar otras moléculas como L-leucina, L-valina y L-serina, las cuales se obtuvieron en las primeras etapas del análisis y sólo están presentes en el tratamiento de control (A), lo cual sugiere el efecto inhibitor que tiene el As sobre estas sustancias.

De igual manera, prolina y glicina solo se encontraron en el tratamiento de 0.8 ppm (D), mientras que el β -sitosterol solo está presente en 5 ppm (F). Además, asparagina y tiramina fueron sustancias que solo se encontraron en tratamientos con As, lo que indica un efecto estimulante por parte del elemento en dichas sustancias.

Otras particularidades fueron, por ejemplo, el ácido heptadecanoico, el cual estuvo ausente en el tratamiento de 0.8 ppm (D). Por otro lado, el monoestearato de glicerol no fue detectado en las tres menores concentraciones de As: control, 0.1 ppm y 0.4 ppm (A, B y C, respectivamente), lo cual puede indicar que la estimulación por parte del elemento solo ocurre en este rango de concentraciones.

Tabla 9. Análisis del perfil fitoquímico del GC-MS en los germinados.

Compuesto químico	# CAS	Fórmula química	Tiempo de retención (min)	A	B	C	D	E	F
L-Leucina, 2TMS	1000333-25-0	C ₁₂ H ₂₉ NO ₂ Si ₂	4.7172	X					
L-Valina, 2TMS	7364-44-5	C ₁₁ H ₂₇ NO ₂ Si ₂	5.7255	X					
L-Serina, 2TMS	70125-39-2	C ₉ H ₂₃ NO ₃ Si ₂	6.4085	X					
Tiramina, 2TMS	5630-81-9	C ₁₄ H ₂₇ NOSi ₂	6.6144		X	X	X	X	X
Prolina, di-TMS	7364-47-8	C ₁₁ H ₂₅ NO ₂ Si ₂	7.1566				X		
Glicina, di-TMS	5630-82-0	C ₈ H ₂₁ NO ₂ Si ₂	7.3409				X		
L-Serina, 3TMS	64625-17-8	C ₁₂ H ₃₁ NO ₃ Si ₃	8.4142		X	X	X	X	X
Ácido fumárico, bis-TMS	17962-03-7	C ₁₀ H ₂₀ O ₄ Si ₂	8.0239				X		X
L-Treonina, 3TMS	7537-02-2	C ₁₃ H ₃₃ NO ₃ Si ₃	8.9347	X	X	X	X	X	X
Ácido succínico, di-TMS	38166-11-9	C ₁₀ H ₂₂ O ₄ Si ₂	10.9079	X	X	X	X	X	X
Ácido piroglutámico, (N,O-TMS)	30274-77-2	C ₁₁ H ₂₃ NO ₃ Si ₂	11.4717	X	X	X	X	X	X
Ácido butanóico, 4-amino, di-TMS	39508-23-1	C ₁₀ H ₂₅ NO ₂ Si ₂	11.6234		X	X	X	X	X
L-Alanina, TMS	2899-42-5	C ₆ H ₁₅ NO ₂ Si	11.862	X					
L-Asparagina, 2TMS	1000333-25-8	C ₁₀ H ₂₄ N ₂ O ₃ Si ₂	12.8811				X		X
Ácido glutámico, N,O-3TMS	15985-07-6	C ₁₄ H ₃₃ NO ₄ Si ₃	13.3907		X		X	X	X
Asparagina-3TMS	55649-62-2	C ₁₃ H ₃₂ N ₂ O ₃ Si ₃	14.3881		X	X	X		X
L-Glutamina, 3TMS	70591-28-5	C ₁₄ H ₃₄ N ₂ O ₃ Si ₃	16.2204		X	X	X	X	X
Ácido azelaico, 2TMS	17906-08-0	C ₁₅ H ₃₂ O ₄ Si ₂	16.4265	X	X	X	X	X	X
Tirosina, tri-TMS	51220-73-6	C ₁₈ H ₃₅ NO ₃ Si ₃	18.9743		X		X	X	
Ácido palmítico, TMS	55520-89-3	C ₁₉ H ₄₀ O ₂ Si	19.8634	X	X	X	X	X	X
Ácido heptadecanoico, TMS	55517-58-3	C ₂₀ H ₄₂ O ₂ Si	21.5656	X	X	X		X	X
Mio-Inositol, 6TMS	2582-79-8	C ₂₄ H ₆₀ O ₆ Si ₆	21.6306				X		X
Ácido linoleico, TMS	56259-07-5	C ₂₁ H ₄₀ O ₂ Si	23.4738	X	X	X	X	X	X
Ácido esteárico, TMS	18748-91-9	C ₂₁ H ₄₄ O ₂ Si	24.0484	X	X	X	X	X	X
Ácido araquídico, TMS	55530-70-6	C ₂₃ H ₄₈ O ₂ Si	29.6862	X	X	X	X	X	X
1-Monopalmitina, 2TMS	1188-74-5	C ₂₅ H ₅₄ O ₄ Si ₂	32.993		X			X	X
Monoestearato de glicerol, 2TMS	1188-75-6	C ₂₇ H ₅₈ O ₄ Si ₂	35.4107				X	X	X
β-Sitosterol, TMS	2625-46-9	C ₃₂ H ₅₈ O ₂ Si	40.181						X

TMS: derivado trimetilsililo, compuesto químico formado en la reacción de la técnica. Los tratamientos se identifican con letras: (A) control; (B) 0.1 ppm; (C) 0.4 ppm; (D) 0.8 ppm; (E) 2 ppm; (F) 5 ppm. X: presencia de la sustancia en el tratamiento.

ii. Encontrar el rango de concentraciones de As favorables para la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*).

a) **Germinación**

En el segundo experimento de germinación se amplió el rango de concentraciones de As cerca del tratamiento que mostró el mejor desempeño al final de la primera germinación, el cuál fue 0.8 ppm. Por lo que los tratamientos planteados para esta segunda germinación se encontraron en: 0.6, 0.8, 1, 1.5, 2 y 3 ppm de As, más el control de agua destilada.

Tabla 10. Promedio \pm DE las variables de germinación de *L. lycopersicum* en la segunda germinación con As

Tratamiento	PG (%)	TG (% día ⁻¹)	TPG (Día)	IV	PF (%)
Control	93.0 \pm 7.04 ^a	38.13 \pm 5.67 ^{ab}	4.35 \pm 0.85 ^{ab}	10363.18 \pm 783.37 ^a	0
0.6 ppm	98.0 \pm 2.67 ^a	42.81 \pm 3.48 ^a	3.85 \pm 0.47 ^a	10850.04 \pm 297.41 ^a	-2.52
0.8 ppm	98.0 \pm 2.59 ^a	37.45 \pm 8.11 ^{ab}	4.96 \pm 1.56 ^{ab}	10919.60 \pm 287.97 ^a	-15.03
1 ppm	90.0 \pm 8.86 ^a	33.02 \pm 7.16 ^b	5.63 \pm 1.58 ^b	10015.43 \pm 986.41 ^a	-5.02
1.5 ppm	96.0 \pm 4.43 ^a	39.11 \pm 2.73 ^{ab}	4.44 \pm 0.46 ^{ab}	10710.94 \pm 493.21 ^a	15.86
2 ppm	95.0 \pm 5.35 ^a	36.30 \pm 4.40 ^{ab}	4.68 \pm 0.85 ^{ab}	10571.84 \pm 594.83 ^a	22.83
3 ppm	93.0 \pm 9.85 ^a	32.40 \pm 8.85 ^b	5.37 \pm 1.40 ^{ab}	10293.63 \pm 1112.83 ^a	39.14

DE: desviación estándar; PG = porcentaje de germinación; TG = tasa de germinación; TPG = tiempo promedio de germinación; IV = índice de vigor; PF = porcentaje de fitotoxicidad. Distintas letras en superíndice indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$; $n = 56$).

De las 1120 semillas sembradas al inicio del experimento, un total de 1060 germinaron al final en el día 12, lo que equivale al 94.64%, casi 5.5% más que en la primera experimentación, lo que indica que las concentraciones planteadas fueron en su mayoría favorables para la germinación de la semilla con valores de PG por encima del 90% en todos los tratamientos (Tabla 10). Igualmente, esto se

demuestra de forma estadística al no haber diferencias significativas ($p > 0.05$) ni en PG ni en IV para ninguno de los tratamientos (Tabla 10).

En tanto al resto de las variables de germinación, se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en TG y TPG entre el tratamiento de 0.6 ppm y 1 ppm, sin embargo, no fueron estadísticamente diferentes del control ($p > 0.05$). Por otro lado, en comparación con el primer experimento de germinación, los valores de TG se mantuvieron en el rango del 30-40% día⁻¹ (Tabla 6). No obstante, el TPG sí incrementó en promedio en 0.87 días, lo que sugiere que las condiciones del segundo experimento afectaron la velocidad a la que se logró la germinación, en todos los tratamientos.

Es importante observar los resultados de la variable de PF, ya que muestran una estimulación en un mayor número de tratamientos con respecto a la primera germinación. Anteriormente, se encontró que en el tratamiento de 0.8 ppm había una afectación positiva en la germinación de la semilla, mientras que, en este segundo experimento no solo se repite esta situación con dicho tratamiento, sino que además se incluye al tratamiento anterior y el posterior a este mismo, lo que sugiere que los efectos positivos se pueden encontrar en el rango de concentraciones de 0.6 a 1 ppm de As.

Hasta este punto, los resultados obtenidos en el segundo experimento evidencian un claro efecto de eustrés asociado a un intervalo específico de concentraciones de As, particularmente entre 0.6 y 1 ppm. En este rango, no solo se mantuvieron altos porcentajes de germinación sin diferencias significativas ($p > 0.05$) con respecto al control, sino que además se observó una estimulación en el PF, lo que indica una respuesta fisiológica positiva frente a la presencia del metaloide. Este comportamiento sugiere que, en este rango de concentraciones el As actúa como un modulador que no interfiere con el inicio de la germinación, pero sí desencadena mecanismos adaptativos que optimizan el desempeño del biosistema.

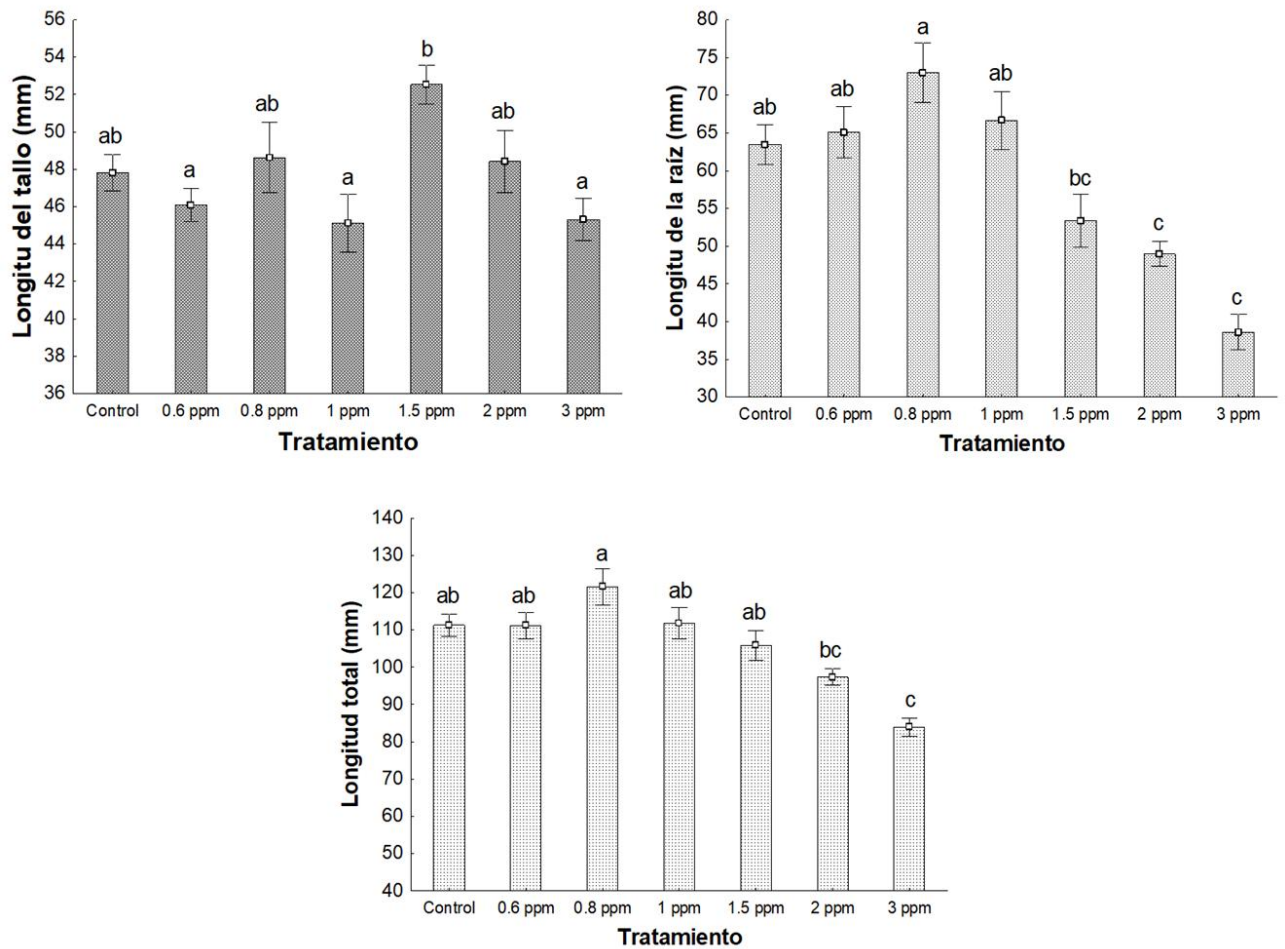


Figura 21. Diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos de As para las variables morfológicas de longitud del tallo, longitud de la raíz y longitud total durante la segunda germinación.

Diferentes letras indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$; $n = 32$ por tratamiento)

El comportamiento del largo del tallo entre los tratamientos fue de 1.5 ppm > 0.8 ppm > 2 ppm > control > 0.6 ppm > 3 ppm > 1 ppm; con promedios y DE de 52.53±5.91, 48.62±10.58, 47.81±5.51, 46.09±5.08, 45.30±6.45, y 45.11±8.76 mm, respectivamente. Mientras que, en el caso del largo de la raíz, el comportamiento fue el siguiente: 0.8 ppm > 1 ppm > 0.6 ppm > control ppm > 1.5 ppm > 2 ppm > 3 ppm; con promedios y DE de 73.00±22.33, 66.65±21.61, 65.06±19.18, 63.46±14.60,

53.39±20.05, 48.97±9.17, y 38.62±13.52 mm, respectivamente (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

En el caso de las variables morfológicas, lo antes observado con el PF solo se asemeja con la longitud de la raíz, mas no con la longitud del tallo. De acuerdo con lo obtenido, se puede observar cómo el largo del tallo es mayor en el tratamiento de 1.5 ppm, seguido del tratamiento con mayor rendimiento, el de 0.8 ppm. En este caso, los promedios están más dispersos y no forman un patrón simple (Figura 21), lo cual se demuestra con las diferencias significativas encontradas.

Los valores promedio del largo del tallo del control, 0.8 ppm y 2 ppm demostraron ser significativamente iguales entre sí y hacia el resto de los tratamientos ($p>0.05$); mientras que, tratamientos como 0.6 ppm, 1 ppm y 3 ppm, son estadísticamente iguales entre sí ($p>0.05$), pero también resultaron ser los únicos significativamente diferentes de 1.5 ppm ($p<0.05$).

No obstante, en el caso de la longitud de la raíz, el patrón anteriormente observado en la variable de germinación de PF se repite. Los tres valores más altos de la longitud de raíz se encontraron en los tres tratamientos cuyo PF mostraba un valor negativo, es decir: 0.8 ppm, 0.6 ppm y 1 ppm. Estos tratamientos, sumados al control, fueron significativamente diferentes ($p<0.05$) de los tratamientos con las concentraciones de As más altas, es decir, 2 y 3 ppm.

Además, es posible notar cómo la presencia de As afecta el desarrollo de la raíz a partir de 1.5 ppm (Figura 22), ya que, a mayores concentraciones del elemento es posible ver cómo el largo de la raíz disminuye (Figura 21). Estos 3 tratamientos fueron significativamente diferentes de 0.8 ppm ($p<0.05$).

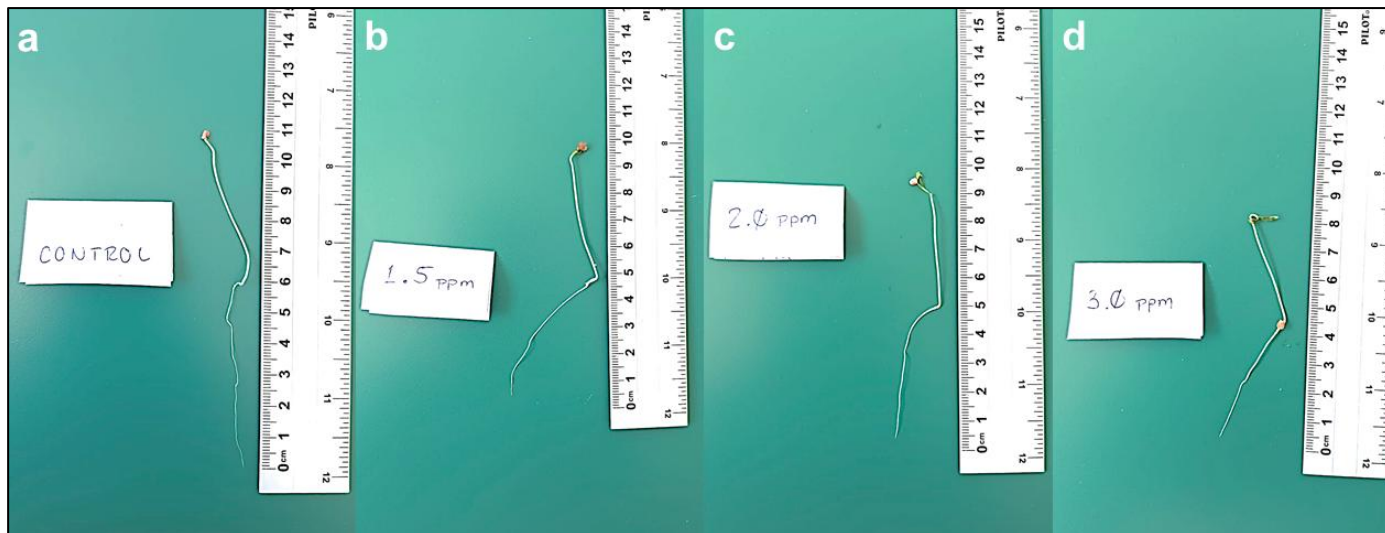


Figura 22. *Afectación morfológica de los germinados por la presencia de As con respecto al control al final del experimento.*

A nivel morfológico, el efecto de eustrés se manifiesta de manera más consistente en el desarrollo radicular que en el crecimiento del tallo. La coincidencia entre los tratamientos con PF negativo y los mayores valores de longitud de raíz refuerza la hipótesis de que el estímulo inducido por el As favorece procesos asociados a la búsqueda y absorción de recursos. Asimismo, la disminución progresiva en la longitud de la raíz a partir de 1.5 ppm indica la transición desde un estado de eustrés hacia condiciones de toxicidad, donde los efectos del contaminante atentan con la capacidad de supervivencia de la planta. En contraste, el crecimiento del tallo no presenta un patrón definido, lo que sugiere una distribución de recursos internos que priorizan estructuras de adaptación bajo condiciones de estrés.

b) Medición de los compuestos fenólicos y la capacidad antioxidante

De acuerdo con los resultados de la medición de los compuestos fenólicos y la capacidad antioxidante de ABTS y DPPH, es posible observar cómo los valores

no solo se ven afectados por la presencia de As, sino por las condiciones del experimento en sí cuando se comparan con la primera germinación (Tabla 11).

En este segundo experimento, es notable que los valores base de fenoles totales, flavonoides y taninos presentados por el control son más altas con respecto a la primera germinación (Tabla 7), por lo que es posible que las condiciones ambientales hayan jugado un papel en afectar la síntesis de dichas moléculas dentro del germinado.

Adicionalmente, el tratamiento de control presentó los valores más altos de fenoles totales y taninos con respecto a los tratamientos que contienen As, por lo que, en el caso de estas variables, la presencia del elemento estaría afectando directamente el contenido de dichas sustancias. Aunado a esto, control demostró ser significativamente diferente ($p < 0.05$) no solo del tratamiento más alto, es decir, 3 ppm, sino también de 1.5 ppm en ambas variables.

Tabla 11. Concentración promedio \pm DE de compuestos fenólicos en los germinados de *L. lycopersicum* de la segunda germinación

Tratamiento	Fenoles totales (mg ácido Gálico g ⁻¹)	Flavonoides (mg Rutina g ⁻¹)	Taninos (mg Catequina g ⁻¹)
Control	2.66 \pm 0.23 ^a	38.79 \pm 1.73 ^{abc}	78.62 \pm 5.47 ^a
0.6 ppm	1.10 \pm 0.02 ^{ab}	55.53 \pm 2.52 ^a	36.45 \pm 2.67 ^{ac}
0.8 ppm	1.22 \pm 0.01 ^{ab}	31.94 \pm 1.10 ^{bc}	18.63 \pm 5.47 ^{abc}
1 ppm	1.51 \pm 0.14 ^{ab}	46.22 \pm 2.35 ^{ab}	20.42 \pm 1.06 ^{abc}
1.5 ppm	0.72 \pm 0.11 ^b	33.67 \pm 1.63 ^{abc}	12.96 \pm 3.52 ^b
2 ppm	1.22 \pm 0.19 ^{ab}	44.88 \pm 2.81 ^{abc}	24.00 \pm 4.16 ^{abc}
3 ppm	0.84 \pm 0.16 ^b	28.80 \pm 1.35 ^c	12.69 \pm 0.63 ^{bc}

DE: desviación estándar; las diferentes letras en superíndice muestran las diferencias significativas por tratamiento ($p < 0.05$; $n=28$).

De igual manera, se encontró una tendencia en fenoles totales con los tratamientos considerados en el rango de estimulación ya que, las concentraciones de la variable incrementan conforme lo hace la de As, esto, hasta 1.5 ppm, en donde se encuentra el valor más bajo. Sin embargo, esta situación no se repite ni en flavonoides ni en taninos.

También, se observó en las tres variables cómo después de 0.8 ppm hay una disminución de la concentración de los compuestos fenólicos en 1.5 ppm, seguido de un aumento en 2 ppm y una segunda disminución en 3 ppm. En el caso de fenoles totales y flavonoides, los valores presentados por 1.5 ppm son similares a los de 0.8 ppm, lo cual también se observó en la longitud del tallo (Figura 21), por lo que es posible que la síntesis de fenoles totales esté relacionada a dicho aspecto morfológico.

Por otro lado, para flavonoides y taninos, entre los tratamientos con presencia de As, destaca 0.6 ppm por presentar los valores más altos con respecto al resto. No obstante, solo en flavonoides fue que este tratamiento resultó ser significativamente diferente ($p < 0.05$) de 3 ppm.

En tanto a la capacidad antioxidante, en comparación con la primera germinación, los porcentajes promedio incrementaron en ambas variables y en todos los tratamientos, con valores mínimos de 20.66% y 44.85% (Figura 23) contra 9.74% y 42.08% para ABTS y DPPH, respectivamente.

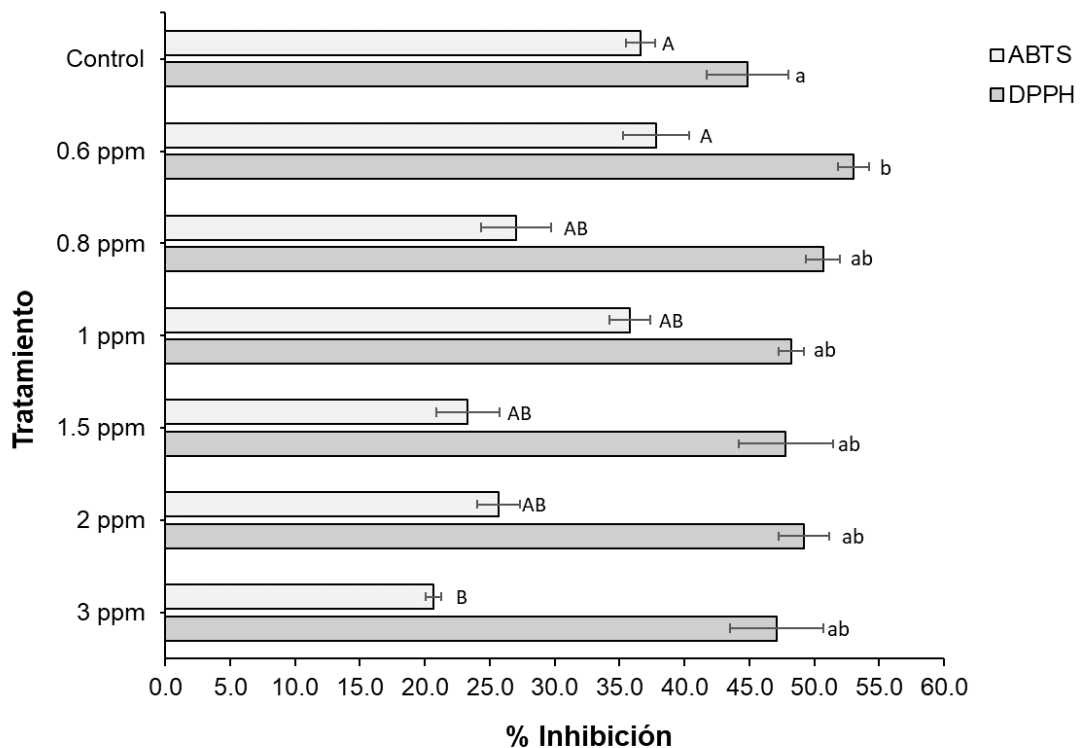


Figura 23. Porcentaje de inhibición de ABTS y DPPH en los germinados de *L. lycopersicum* en la segunda germinación. Diferentes leras mayúsculas muestran las diferencias significativas en ABTS mientras que las minúsculas las muestran en DPPH ($p < 0.05$).

De acuerdo con los resultados obtenidos de la segunda germinación, en el caso de ABTS, se muestra una tendencia de afectación del porcentaje de inhibición con respecto a la presencia de As en el tratamiento ya que, conforme incrementa la concentración del elemento, se disminuye la variable de ABTS; se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre 3 ppm y los tratamientos de control y 0.6 ppm.

Contrariamente, en el caso de DPPH, el menor porcentaje de inhibición se encontró en el control, lo que puede indicar que la presencia de As está estimulando la capacidad antioxidante de DPPH en el germinado. Aunque este tratamiento solo es significativamente diferente ($p < 0.05$) de 0.6 ppm y no del resto ($p > 0.05$). No

obstante, el incremento en la concentración de As podría estar afectando negativamente el porcentaje de inhibición ya que, a partir del valor más alto encontrado en 0.6 ppm, se puede notar una disminución en la variable con el aumento en la concentración de As.

Bioquímicamente, el eustrés se refleja en la modulación de compuestos fenólicos y en la capacidad antioxidante. Aunque el control presentó mayores concentraciones tanto de fenoles totales como de taninos, dentro de los tratamientos con As, se identificó una tendencia de incremento en fenoles a concentraciones cercanas al rango de estimulación, seguida de una disminución a mayores concentraciones. Este comportamiento, junto con el aumento generalizado en la capacidad antioxidante, particularmente de DPPH, sugiere una activación de sistemas de defensa antioxidante como respuesta al estrés. Sin embargo, la reducción de estos compuestos en concentraciones altas de As, indica una posible saturación o inhibición de las rutas metabólicas implicadas, lo que aporta en la delimitación del rango en el cual existe un eustrés dentro del organismo.

c) Medición de la concentración de As

La tendencia en la acumulación de As de los germinados en este segundo experimento coincide con la observada durante la primera germinación (Tabla 8 y Tabla 12). Es decir, la acumulación incrementa conforme lo hace la concentración de As de la solución de riego utilizada en el tratamiento.

De igual manera, solo se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre control y 3 ppm, es decir, la ausencia del elemento y la concentración más alta del mismo. Esto coincide con lo anteriormente visto entre el control y 5 ppm, no solo en la acumulación de As, sino en los efectos tóxicos causados por la presencia del elemento a tan altas concentraciones, como se reflejó en el PG y la TG con los valores más bajos; además del PF, con el valor más alto (Tabla 10). También, se puede observar morfológicamente en la longitud de la raíz y la longitud total; en la

concentración de flavonoides y taninos y en la capacidad antioxidante de ABTS, con los valores más bajos en todas las anteriores (Figura 23; Tabla 11).

En tanto al porcentaje de humedad, solo se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos con mayor concentración de As, es decir, entre 2 y 3 ppm. De igual manera, esta situación puede estar relacionada con lo encontrado en las variables morfológicas, ya que, en ambos tratamientos los germinados obtenidos fueron los más pequeños, es decir, cuentan con una biomasa menor y, por lo tanto, una menor absorción de agua. O bien, el desarrollo de raíces más pequeñas aparentemente causada por la presencia de As, limitó el acceso a agua que tuvieron los germinados en estas concentraciones. Lo cual también fue observado y discutido en los resultados de la primera germinación con el tratamiento más alto de As de 5 ppm.

Tabla 12. Promedio \pm DE de las concentraciones de As total en los germinados de la segunda germinación.

Tratamiento	Humedad (%)	As (mg kg ⁻¹ ww)
Control	92.81 \pm 0.001 ^{ab}	0.01 \pm 0.00 ^a
0.6 ppm	93.59 \pm 0.001 ^{ab}	6.91 \pm 0.04 ^{ab}
0.8 ppm	93.56 \pm 0.005 ^{ab}	10.02 \pm 0.01 ^{ab}
1 ppm	93.93 \pm 0.002 ^{ab}	10.16 \pm 0.00 ^{ab}
1.5 ppm	93.96 \pm 0.005 ^{ab}	18.27 \pm 0.09 ^{ab}
2 ppm	91.5 \pm 0.010 ^a	16.59 \pm 0.03 ^{ab}
3 ppm	91.5 \pm 0.056 ^b	28.94 \pm 0.08 ^b

DE: desviación estándar; diferencias significativas entre los tratamientos se muestran en letras minúsculas ($p < 0.05$; $n = 21$).

d) Evaluación de los riesgos a la salud humana

La evaluación de los riesgos a la salud se calculó a través del índice de riesgo HQ y el riesgo a contraer cáncer, debido a la capacidad carcinogénica del As. Para

ambos cálculos, se tomaron en cuenta solo los 3 tratamientos que contaron con un PF negativo, o que se vieron estimulados por la presencia del As en el agua de riego, los cuales fueron 0.6, 0.8 y 1 ppm; cuyo contenido de As fue de 6.91 ± 0.04 , 10.02 ± 0.01 y 10.16 ± 0.00 , respectivamente (Tabla 12).

En el caso del HQ (Figura 24), se consideraron tres valores de consumo diario de 25, 50 y 100 g, equivalentes a un cuarto, media y una taza de germinado, respectivamente. De acuerdo con lo obtenido, se puede observar que, en todos los casos los resultados exceden a 1, el valor tomado en cuenta como presencia de riesgo por la exposición al contaminante, en este caso, As.

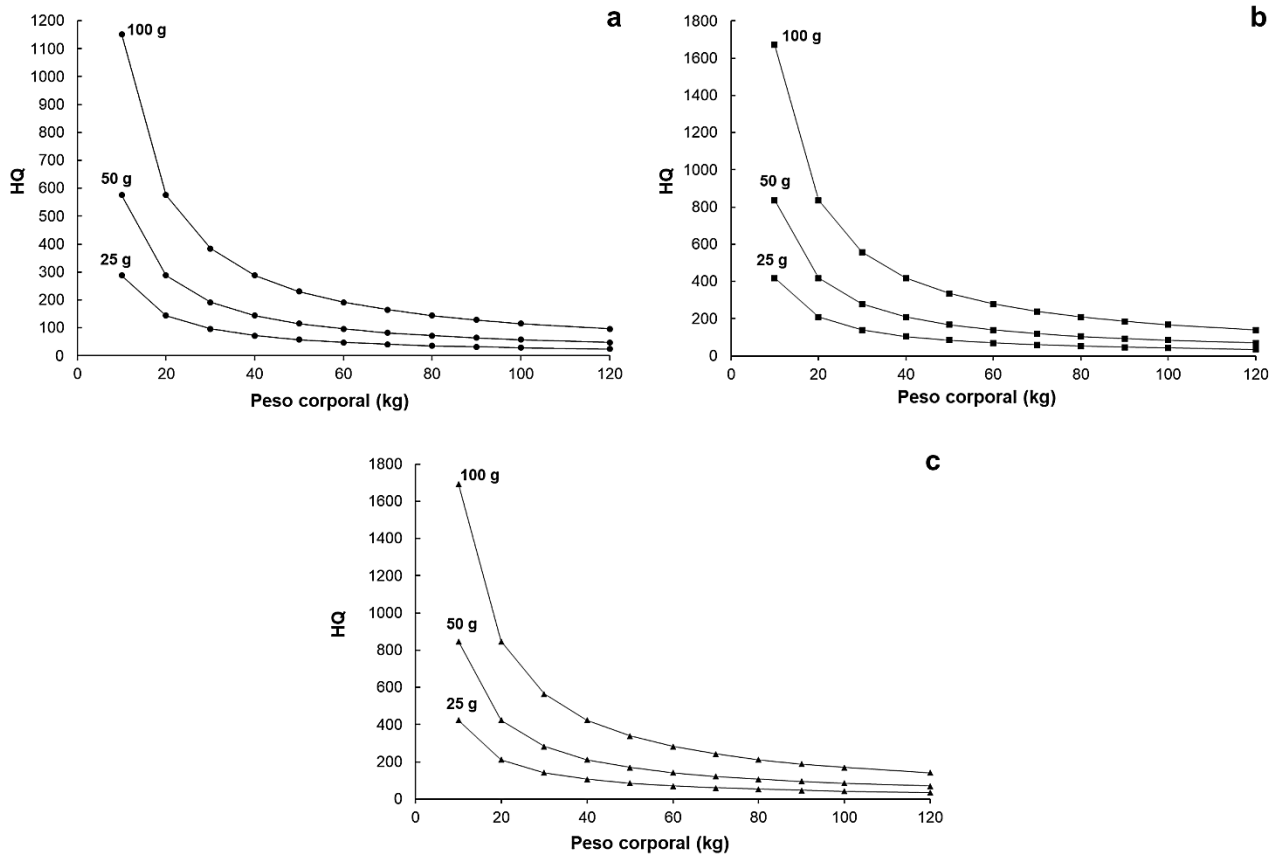


Figura 24. Valores del índice de peligrosidad (HQ) para diferentes pesos corporales e ingestas diarias.

Los tres tratamientos utilizados se señalan con las letras: a) 0.6 ppm, b) 0.8 ppm y c) 1 ppm.

Es posible notar que, el comportamiento del HQ en todos los escenarios y en todas las concentraciones utilizadas, forma un patrón en el que los individuos con un menor peso corporal son aquellos que se encuentran mayormente en riesgo, es decir, principalmente la población infantil.

Adicionalmente, de acuerdo con la ecuación del HQ, se calculó el valor de la ingesta diaria de los germinados para obtener un $HQ = 1$. Sin embargo, las cantidades resultantes se encontraron en el rango de 10^{-8} g diarios.

Este comportamiento sugiere que el índice HQ es altamente sensible a la concentración del contaminante como a los parámetros de exposición considerados en el modelo, particularmente el peso corporal y la ingesta. La consistencia en los valores superiores a la unidad indica que, bajo las condiciones evaluadas, incluso variaciones relativamente pequeñas en la concentración de As en los germinados pueden traducirse en incrementos significativos del índice, lo que refuerza la importancia de caracterizar con precisión la dinámica de acumulación del metaloide en sistemas vegetales.

Por otro lado, valores extremadamente bajos de ingesta diaria asociados a un HQ igual a 1, evidencian la influencia del contenido de As en la matriz vegetal. Este resultado evidencia la necesidad de considerar la variabilidad en los patrones de ingesta de especies de germinados que si se consumen, y las condiciones de cultivo en las que estos se producen.

En el caso del riesgo a contraer cáncer, los resultados también se vieron afectados por la capacidad de bioacumulación de los germinados, ya que también se observaron riesgos elevados (Tabla 13). Los resultados del cálculo indican la cantidad de individuos adicionales que desarrollarán cáncer debido a la exposición a un contaminante, en este caso As, en una población de 1 millón, es decir, en 1×10^6 individuos.

Tabla 13. Valores del riesgo a contraer cáncer por peso corporal y tratamiento de riego de As.

Peso (kg)	Tratamiento		
	0.6 ppm	0.8 ppm	1 ppm
10	5.54×10^{-1}	8.03×10^{-1}	8.14×10^{-1}
20	2.77×10^{-1}	4.02×10^{-1}	4.07×10^{-1}
30	1.85×10^{-1}	2.68×10^{-1}	2.71×10^{-1}
40	1.38×10^{-1}	2.01×10^{-1}	2.04×10^{-1}
50	1.11×10^{-1}	1.61×10^{-1}	1.63×10^{-1}
60	9.23×10^{-2}	1.34×10^{-1}	1.36×10^{-1}
70	7.91×10^{-2}	1.15×10^{-1}	1.16×10^{-1}
80	6.92×10^{-2}	1.00×10^{-1}	1.02×10^{-1}
90	6.15×10^{-2}	8.92×10^{-2}	9.05×10^{-2}
100	5.54×10^{-2}	8.03×10^{-2}	8.14×10^{-2}
120	4.62×10^{-2}	6.69×10^{-2}	6.79×10^{-2}

Se consideró el valor de la concentración de As encontrada en el tratamiento indicado. Se muestran solo los valores para un consumo de 25 g día⁻¹.

No obstante, las condiciones de exposición planteadas en el cálculo realizado, en las que el consumo de 25 g se consideró diario, los 365 días del año y durante un periodo de vida de 70 años; los valores del riesgo incrementan de tal manera que los nuevos casos se consideran en poblaciones menores a un millón de individuos.

Estos resultados reflejan la naturaleza acumulativa del modelo de riesgo, en el cual la exposición crónica desempeña un papel que afecta directamente la magnitud de los valores obtenidos. El escenario considerado en el que la exposición es continua y prolongada en el tiempo, amplifica el efecto de la concentración de As, lo que se marca con cambios abruptos de riesgo en con el incremento de la concentración.

En la Tabla 13, se puede observar que en individuos cuyo peso corporal se encuentra entre 10 y 50 kg, en el tratamiento 0.6 ppm; y de 10 a 80 kg en 0.8 y 1 ppm, los casos adicionales de cáncer son en cada 10 individuos. Mientras que, el

resto de los valores obtenidos para todos los tratamientos corresponden a casos adicionales de cada 100 individuos.

Así como con el HQ, en el RCC los supuestos con los que se alimentó el modelo, afectan el resultado del mismo. Es por eso que, la interpretación de resultados no debe salir de un escenario teórico que, si bien permite estandarizar comparaciones, difiere de las condiciones reales de una población.

iii. Desarrollar una nanotecnología que permita la disminución de las concentraciones de As en agua de riego para que produzca efectos positivos en la germinación de semillas de tomate (*L. lycopersicum*)

Se sintetizaron 3 nanocompuestos con una base de nanofibras de acetato de celulosa al 8% y una variación en el contenido de nanopartículas de magnetita, con lo que se establecieron 3 tratamientos: 1) blanco (Figura 25); 2) M2; y 3) M4; con concentraciones de magnetita al 0, 2 y 4%, respectivamente.

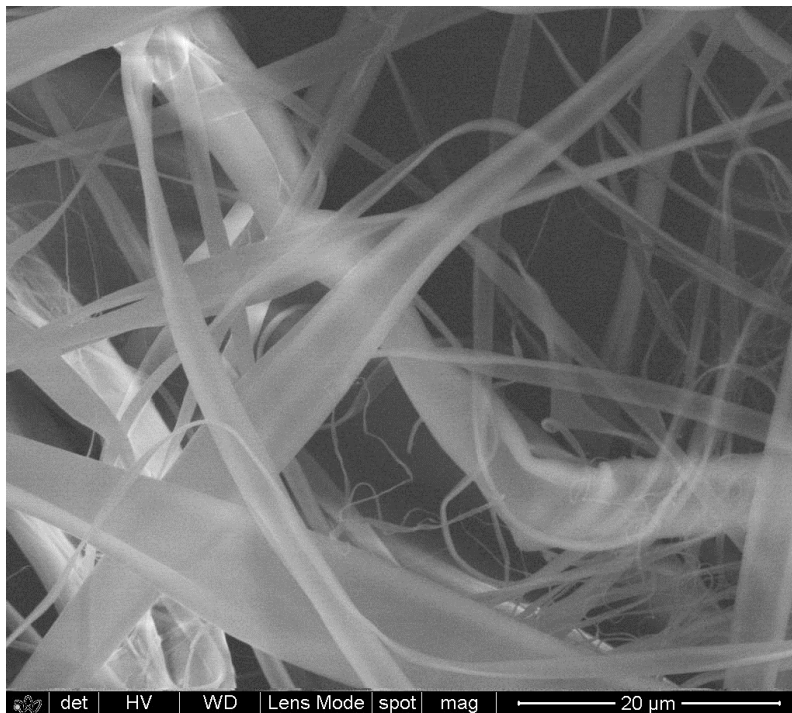


Figura 25. Imagen SEM del nanocompuesto en el tratamiento blanco.

La capacidad de adsorción de los tratamientos de los nanocompuestos se probó a través de experimentos de isoterma y cinética de adsorción, en el que el material se puso en contacto con soluciones de concentraciones conocidas de As. Posteriormente se midió la cantidad de As resultante en el extracto proveniente de la experimentación y se comparó con la concentración inicial de la solución utilizada.

Los resultados obtenidos revelaron que la cantidad de As presente en los extractos finales, correspondía a la concentración de la solución inicial (Tabla 14), por lo que el porcentaje de adsorción resultante fue de 0, en todos los tratamientos.

Tabla 14. Comparación de las concentraciones iniciales y finales del experimento de isoterma de adsorción

	Tratamiento		
	Blanco	M2	M4
Inicial ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Final ($\mu\text{g L}^{-1}$)		
0	0.36	-2.91	0.48
5	7.27	4.45	5.23
10	13.72	12.32	12.48
25	34.22	33.39	32.54
40	56.89	56.43	55.89
50	70.23	71.48	70.05

Las concentraciones finales presentadas no consideran el coeficiente de variación del equipo.

La variación en la concentración final encontrada en los extractos es causada por la variación del equipo utilizado para medir (Tabla 4). La corrección aplicada, demuestra que el As presente en al inicio del experimento, se mantiene igual hasta el final del mismo.

Ante un posible error del analista, se realizó una curva de calibración utilizando las mismas soluciones que se pusieron en contacto con el nanocompósito, previo a la experimentación. Los resultados de la curva demostraron que las soluciones utilizadas estaban preparadas correctamente, por lo que la falta de adsorción no fue causada por error humano o por condiciones anormales del estándar utilizado (Figura 26). Curva de calibración del estándar Hycel de As utilizado en la preparación de las soluciones para la experimentación de isoterma y cinética de adsorción.).

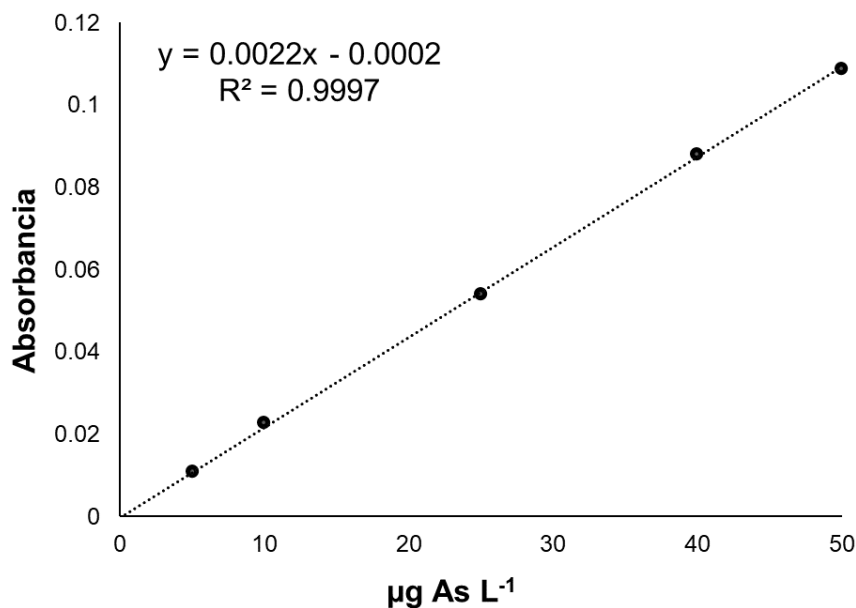


Figura 26. Curva de calibración del estándar Hycel de As utilizado en la preparación de las soluciones para la experimentación de isoterma y cinética de adsorción.

Debido a la duración del experimento de isoterma, de 45 minutos, se utilizaron los datos provenientes de la cinética de adsorción con el fin de identificar si dicho tiempo era menor al necesario para que la reacción fuera exitosa. Ya que,

la duración del contacto del nanocompósito con la solución de As en la cinética se monitoreó hasta las 24 horas.

Sin embargo, el resultado obtenido de las cinéticas, después de la corrección con el coeficiente de variación del equipo, arrojó que la reacción no sucedía en ninguno de los tiempos establecidos en el monitoreo (Tabla 15), por lo que las causas de la nula adsorción obtenida no se encontraban en las condiciones de la experimentación, sino en la composición del material utilizado.

Tabla 15. Concentraciones finales del monitoreo de la cinética de adsorción de As de los nanocompuestos

Tiempo (min)	Tratamiento		
	Blanco	M2	M4
Concentración final ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
5	66.18	68.01	65.25
10	68.36	66.86	66.35
15	67.30	66.89	66.87
20	68.29	68.89	68.25
30	68.60	69.78	67.12
60	61.76	65.16	63.02
120	70.90	67.44	69.40
180	69.67	67.91	66.99
240	70.44	66.00	67.54
300	70.79	66.00	69.52
1440	67.75	61.65	66.35

La concentración inicial de la experimentación se mantuvo constante a $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Las concentraciones finales presentadas no consideran el coeficiente de variación del equipo.

Para conocer el estado del nanocompósito después de la experimentación, se recuperaron fragmentos de los mismos los cuales se dejaron cercar a temperatura ambiente y se analizaron mediante microscopía electrónica de barrido.

Las imágenes obtenidas (Figura 27 y Figura 28), muestran cómo las fibras fueron afectadas por la reacción, con alteraciones en su alineación, con un arreglo más desordenado en comparación con el inicial; mientras que, la morfología fue afectada en términos de grosor, el cual dejó de ser constante y formó parches.

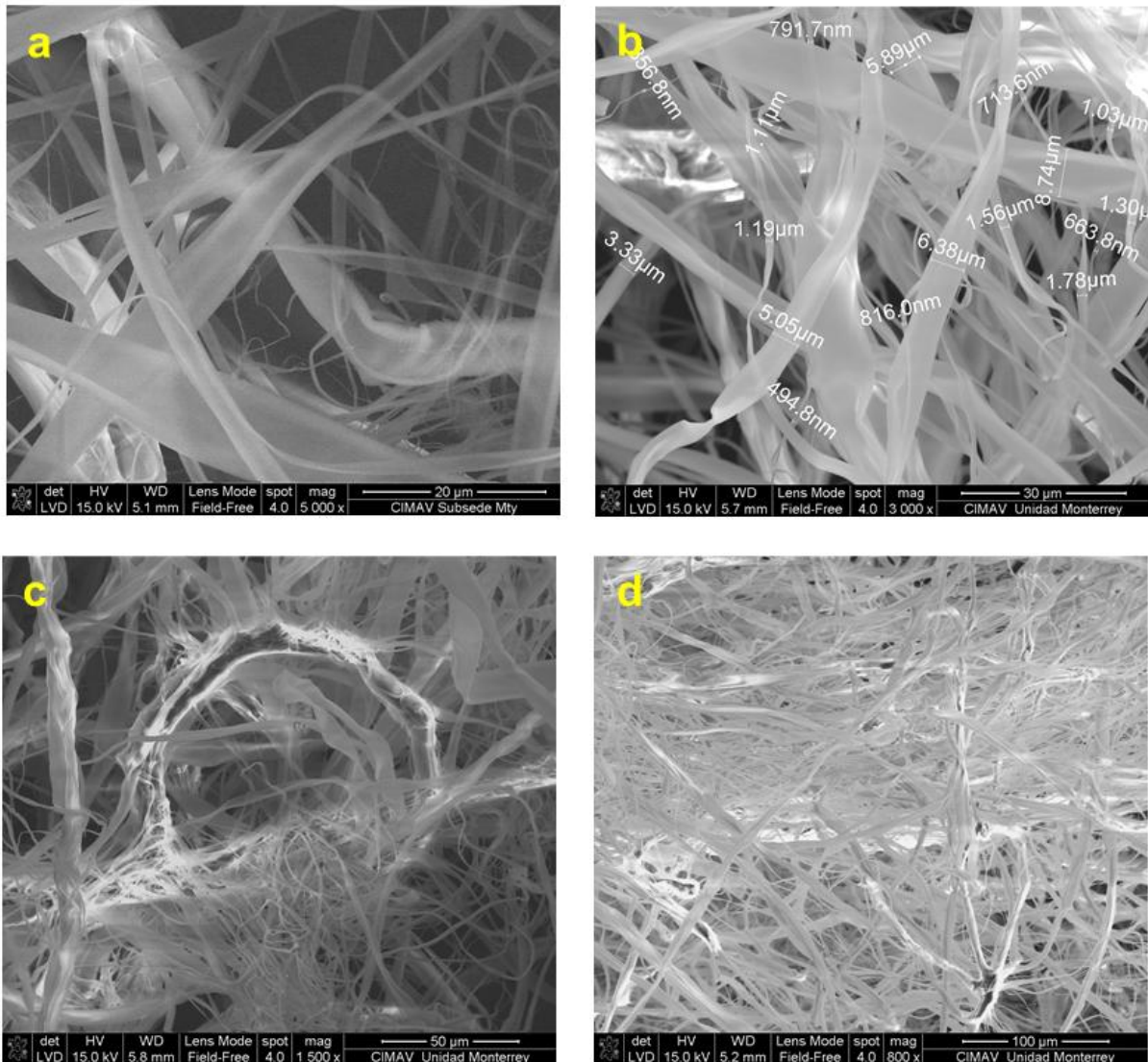


Figura 27. *Afectaciones morfológicas del nanocompósito M2 después de la adsorción.*
a) blanco de nanomaterial para la comparación; b) variación de los diámetros del nanocompósito;
c) desorden de la alineación de las fibras; d) formación de parches.

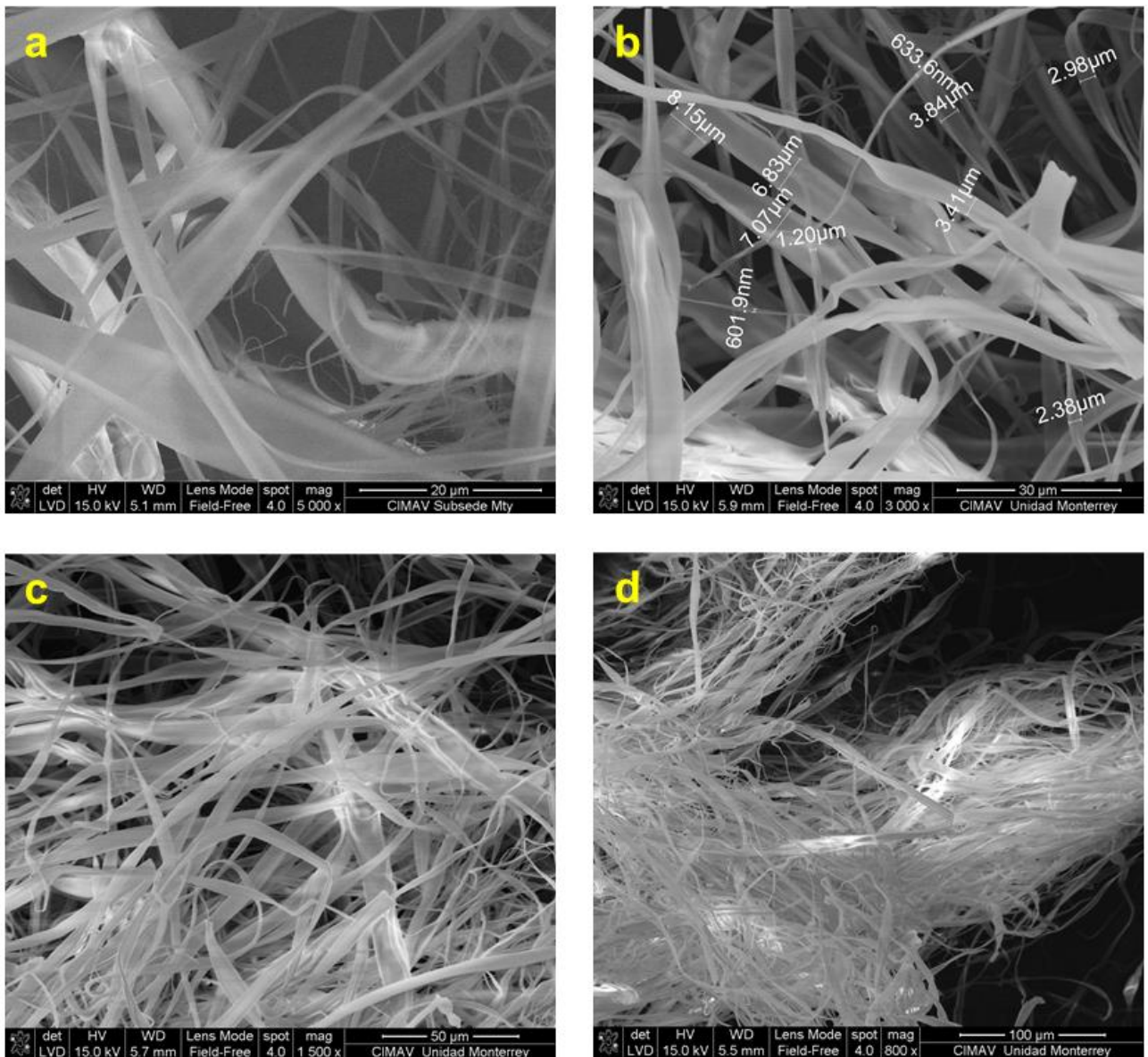


Figura 28. Afectaciones morfológicas del nanocompósito M4 después de la adsorción.
 a) blanco de nanomaterial para la comparación; b) variación de los diámetros del nanocompósito;
 c) desorden de la alineación de las fibras; d) formación de parches.

De igual manera, se realizaron evaluaciones de la composición elemental de los nanocompósitos posterior a la adsorción, esto, con el fin de identificar anomalías con la concentración de nanopartículas de magnetita, la cual pudo haber sido muy

pequeña con respecto a la cantidad de As encontrado en las concentraciones planteadas; o, por si alguna fracción de As logró permanecer en el material después de la experimentación, como parte de una adsorción completa pero lo suficientemente baja como para no poder detectada en el cambio de concentración inicial y final.

Los análisis mostraron la presencia de carbono y oxígeno, que son la base de la composición del acetato de celulosa de las nanofibras (Figura 29). Así como también, otros elementos como aluminio y silicio, los cuales se deben al material del colector utilizado en la síntesis y al estándar utilizado en la técnica de la composición elemental, respectivamente.

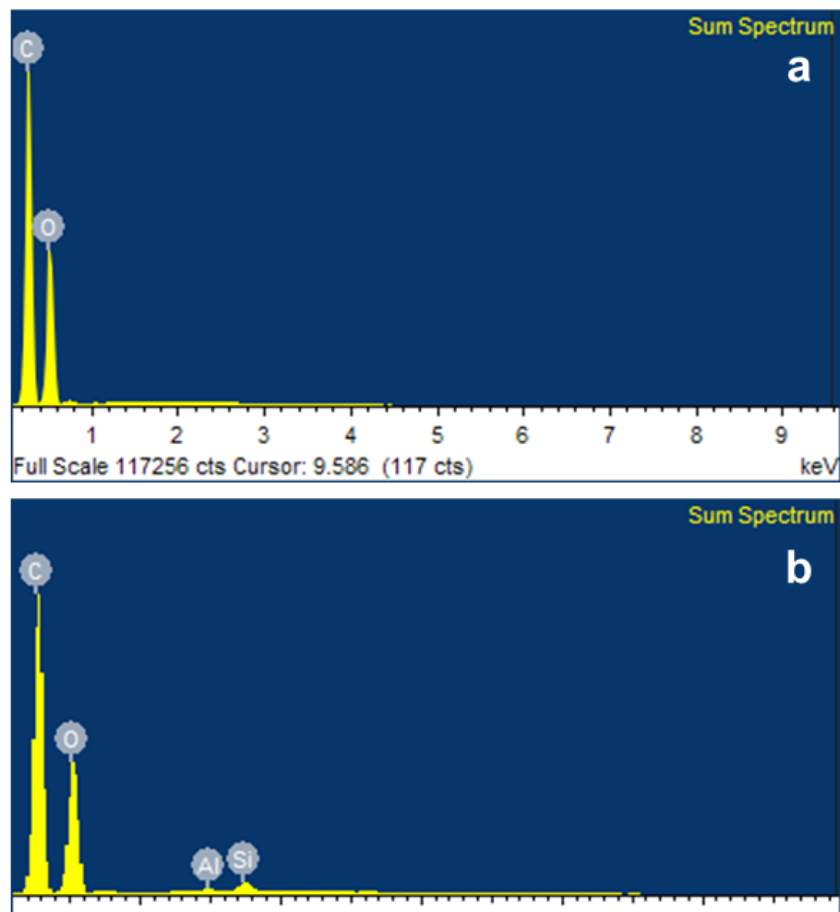


Figura 29. Composición elemental de los nanocompuestos después del contacto con As. a) M2; b) M4

No obstante, es importante resaltar que las composiciones elementales muestran que no existe presencia de As (Figura 29); de igual manera, tampoco se observa la existencia de hierro, el cual es el elemento base que conforma a la magnetita. Por lo que, la incapacidad del nanocompósito para la adsorción de As podría deberse a un error en la síntesis del material.

Un análisis elemental de los nanocompósitos M2 y M4 sin haber entrado en contacto con As, reveló que las nanopartículas no lograron distribuirse en la nanofibra; lo cual se confirma con las imágenes SEM, en las que no es posible observar la presencia de la magnetita, la cual debería poder apreciarse en forma de protuberancias pegadas a las nanofibras (Figura 27yFigura **28**).

Por lo tanto, la falla en la adsorción, no se debió a las condiciones de la experimentación como el estándar, el tiempo o la concentración de nanopartículas de magnetitas en el material, sino que, desde la síntesis, la magnetita no se integró en nanofibra de celulosa y, por lo tanto, el nanocompósito final carece de la especificidad de adsorción de iones de As que le conferiría esa sustancia.

Debido a la falla en la adsorción, no fue posible realizar el ajuste de la reacción a los modelos de isoterma y cinética de adsorción.

VII. DISCUSIONES

i. Germinación y desarrollo morfológico

De acuerdo con los resultados obtenidos, bajas concentraciones de As no comprometieron la viabilidad de la semilla. A 0.8 ppm, la tasa de germinación y el índice de vigor fueron superiores al control en ambas germinaciones (Tabla 6), lo que sugiere una estimulación asociada a la activación de la respuesta de defensa del germinado.

Estos hallazgos coinciden parcialmente con Sandil et al. (2021), quienes no encontraron efectos fitotóxicos en plantas de tomate expuestas hasta a una concentración de As de 2 ppm. Sin embargo, a 5 ppm, la longitud de la raíz y el tallo disminuyeron significativamente. Esto puede deberse a la capacidad del As de inducir efectos en el ADN; Popov et al. (2023), encontró que la presencia de As inorgánico en raíces de espinaca (*Spinacia oleracea*) en concentraciones a partir de las 5 ppm, incrementan las concentraciones de 5-metilcitocina, una forma metilada de la citocina que conforma al ADN.

La sensibilidad de la raíz está fuertemente correlacionada con la fitotoxicidad de la planta, lo que expone su papel central en la absorción del elemento, tanto como tejido diana como tejido adaptativo a la presencia de dicha sustancia (Sinha et al., 2023). El As interfiere con el flujo de nutrientes desde la raíz, lo que puede provocar la inhibición de la germinación y el crecimiento de la planta y, una vez en órganos superficiales de la misma interfiere en procesos metabólicos, afecta la capacidad reproductiva y, en el caso extremo, provoca la muerte de esta (Sinha et al., 2023).

Por otro lado, Aslan et al. (2021), en sus evaluaciones de As en tomate, encontraron efectos positivos en plantas que fueron expuestas a concentraciones de hasta 2 ppm, mientras que, en concentraciones por encima de esta, como 2.5 y 3 ppm, mostraron efectos negativos, lo cual se relaciona con los resultados

obtenidos en esta investigación, en donde los efectos positivos se pueden encontrar por debajo de 2 ppm, entre 0.6 y 1 ppm.

También, se observaron niveles de toxicidad en concentraciones por encima de 3 ppm, donde posiblemente la movilización del elemento a las partes aéreas de la planta se incrementa, lo que puede activar procesos como la peroxidación lipídica, una reacción que afecta el desarrollo de la planta (Abbas et al., 2018; Chakraborty et al., 2024; Siddiqui et al., 2022). En los resultados obtenidos, en las concentraciones de 3 y 5 ppm, la raíz fue significativamente corta, lo que generó una reducción de la biomasa, además, también mostraron alteraciones físicas como engrosamiento radial o desviación en el crecimiento (Figura 30).

La presencia de As en otras plantas como el arroz (*Oryza sativa*), la mostaza marrón (*Brassica juncea*) y el fenogreco (*Trigonella foenum-graecum*), ha mostrado estar involucrado en la inhibición del crecimiento de la raíz a través de la producción de fitohormonas como el etileno y el ácido abscísico (Huang et al., 2012; Islam et al., 2015; Niazi et al., 2017; Talukdar, 2013; Upadhyay et al., 2016).

También, se observaron niveles de toxicidad en concentraciones por encima de 3 ppm, donde posiblemente la movilización del elemento a las partes aéreas de la planta se incrementa, lo que puede activar procesos como la peroxidación lipídica, una reacción que afecta el desarrollo de la planta (Abbas et al., 2018; Chakraborty et al., 2024; Siddiqui et al., 2022). En los resultados obtenidos, en las concentraciones de 3 y 5 ppm, la raíz fue significativamente corta, lo que generó una reducción de la biomasa, además, también mostraron alteraciones físicas como engrosamiento radial o desviación en el crecimiento (Figura 30).

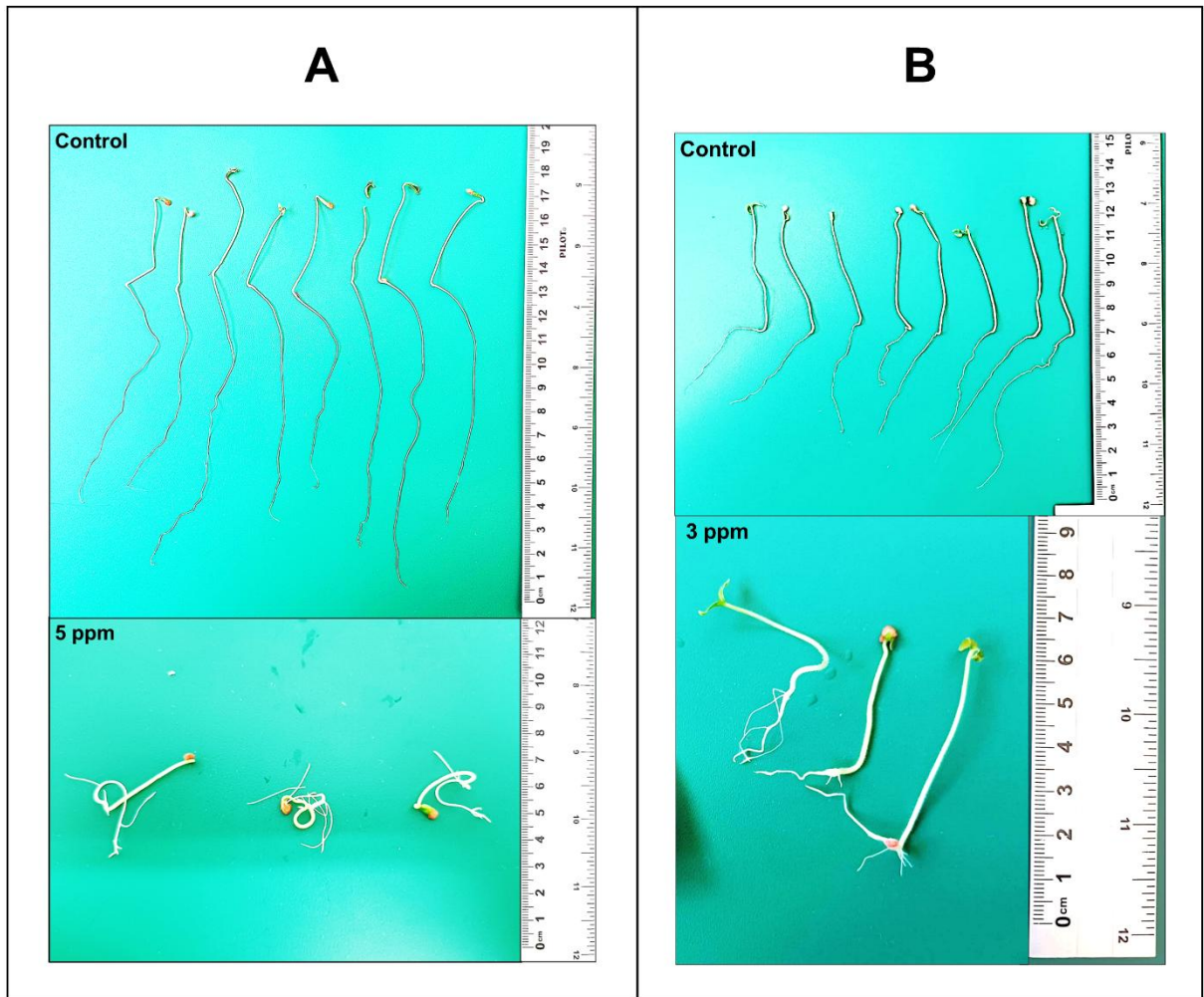


Figura 30. Afectaciones físicas del As en la raíz de los germinados en las más altas concentraciones de las germinaciones. A) germinación 1, B) germinación 2.

La presencia de As en otras plantas como el arroz (*Oryza sativa*), la mostaza marrón (*Brassica juncea*) y el fenogreco (*Trigonella foenum-graecum*), ha mostrado estar involucrado en la inhibición del crecimiento de la raíz a través de la producción de fitohormonas como el etileno y el ácido abscísico (Huang et al., 2012; Islam et al., 2015; Niazi et al., 2017; Talukdar, 2013; Upadhyay et al., 2016).

ii. Compuestos fenólicos y capacidad antioxidante

Durante la etapa inicial de la germinación, la imbibición, las semillas absorben agua de forma rápida, lo que termina con su estado de latencia y activa a enzimas hidrolíticas que comienzan a romper los compuestos de reserva, que servirán para proveer de energía a la semilla hasta que el organismo pueda realizar fotosíntesis (Marcin et al., 2025).

Durante este proceso de rompimiento de moléculas complejas, se generan compuestos fenólicos; además, se activan mecanismos de defensa para proteger a la semilla durante de factores ambientales (Günel-Köroğlu et al., 2025). Estos incluyen la temperatura, la luz o la humedad, por lo que, la presencia de compuestos fenólicos en los tratamientos de control puede estar afectada, provocando estimulación o estrés, por la fluctuación en la temperatura durante los experimentos de casi 1.5 °C (Badiaa et al., 2020; Goncharuk & Zagoskina, 2023; Khanday et al., 2024). O bien, se demuestra en la comparación de una germinación a otra, donde la concentración de compuestos fenólicos incrementó.

El estrés abiótico generalmente estimula la acumulación de compuestos fenólicos en la planta (Pratyusha, 2022). En los resultados de la primera germinación, el más alto contenido de fenoles totales se observó en 0.8 ppm (Tabla 7), lo que puede indicar una activación de la ruta del ácido shikímico, la cual es la vía principal en las plantas para la síntesis de aminoácidos aromáticos como la fenilalanina, la tirosina o el triptófano, los cuales son precursores para la formación de compuestos fenólicos (Ghosh et al., 2012).

Esta ruta, también está directamente relacionada a la producción de flavonoides, por lo que es posible que la estimulación del As en la ruta del ácido shikímico solo permite la síntesis de flavonoides a la más alta concentración del elemento, es decir, a 5 ppm y en total ausencia de él, en control (Tabla 7). De igual manera, puede ser también debido al rol de los flavonoides como quelantes bajo

condiciones de estrés agudo, como se ha observado con otros elementos como Fe, Cu y Zn (Drzewiecka et al., 2018; Kumar et al., 2019; Martínez-Castillo et al., 2022).

No obstante, durante la segunda germinación el comportamiento de los compuestos fenólicos fue diferente, sobre todo en el caso de flavonoides y taninos, los cuales incrementaron (Tabla 11). En el caso de los flavonoides, la literatura indica que estas moléculas suelen acumularse mayormente cuando la semilla se ha puesto en contacto con agua previo a la siembra, como un pre tratamiento (Rizvi et al., 2024).

Si bien, este pre tratamiento no se realizó en ninguno de los experimentos, de acuerdo al TPG, la aparición de la radícula en la segunda germinación tardó más (Tabla 10), por lo que las semillas duraron más tiempo en contacto con el agua, antes de terminar con su estado de latencia, lo que pudo influir en la acumulación de flavonoides. O bien, la presencia de As incrementó la producción de especies reactivas del oxígeno (ROS) lo que estimuló el metabolismo del estireno, que permitió una mayor conversión de sustancias precursoras a flavonoides (Xue et al., 2025).

La síntesis de taninos en plantas está regulada por fitohormonas como el ácido jasmónico, el etileno o el ácido abscísico. Este último se relaciona no solo con la regulación del crecimiento y desarrollo de la planta, sino también con la señalización cuando esta se encuentra en condiciones de estrés biótico o abiótico (Iqbal & Poór, 2025).

Por lo tanto, la presencia de As pudo haber afectado al ácido abscísico y, con ello, a su papel en la regulación de los taninos. De igual manera, los taninos cumplen se consideran depuradoras de iones metálicos (Nobahar et al., 2021; Slabbert, 1992; Zhang et al., 2023), por lo que su síntesis en presencia de As, puede estar relacionada a la detoxificación del elemento en el germinado. Por otro lado, no es inusual la presencia de taninos en la planta, ya que forman parte de las estructuras proteicas (Molino et al., 2023; Tong et al., 2022). El contenido de taninos más alto

en ambas germinaciones, se encontró en el tratamiento de control (Tabla 7 y Tabla 11).

Las estrategias de supervivencia de las plantas expuestas a elementos tóxicos como el As, es descrita en la literatura como parte de la geoquímica del suelo en donde se incluye la interacción con otros factores bióticos. Bajo tal situación, el objetivo principal es prevenir que el elemento entre a la planta o su traslocación de la raíz al tallo. No obstante, cuando no existe la oportunidad de evitar la absorción de la sustancia, la planta debe activar mecanismos de tolerancia en los que el elemento es secuestrado o desactivado en compartimentos celulares. Y, cuando esto falla, la homeostasis puede ser mantenida a través de los antioxidantes (Fryzova et al., 2017; Goncharuk & Zagoskina, 2023).

De acuerdo a lo observado en la primera germinación, la actividad antioxidante de ABTS y DPPH, no se vio afectada en ninguno de los tratamientos en comparación con el control (Figura 20), lo que puede sugerir que la detoxificación del As se basó más en la biosíntesis de compuestos fenólicos. O bien, que la absorción de As durante la imbibición no representó un problema para la el desarrollo de la capacidad antioxidante, la cual, es comparable con condiciones normales, como las del tratamiento de control. Por otro lado, en concentraciones por encima de 1 ppm, la capacidad antioxidante de ABTS disminuye, lo que puede indicar que en ese momento el daño oxidativo excedió la habilidad de compensación de las semillas y, por lo tanto, no pudo generar antioxidantes pasado ese punto (Bhaduri & Fulekar, 2012).

iii. Efectos positivos del As en los germinados

El eustrés o estrés positivo es un estado adaptativo de los organismos que lleva al metabolismo a funcionar bajo condiciones que van cambiando o que son nuevas y se considera un buen ejemplo de alostasis. Un incremento en la habilidad de adaptación relacionada al estrés incrementa también la tolerancia del organismo al mismo (Sonmez et al., 2023).

Se sabe que el As dentro de la planta es capaz de activar la formación de ROS como una respuesta al estrés que, a su vez, puede representar una ventaja (Siddiqui et al., 2022). Los ROS generan una cascada de señalización que estimula antioxidantes que permiten la regulación de dichas moléculas; también, participan en el inicio de la respuesta de defensa ante estresores bióticos y abióticos ya que forman parte del sistema inmune innato y adaptativo, conocidos como SAR y SAA por sus siglas en inglés (Systemic Acquired Resistance y Systemic Acquired Acclimation, respectivamente), que confieren tolerancia a la planta (Sonmez et al., 2023).

En los resultados obtenidos es posible identificar el rango de 0.6 a 1 ppm como las concentraciones de As que son beneficiosas para el desarrollo del germinado. En las que la inducción del estado de estrés por parte del elemento posiblemente influye en la síntesis de fitohormonas que afecta la señalización interna, provocando alteraciones en el desarrollo del germinado, así como cambios en los compuestos fenólicos, en los metabolitos secundarios y en la actividad antioxidante, como se ha discutido en las secciones anteriores.

iv. Acumulación de As en plantas

La movilidad del As hacia la planta depende de varios factores. En condiciones donde no hay sustrato, el factor mayormente determinante para la movilidad del elemento es la especie química. Por ejemplo, la forma inorgánica As(V) es mayormente absorbido por la planta debido a su semejanza con el ión fosfato (Figura 31), lo cual le permite usar los transportadores establecidos en el sistema de la planta para dicho ión (Dubey et al., 2018; Khalid et al., 2017).

Esta dualidad en las vías de entrada no solo determina la acumulación del elemento, sino también su interacción con procesos metabólicos. Por ejemplo, la competencia entre As(V) y el ión fosfato puede alterar la homeostásis del fósforo, lo que afecta las rutas energéticas fundamentales como la del ATP; esto condiciona, entonces la respuesta metabólica en condiciones de eustrés (Khan et al., 2025).

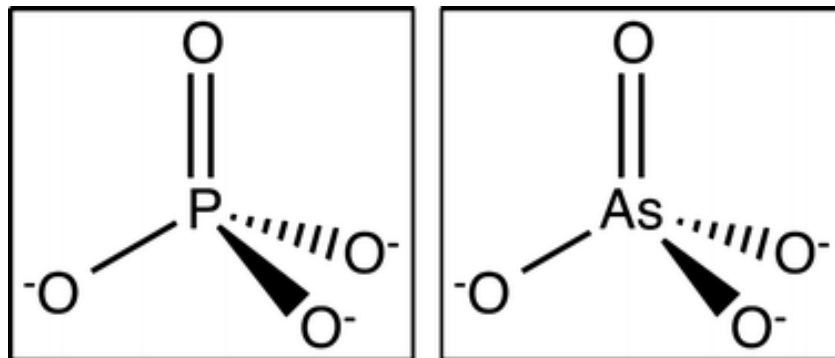


Figura 31. Comparación de las estructuras moleculares del ión fosfato (izquierda) y el ión arsenato (As(V), derecha).

Por otro lado, en el caso de la otra especie inorgánica, el As(III), la absorción ocurre a través de la pared celular de la raíz en los canales de gliceroporinas intrínsecas similares a la nodulina 26 (Souri et al., 2017). La toxicodinámica del As en la planta incluye también, la reducción del As(V) a As(III), y el transporte de todas las especies, inorgánicas y orgánicas, en vacuolas a través del xilema y hasta las hojas, donde permanecen hasta que se active el mecanismo de excreción (Zhang et al., 2021).

Los resultados obtenidos en la acumulación de As en los germinados mostraron que, a mayores concentraciones del elemento en el tratamiento, mayor era la concentración encontrada en el germinado que creció en él, probablemente por la facilidad del As de introducirse desde la raíz. Esto debido a que, el transporte del As en las plantas está mediado por sistemas destinados originalmente a la absorción de nutrientes esenciales, lo que explica su eficiente incorporación en el organismo, incluso a bajas concentraciones.

El crecimiento de plantas bajo condiciones de contaminación también es estudiado por la potencial capacidad de hiperacumular elementos tóxicos y, por lo tanto, disminuir la concentración de los mismo en el suelo, un proceso conocido como fitoremediación (Sharma et al., 2021). La hiperacumulación en plantas se refiere a una característica que ciertas especies han desarrollado a través de la

evolución, de tal manera que altas concentraciones de una sustancia específica (esencial o no esencial) dentro de sus tejidos no represente ningún tipo de efecto negativo en ellas. Para que esta característica se cumpla, se requiere que la planta pueda bioacumular el elemento en al menos el 1% de su biomasa aérea seca y, en el caso del As, se considera una concentración de hasta 1000 mg kg⁻¹ (Sytar et al., 2020).

De acuerdo a la base de datos global de plantas hiperacumuladoras, solo se han identificado 5 especies capaces de hiperacumular As, siendo la familia *Pteridaceae* la más importante (Reeves et al., 2018). No obstante, los resultados expuestos muestran que los germinados de tomate no cumplen con la característica de hiperacumulación del elemento, por lo que no serían una alternativa viable para la fitoremediación. Aunque los germinados no son hiperacumuladores, las concentraciones encontradas al final de la experimentación muestran una gran capacidad de bioacumulación del elemento. De acuerdo con lo encontrado en la capacidad antioxidante de DPPH, la cual reacciona con el glutatión, es posible considerar la presencia de esta última en los germinados. El glutatión es precursor de las fitoquelatinas, moléculas que intervienen en la respuesta de tolerancia al As en plantas (Souri et al., 2017).

iv. Perfil fitoquímico y mecanismos de defensa

El perfil fitoquímico reveló que el As indujo cambios en la variedad de estas sustancias (Tabla 9). Aminoácidos esenciales como la leucina, la valina o la serina no se encontraron en tratamientos con As, lo que sugiere un efecto inhibitor de la síntesis o una acumulación limitada. En contraste, la asparagina y la tiamina solo fueron detectadas en tratamientos con As, lo que aporta a su papel dentro del metabolismo del nitrógeno (Gaufichon et al., 2016; Okunev, 2019), o en la detoxificación del elemento (Campos et al., 2014). Además, la tiramina es asociada al metabolismo de defensa dentro del género *Solanum*, al que pertenece la planta del tomate (Leonard et al., 2022; Okunev, 2019).

El mio-inositol fue detectado en 0.8 y 5 ppm (Tabla 9), lo cual se puede asociar a la regulación del crecimiento como consecuencia del estado en el que se promueven efectos positivos o en el que se generan efectos tóxicos del As (Siracusa et al., 2022). También, el β -sistosterol fue detectado exclusivamente a 5 ppm, lo que indica la activación de fitoesteroides relacionados al estrés, lo que es consistente con una función de protección en la planta (Elshahawy & Abd El-Wahed, 2022). En este sentido, la alta concentración de dicho tratamiento puede inducir la síntesis de β -sistosterol como un mecanismo de defensa ante el estrés abiótico en el que se encuentra la planta.

Por otro lado, la presencia de treonina, ácido succínico, piroglutámico, azelaico, palmítico, linoleico, esteárico, araquídico y butanóico en presencia y ausencia de As, refleja una ventaja para los germinados. Estas sustancias son encontradas en tejidos vegetales y germinados, y participan en la formación de energía, el desarrollo de la planta y la respuesta de defensa de la misma (Kawade et al., 2023; Wu et al., 2025).

Sin embargo, es importante resaltar la ausencia de otros aminoácidos esenciales como la valina, serina, leucina y alanina, causada por la presencia de As, lo cual podría afectar el desarrollo posterior al germinado, es decir, el de la plántula. Ya que los aminoácidos son necesarios para la formación de proteínas, para la adaptación al entorno, la regulación de fitohormonas que, posteriormente, interfieren en el metabolismo secundario (Trovato et al., 2021), la acumulación de As podría ser un estimulante durante la germinación a cambio de no permitir el desarrollo normal de la planta resultante.

Probablemente, la supervivencia del germinado en ausencia de ciertos aminoácidos, se balaceo con la presencia del resto de los encontrados en el perfil fitoquímico. Como se puede notar en el caso de la asparagina, la glutamina y el ácido glutámico, los cuales solo se encontraron en presencia de As (Tabla 9).

v. Evaluación del riesgo a la salud humana

A pesar de que las plantas son capaces de acumular elementos tóxicos en frutas como una forma de detoxificación, este no es el caso con el tomate (*L. lycopersicum*). Diversos estudios han demostrado que la acumulación principal de contaminantes en esta planta sucede en la raíz (Aslan et al., 2021; Madeira et al., 2012; Sandil et al., 2021; Topal et al., 2024).

No obstante, se consideró la evaluación de los riesgos a la salud debido a que los germinados son un alimento, y son consumidos como parte de dietas conocidas como saludables entre la población mexicana (Ruiz-Hernández et al., 2021). Con respecto a la evaluación de riesgos, los niveles de As encontrados en este estudio (0.5 – 30.7 mg kg⁻¹ ww) fueron extremadamente altos, considerando que la especie encontrada es inorgánica.

Con respecto al riesgo a contraer cáncer, el consumo de los germinados en cualquiera de los tratamientos con As representaría un riesgo a la salud humana. Sin embargo, es importante mencionar que, a pesar de que el consumo de germinados está en incremento, los que son producidos para el consumo humano usualmente provienen de legumbres como los frijoles y las lentejas. Y, aunque otras especies han ganado popularidad, como la alfalfa, el brócoli o el trigo sarraceno (Aloo et al., 2021; Seth et al., 2025), el tomate no es considerado debido a que es su fruto el que es mayormente aprovechado y requerido por la dieta mundial.

Por lo tanto, de acuerdo con los resultados obtenidos en el presente estudio, la germinación bajo condiciones de riego con As aportaría una forma rápida y mejor en la producción de la planta. Lo cual no afectaría el consumo del fruto obtenido, ya que, otras evaluaciones de riesgos a la salud del As en tomate han demostrado que no existe preocupación por el consumo del fruto del tomate, incluso si la planta creció en un entorno contaminado (Madeira et al., 2012; Sandil et al., 2021; Varol et al., 2022; Bekele et al., 2025).

Sin embargo, es importante enfatizar la necesidad de profundizar en estudios que sean específicos sobre la acumulación de As en especies de germinados destinadas al consumo humano. Si bien, como se ha mencionado, se ha documentado que especies como el tomate no acumulan As en el fruto sino predominantemente en la raíz, esta dinámica no necesariamente se presente en otras especies comestibles, cuya ingesta incluye el tejido que más acumula el metaloide, que es la raíz.

Por lo tanto, el incremento en el consumo de germinados, evidenciado anteriormente, la capacidad de acumulación de los germinados encontrados en el presente estudio, así como la evaluación de los riesgos a la salud derivada de ello, muestran un vacío de conocimiento relevante. De esta forma, se espera que investigaciones como esta sirvan de premisa para un mejor conocimiento de la potencial exposición a contaminantes en alimentos cuyo consumo está en auge, como los germinados, y cuya evaluación de riesgos es limitada.

vi. Conformación del nanocompuesto de nanofibras de acetato de celulosa y nanopartículas de magnetita

La adsorción es un fenómeno en el que una molécula o ión, se adhiere a una superficie, utilizado en procesos tanto químicos como bioquímicos para la remoción o recuperación de sustancias específicas (Sun et al., 2011). La popularidad de esta técnica ha incrementado debido a la eficiencia en la estabilidad final en el proceso de remoción de contaminantes en comparación con otros métodos más convencionales, además de su versatilidad en la selección de la sustancia a remover, ya que permite una alta selectividad o un amplio espectro de contaminantes (Osagie et al., 2021).

La celulosa es un polímero que presenta una capacidad limitada para adsorción de As por sí misma. Esto se debe principalmente a que su superficie está dominada por grupos hidroxilo (-OH), los cuales generan interacciones relativamente débiles con las especies inorgánicas presentes en solución acuosa,

lo que provoca que la superficie no sea capaz de atraer a los iones de As, lo que reduce su eficiencia como adsorbente (Maia et al., 2021; Shekhawat et al., 2023).

Estas limitaciones se han mitigado a través de la modificación de los materiales involucrados en el hilado. Por ejemplo, se ha estudiado la modificación de la celulosa para mejorar su desempeño en procesos como la adsorción de As (Chauhan et al., 2024). Esto incluye la funcionalización con grupos amina, así como la incorporación de óxidos o hidróxidos metálicos, especialmente de hierro, aluminio o zirconio (Najib & Christodoulatos, 2019). Lo cual permite aumentar la afinidad del material por sustancias específicas. Estas sustancias introducen sitios activos de adsorción que permiten la formación de complejos con el contaminante o el establecimiento de interacciones electrostáticas que retienen la sustancia (Motloung et al., 2023).

El uso de nanopartículas magnéticas en la adsorción de iones tóxicos como el As presenta mayores ventajas sobre de otras no magnéticas, no solo debido a su gran área superficial, tamaño de la partícula, sino también a la facilidad de separación de estas de un medio acuoso debido a su insolubilidad (Liosis et al., 2021). La eficacia en el uso de nanopartículas magnéticas para la remoción de As ha sido demostrada en diversas investigaciones. Por ejemplo, Siddiqui et al. (2020), funcionalizaron maghemita con almidón y el resultado fue llevado a escala nanométrica para ser utilizado como adsorbente de As(III) en agua, logrando porcentajes eficientes de remoción entre 90 y 99%.

Un año después, Marcos-Hernández et al. (2021), caracterizaron 3 nanomateriales adsorbentes a base de óxidos de grafeno magnéticos soportados sobre estructuras de imidazolato zeolítico (ZIF, por sus siglas en inglés) para la remoción de As(III) en agua, y lograron la retención de 202 μg de adsorbato g^{-1} de adsorbente. Por otro lado, Yang et al. (2021), en su investigación, demostraron la remoción de As(V) de agua, entre 64.04% y 84.58%, mediante un filtro de cerámica cubierto de nano óxido de cerio (CeO_2), y concluyeron también que el pH era la variable que más afectaba el proceso de remoción.

Por lo tanto, es probable que, en este proyecto, el nanocompósito propuesto haya fallado debido a una baja compatibilidad de los materiales que lo componen. En el caso de la celulosa, debido a esta naturaleza química altamente hidrofílica, es posible que este material no haya sido compatible con las nanopartículas de magnetita. La falta de interacciones electrostáticas o enlaces de hidrógeno favoreció, entonces, la segregación de fases y, por lo tanto, evitó que las nanopartículas hayan quedado embebidas en la nanofibra de forma estable. Es por eso que el nanocompósito no fue capaz de adsorber el As, no solo por carecer de la especificidad dada por la magnetita, sino también porque la celulosa no aportó sitios activos de adsorción, solo soporte para retener a las nanopartículas. No obstante, las condiciones de la síntesis no permitieron que esto ocurriera.

La técnica de electrohilado es ampliamente utilizada para la producción de nanofibras debido a su simplicidad, versatilidad y capacidad de generar materiales con alta relación de superficie/volumen (Su et al., 2024). Sin embargo, el proceso presenta diversas limitaciones y fallas que pueden afectar la formación y la calidad de las nanofibras, generalmente asociados a un control inadecuado de los parámetros del proceso como el voltaje, la distancia de la aguja al colector, el tipo de colector o las condiciones ambientales (Shaban et al., 2026).

Entre las fallas que pueden ocurrir durante el electrohilado, se encuentra la distribución heterogénea de las partículas sobre las nanofibras, la cual puede originarse por una dispersión inadecuada del polímero a hilar o por una baja afinidad entre el material decorante y la matriz polimérica (Islam et al., 2025). Como consecuencia, las nanopartículas tienden a agregarse, formar conglomerados o formar adhesiones débiles, lo cual puede provocar el desprendimiento del material decorante (Islam et al., 2025).

También, es posible que la conformación fallida del nanocompósito se haya desarrollado durante el electrohilado, principalmente a una sedimentación gravitacional. Esto puede ocurrir rápidamente si la viscosidad del sistema o la estabilidad coloidal no son adecuadas, lo que provoca que la concentración

originalmente considerada en la solución inyectada comience a disminuir con el tiempo, lo que da como resultado fibras libres de carga magnética. Este es un problema ampliamente reportado, que ha llevado al monitoreo constante del flujo durante la técnica, o a la aplicación de agitación continua (Liu et al., 2024). Ninguna de las anteriores se consideró o aplicó durante el electrohilado del nanocompósito propuesto en este proyecto.

De acuerdo con la hipótesis planteada en este proyecto, la nanotecnología propuesta lograría la remoción de As a niveles que permitieran un efecto positivo o de eustrés en la germinación de tomate. No obstante, debido a la falla en la composición del nanocompósito, particularmente asociada a una deficiente integración entre los materiales hilados - derivado de la posible incompatibilidad de los mismos o por problemas de sedimentación – este efecto no fue observado.

Por lo tanto, de acuerdo con los resultados obtenidos, se plantea que la eficiencia en la adsorción no depende exclusivamente de la concentración de As a la que este se expone, sino que también está fuertemente determinada por la estabilidad estructural del nanocompósito. Así, es posible establecer una hipótesis alternativa enfocada en el nanomaterial, en el que solo un nanocompósito cuya síntesis asegure una adecuada conformación y estabilidad estructural, será capaz de modular la concentración de As en un rango que promueva el eustrés en la germinación, mientras que sistemas estructuralmente inestables no solo reducen la eficiencia en la adsorción, sino que impiden la observación de efectos biológicos positivos esperados.

VIII. CONCLUSIONES

Las conclusiones derivadas de este estudio evidencian que la exposición de semillas de tomate (*L. lycopersicum*) a As induce respuestas fisiológicas dependientes de la concentración, donde niveles entre 0.6 y 1 ppm favorecen un estado de eustrés, mientras que concentraciones entre 2 y 5 ppm generan un efecto inhibitorio sobre la germinación y el desarrollo inicial. Este comportamiento se reflejó de manera consistente en los parámetros evaluados, que incluyeron el porcentaje y tasa de germinación, tiempo medio de germinación, índice de vigor, porcentaje de fitotoxicidad y variables morfológicas. En conjunto, los resultados permiten concluir que el As actúa como modulador del desempeño germinativo, probablemente asociado a su interferencia con el metabolismo del fosfato, esencial en la generación de estructuras y energía.

Asimismo, se concluye que el As ejerce una regulación significativa sobre el metabolismo secundario durante las etapas tempranas del desarrollo vegetal. Las concentraciones de 0.6 a 1 ppm favorecieron la activación de rutas biosintéticas asociadas a compuestos fenólicos, flavonoides y taninos, lo que sugiere una inducción de mecanismos antioxidantes asociados a eustrés. En contraste, concentraciones elevadas provocaron una disminución de dichos metabolitos, lo que evidencia una transición hacia condiciones de estrés fisiológico derivado de una toxicidad.

En términos de bioacumulación, se concluye que los germinados presentan la capacidad de incorporar As, pero no lo suficiente como para ser catalogados como hiperacumuladores. Esto indica una aplicación limitada de este biosistema como tecnología fitoremediadora para la extracción del metaloide de matrices acuosas. Por otro lado, esta capacidad bioacumulativa de los germinados capaz de generar valores de riesgo a la salud humana, evidencia una oportunidad de generar conocimiento con especies que son de interés comestible para los seres humanos,

así como también para estudios de biomagnificación del elemento a través de la cadena trófica, que considere especies animales que los consuman.

Finalmente, se concluye que los resultados obtenidos deben interpretarse considerando las limitaciones propias del diseño experimental, particularmente el uso de condiciones controladas de laboratorio que no reproducen la complejidad de sistemas agrícolas reales. Asimismo, se reconoce la necesidad de extender las investigaciones futuras hacia etapas posteriores a la germinación, con el fin de caracterizar de manera integral la dinámica de acumulación y translocación del As a lo largo del ciclo de vida de la planta, incluyendo durante su cosecha.

IX. REFERENCIAS

- Abbas, G., Murtaza, B., Bibi, I., Shahid, M., Niazi, N., Khan, M., Amjad, M., Hussain, M., & Natasha. (2018). Arsenic Uptake, Toxicity, Detoxification, and Speciation in Plants: Physiological, Biochemical, and Molecular Aspects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(1), 59. <https://doi.org/10.3390/ijerph15010059>
- Abu Hasan, H., Muhammad, M. H., & Ismail, N. 'Izzati. (2020). A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101035. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>
- ACS. (2021). *Molecule of the Week Archive: Magnetite*. <https://www.acs.org/content/acs/en/molecule-of-the-week/archive/m/magnetite.html>
- Agathokleous, E., Calabrese, E. J., & Barceló, D. (2024). Environmental hormesis: New developments. *Science of The Total Environment*, 906, 167450. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167450>
- Alam, M. F., Villholth, K. G., & Podgorski, J. (2021). Human arsenic exposure risk via crop consumption and global trade from groundwater-irrigated areas. *Environmental Research Letters*, 16(12), 124013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac34bb>
- Al-Ansari, F., & Ksiksi, T. (2016). A Quantitative Assessment of Germination Parameters: the Case of and. *The Open Ecology Journal*, 9(1), 13–21. <https://doi.org/10.2174/1874213001609010013>
- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcon, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. A., & 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, 134168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>
- Al-Makishah, N. H., Taleb, Md. A., & Barakat, M. A. (2020). Arsenic bioaccumulation in arsenic-contaminated soil: a review. *Chemical Papers*, 74(9), 2743–2757. <https://doi.org/10.1007/s11696-020-01122-4>
- Aloo, S. O., Ofosu, F. K., Kilonzi, S. M., Shabbir, U., & Oh, D. H. (2021). Edible Plant Sprouts: Health Benefits, Trends, and Opportunities for Novel Exploration. *Nutrients*, 13(8), 2882. <https://doi.org/10.3390/nu13082882>
- Armienta, M. A., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(4), 345–353. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9167-8>
- Aslan, S., Ozturk, M., & Demirbas, A. (2021). Evaluation of Arsenic and Nutrients Uptake of Tomato Plant at Various Arsenic Concentrations of Irrigation Waters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 52(19), 2388–2400. <https://doi.org/10.1080/00103624.2021.1928171>
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Badiaa, O., Reguieg Yssaad, H., & Topcuoglu, B. (2020). Effect of heavy metals (copper and zinc) on proline, polyphenols and flavonoids content of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.). *Plant Archives*, 20(1).
- Balakrishnan, G., Rajendran, K., & Kalirajan, J. (2020). Microbial synthesis of magnetite nanoparticles for arsenic removal. *Journal of Applied Biology & Biotechnology*, 8(3), 70–75. <https://doi.org/10.7324/JABB.2020.803013>
- Bangari, R. S., Singh, A. K., Namsani, S., Singh, J. K., & Sinha, N. (2019). Magnetite-Coated Boron Nitride Nanosheets for the Removal of Arsenic(V) from Water.

ACS Applied Materials & Interfaces, 11(21), 19017–19028.
<https://doi.org/10.1021/acsami.8b22401>

Bergés-Tiznado, M. E., Bojórquez-Sánchez, C., Acosta-Lizárraga, L. G., Zamora-García, O. G., Márquez-Farías, J. F., & Páez-Osuna, F. (2022). Tissue dynamics of potential toxic elements in the Pacific hake (*Merluccius productus*): distribution and the public health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(51), 77945–77957. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21325-4>

Bhaduri, A. M., & Fulekar, M. H. (2012). Antioxidant enzyme responses of plants to heavy metal stress. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(1), 55–69. <https://doi.org/10.1007/s11157-011-9251-x>

Bhargava, Dr. A. (2016). Physico-Chemical Waste Water Treatment Technologies: An Overview. *International Journal Of Scientific Research And Education*. <https://doi.org/10.18535/ijrsre/v4i05.05>

Bhattacharjee, H., & Rosen, B. P. (2007). Arsenic Metabolism in Prokaryotic and Eukaryotic Microbes. In D. Nies & S. Silver (Eds.), *Molecular Microbiology of Heavy Metals* (pp. 371–406). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/7171_2006_086

Brand-Williams, W., Cuvelier, M. E., & Berset, C. (1995). Use of a free radical method to evaluate antioxidant activity. *LWT - Food Science and Technology*, 28(1), 25–30. [https://doi.org/10.1016/S0023-6438\(95\)80008-5](https://doi.org/10.1016/S0023-6438(95)80008-5)

Browner, C., & Elliot, M. (2006). *El Tomate, sus Datos e Historia*. <https://harris.agrilife.org/files/2011/05/eltomate1.pdf>

Bundschuh, J., Litter, M. I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H. B., Jean, J.-S., Liu, C.-W., López, D., Armienta, M. A., Guilherme, L. R. G., Cuevas, A. G., Cornejo, L., Cumbal, L., & Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14

- countries. *Science of The Total Environment*, 429, 2–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.024>
- Cai, G., Zhu, X., Li, K., Qi, X., Wei, Y., Wang, H., & Hao, F. (2019). Self-enhanced and efficient removal of arsenic from waste acid using magnetite as an in situ iron donator. *Water Research*, 157, 269–280. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.067>
- Campos, L., Lisón, P., López-Gresa, M. P., Rodrigo, I., Zacarés, L., Conejero, V., & Bellés, J. M. (2014). Transgenic Tomato Plants Overexpressing Tyramine *N*-Hydroxycinnamoyltransferase Exhibit Elevated Hydroxycinnamic Acid Amide Levels and Enhanced Resistance to *Pseudomonas syringae*. *Molecular Plant-Microbe Interactions*®, 27(10), 1159–1169. <https://doi.org/10.1094/MPMI-04-14-0104-R>
- Chakraborty, N., Mitra, R., Dasgupta, D., Ganguly, R., Acharya, K., Minkina, T., Popova, V., Churyukina, E., & Keswani, C. (2024). Unraveling lipid peroxidation-mediated regulation of redox homeostasis for sustaining plant health. *Plant Physiology and Biochemistry*, 206, 108272. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2023.108272>
- Chauhan, K., Singh, P., Sen, K., Singhal, R. K., & Thakur, V. K. (2024). Recent Advancements in the Field of Chitosan/Cellulose-Based Nanocomposites for Maximizing Arsenic Removal from Aqueous Environment. *ACS Omega*, 9(26), 27766–27788. <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c09713>
- Chen, C., Yang, B., Gao, A., Yu, Y., & Zhao, F.-J. (2022). Transformation of arsenic species by diverse endophytic bacteria of rice roots. *Environmental Pollution*, 309, 119825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119825>
- Chou, C.-H., & Lin, H.-J. (1976). Autointoxication mechanism of *Oryza sativa* L. Phytotoxic effects of decomposing rice residues in soil. *Journal of Chemical Ecology*, 2(3), 353–367. <https://doi.org/10.1007/BF00988282>

- Cortés, F. I. A., Pérez, M. Ló., & Mogollón, H. M. (2012). Mexico's Water Challenges for the 21st Century. In Ú. Spring (Ed.), *Water Resources in Mexico* (pp. 21–38). Springer Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-05432-7_2
- Deshpande, S. S., & Cheryan, M. (1987). Determination of Phenolic Compounds of Dry Beans Using Vanillin, Redox and Precipitation Assays. *Journal of Food Science*, 52(2), 332–334. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1987.tb06606.x>
- Dewanto, V., Wu, X., Adom, K. K., & Liu, R. H. (2002). Thermal Processing Enhances the Nutritional Value of Tomatoes by Increasing Total Antioxidant Activity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50(10), 3010–3014. <https://doi.org/10.1021/jf0115589>
- Dhiman, S., Singh, A. D., Kour, J., Kumar, V., & Bhardwaj, R. (2024). Heavy Metal-Induced Phyto-Hormetic Morpho-Physio-Biochemical Adjustments: A Critical Review. *Journal of Plant Growth Regulation*, 43(12), 4426–4469. <https://doi.org/10.1007/s00344-024-11408-6>
- Di Iorio, E., Colombo, C., Cheng, Z., Capitani, G., Mele, D., Ventruti, G., & Angelico, R. (2019). Characterization of magnetite nanoparticles synthesized from Fe(II)/nitrate solutions for arsenic removal from water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(2), 102986. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102986>
- Drzewiecka, K., Gąsecka, M., Rutkowski, P., Magdziak, Z., Goliński, P., & Mleczek, M. (2018). Arsenic forms and their combinations induce differences in phenolic accumulation in *Ulmus laevis* Pall. *Journal of Plant Physiology*, 220, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2017.09.013>
- Dubey, S., Shri, M., Gupta, A., Rani, V., & Chakrabarty, D. (2018). Toxicity and detoxification of heavy metals during plant growth and metabolism. *Environmental Chemistry Letters*, 16(4), 1169–1192. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0741-8>

- Ekama, G. A., & Wentzel, M. C. (2020). Organic matter removal. In G. Chen, M. van Loosdrecht, G. Ekama, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design* (pp. 111–160). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789060362_0111
- Ellis, R. H. (1981). The quantification of ageing and survival in orthodox seeds. *Seed Science and Technology*, 9, 373–409.
- Elshahawy, I. E., & Abd El-Wahed, M. S. (2022). Suppression of *Cephalosporium maydis* by the resistance inducer beta-sitosterol. *European Journal of Plant Pathology*, 163(3), 673–693. <https://doi.org/10.1007/s10658-022-02506-w>
- Erofeeva, E. A. (2022). Hormesis in plants: Its common occurrence across stresses. *Current Opinion in Toxicology*, 30, 100333. <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2022.02.006>
- FAO. (2025). *Our World in Data*. Tomato Production. <https://ourworldindata.org/grapher/tomato-production>
- FAO. (2026). *Food and Agricultural Organization of the United Nations*. Tomato. <https://www.fao.org/land-water/databases-and-software/crop-information/tomato/en/>
- Farrell, J. W., Fortner, J., Work, S., Avendano, C., Gonzalez-Pech, N. I., Zárate Araiza, R., Li, Q., Álvarez, P. J. J., Colvin, V., Kan, A., & Tomson, M. (2014). Arsenic Removal by Nanoscale Magnetite in Guanajuato, Mexico. *Environmental Engineering Science*, 31(7), 393–402. <https://doi.org/10.1089/ees.2013.0425>
- Fernandez, F. J., Myers, S. A., & Slavin, Walter. (1980). Background correction in atomic absorption utilizing the Zeeman effect. *Analytical Chemistry*, 52(4), 741–746. <https://doi.org/10.1021/ac50054a033>

- Ficklin, D. L., Null, S. E., Abatzoglou, J. T., Novick, K. A., & Myers, D. T. (2022). Hydrological Intensification Will Increase the Complexity of Water Resource Management. *Earth's Future*, 10(3). <https://doi.org/10.1029/2021EF002487>
- Figueroa-Pérez, M. G., Rocha-Guzmán, N. E., Pérez-Ramírez, I. F., Mercado-Silva, E., & Reynoso-Camacho, R. (2014). Metabolite Profile, Antioxidant Capacity, and Inhibition of Digestive Enzymes in Infusions of Peppermint (*Mentha piperita*) Grown under Drought Stress. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 62(49), 12027–12033. <https://doi.org/10.1021/jf503628c>
- Flora, S. J. S. (2015). Arsenic. In S. Flora (Ed.), *Handbook of Arsenic Toxicology* (pp. 1–49). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-418688-0.00001-0>
- Flores, O. J., Nava, J. L., Carreño, G., Elorza, E., & Martínez, F. (2013). Arsenic removal from groundwater by electrocoagulation in a pre-pilot-scale continuous filter press reactor. *Chemical Engineering Science*, 97, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2013.04.029>
- Foutch, G. L., & Johannes, A. H. (2003). Reactors in Process Engineering. In R. Meyers (Ed.), *Encyclopedia of Physical Science and Technology* (3rd ed., pp. 23–43). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227410-5/00654-2>
- Fryzova, R., Pohanka, M., Martinkova, P., Cihlarova, H., Brtnicky, M., Hladky, J., & Kynicky, J. (2017). *Oxidative Stress and Heavy Metals in Plants* (pp. 129–156). https://doi.org/10.1007/398_2017_7
- Ganie, S. Y., Javaid, D., Hajam, Y. A., & Reshi, M. S. (2024). Arsenic toxicity: sources, pathophysiology and mechanism. *Toxicology Research*, 13(1). <https://doi.org/10.1093/toxres/tfad111>
- Gaufichon, L., Rothstein, S. J., & Suzuki, A. (2016). Asparagine Metabolic Pathways in *Arabidopsis*. *Plant and Cell Physiology*, 57(4), 675–689. <https://doi.org/10.1093/pcp/pcv184>

- George, M. (2025). 2020 Mineral Yearbook. <https://pubs.usgs.gov/myb/vol1/2020/myb1-2020-arsenic.pdf>
- Ghosh, S., Bhagwat, T., & Webster, T. J. (2021). Arsenic Removal Using Nanotechnology. In *Emerging Treatment Technologies for Waste Management* (pp. 73–102). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-2015-7_4
- Ghosh, S., Chisti, Y., & Banerjee, U. C. (2012). Production of shikimic acid. *Biotechnology Advances*, 30(6), 1425–1431. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.03.001>
- Goncharuk, E. A., & Zagoskina, N. V. (2023). Heavy Metals, Their Phytotoxicity, and the Role of Phenolic Antioxidants in Plant Stress Responses with Focus on Cadmium: Review. *Molecules*, 28(9), 3921. <https://doi.org/10.3390/molecules28093921>
- Günel-Köroğlu, D., Esatbeyoglu, T., & Capanoglu, E. (2025). Effect of germination on the phenolic compounds: content, bioavailability, food applications, and health benefits. *Journal of Food Measurement and Characterization*, 19(11), 8144–8164. <https://doi.org/10.1007/s11694-025-03392-6>
- Hendricks, D. (2010). *Fundamentals of Water Treatment Unit Processes: Physical, Chemical, and Biological*. CRC Press.
- Hong, Y.-S., Song, K.-H., & Chung, J.-Y. (2014). Health Effects of Chronic Arsenic Exposure. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 47(5), 245–252. <https://doi.org/10.3961/jpmp.14.035>
- Huang, T.-L., Nguyen, Q. T. T., Fu, S.-F., Lin, C.-Y., Chen, Y.-C., & Huang, H.-J. (2012). Transcriptomic changes and signalling pathways induced by arsenic stress in rice roots. *Plant Molecular Biology*, 80(6), 587–608. <https://doi.org/10.1007/s11103-012-9969-z>

- Hughes, M. F., Thomas, D. J., & Kenyon, E. M. (2009). Toxicology and Epidemiology of Arsenic and its Compounds. In K. Henke (Ed.), *Arsenic* (pp. 237–275). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470741122.ch4>
- IARC. (2012). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (Vols. 100C, Arsenic, Metals, Fibers, and Dusts)* (Vol. 100C).
- Iconaru, S. L., Guégan, R., Popa, C. L., Motelica-Heino, M., Ciobanu, C. S., & Predoi, D. (2016). Magnetite (Fe₃O₄) nanoparticles as adsorbents for As and Cu removal. *Applied Clay Science*, *134*, 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.08.019>
- Iqbal, N., & Poór, P. (2025). Plant Protection by Tannins Depends on Defence-Related Phytohormones. *Journal of Plant Growth Regulation*, *44*(1), 22–39. <https://doi.org/10.1007/s00344-024-11291-1>
- Islam, E., Khan, M. T., & Irem, S. (2015). Biochemical mechanisms of signaling: Perspectives in plants under arsenic stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *114*, 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.01.017>
- Islam, R., Islam, K. S., Chowdhury, N., Mitra, P., Dutta, A., Supal, A. R., Sultana, N., & Iqbal, S. M. F. (2025). Electrospun nanofibers, process, merits, challenges, and usefulness: A review. *Journal of Engineered Fibers and Fabrics*, *20*. <https://doi.org/10.1177/15589250251359274>
- ISTA. (1996). *International rules for seed testing*.
- Jain, K., Patel, A. S., Pardhi, V. P., & Flora, S. J. S. (2021a). Nanotechnology in Wastewater Management: A New Paradigm Towards Wastewater Treatment. *Molecules*, *26*(6), 1797. <https://doi.org/10.3390/molecules26061797>
- Jain, K., Patel, A. S., Pardhi, V. P., & Flora, S. J. S. (2021b). Nanotechnology in Wastewater Management: A New Paradigm Towards Wastewater Treatment. *Molecules*, *26*(6), 1797. <https://doi.org/10.3390/molecules26061797>

- Jamali-Behnam, F., Najafpoor, A. A., Davoudi, M., Rohani-Bastami, T., Alidadi, H., Esmaily, H., & Dolatabadi, M. (2018). Adsorptive removal of arsenic from aqueous solutions using magnetite nanoparticles and silica-coated magnetite nanoparticles. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 37(3), 951–960. <https://doi.org/10.1002/ep.12751>
- Kalam, S., Abu-Khamsin, S. A., Kamal, M. S., & Patil, S. (2021). Surfactant Adsorption Isotherms: A Review. *ACS Omega*, 6(48), 32342–32348. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c04661>
- Kango, S., & Kumar, R. (2016). Magnetite nanoparticles coated sand for arsenic removal from drinking water. *Environmental Earth Sciences*, 75(5), 381. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5282-5>
- Kawade, K., Tabeta, H., Ferjani, A., & Hirai, M. Y. (2023). The Roles of Functional Amino Acids in Plant Growth and Development. *Plant And Cell Physiology*, 64(12), 1482–1493. <https://doi.org/10.1093/pcp/pcad071>
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Rafiq, M., Bakhat, H. F., Imran, M., Abbas, T., Bibi, I., & Dumat, C. (2017). Arsenic Behaviour in Soil-Plant System: Biogeochemical Reactions and Chemical Speciation Influences. In *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants* (pp. 97–140). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55423-5_4
- Khan, A., Kanwal, F., Shahzad, M., Naz, S., Jalil, S., & Zhang, G. (2025). Interactions of arsenic and phosphorus in their uptake and transportation in plants: Advances and prospective research on the mechanisms and approaches for alleviating arsenic stress. *Journal of Integrative Agriculture*, 24(5), 1631–1645. <https://doi.org/10.1016/j.jia.2024.07.022>
- Khanday, A. H., Badroo, I. A., Wagay, N. A., & Rafiq, S. (2024). Role of Phenolic Compounds in Disease Resistance to Plants. In R. Lone, S. Khan, & A. Mohammed Al-Sadi (Eds.), *Plant Phenolics in Biotic Stress Management* (pp.

455–479). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-99-3334-1_19

Kuhn, R., Bryant, I. M., Jensch, R., & Böllmann, J. (2022). Applications of Environmental Nanotechnologies in Remediation, Wastewater Treatment, Drinking Water Treatment, and Agriculture. *Applied Nano*, 3(1), 54–90. <https://doi.org/10.3390/applnano3010005>

Kuivenhoven, M., & Mason, K. (2023). *Arsenic Toxicity*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK541125/>

Kumar, S., Kumar, R., Pal, A., & Chopra, D. S. (2019). Enzymes. In E. Yahia (Ed.), *Postharvest Physiology and Biochemistry of Fruits and Vegetables* (pp. 335–358). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813278-4.00016-6>

L., J., & A., P. (2013). Arsenic in Groundwater: A Summary of Sources and the Biogeochemical and Hydrogeologic Factors Affecting Arsenic Occurrence and Mobility. In P. Bradley (Ed.), *Current Perspectives in Contaminant Hydrology and Water Resources Sustainability* (4). InTech. <https://doi.org/10.5772/55354>

Leonard, W., Zhang, P., Ying, D., & Fang, Z. (2022). Tyramine-derived hydroxycinnamic acid amides in plant foods: sources, synthesis, health effects and potential applications in food industry. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 62(6), 1608–1625. <https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1845603>

Liosis, C., Papadopoulou, A., Karvelas, E., Karakasidis, T. E., & Sarris, I. E. (2021). Heavy Metal Adsorption Using Magnetic Nanoparticles for Water Purification: A Critical Review. *Materials*, 14(24), 7500. <https://doi.org/10.3390/ma14247500>

Liu, C.-H., Chuang, Y.-H., Chen, T.-Y., Tian, Y., Li, H., Wang, M.-K., & Zhang, W. (2015). Mechanism of Arsenic Adsorption on Magnetite Nanoparticles from Water: Thermodynamic and Spectroscopic Studies. *Environmental Science & Technology*, 49(13), 7726–7734. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00381>

- Liu, Y.-Z., Zhang, Q., Wang, X.-X., Lu, Y., Li, W.-B., Peng, Q.-Y., & Xu, F.-Y. (2024). Review of Electrospinning in the Fabrication of Nanogenerators. *ACS Applied Nano Materials*, 7(5), 4630–4652. <https://doi.org/10.1021/acsanm.4c00306>
- Madeira, A. C., de Varennes, A., Abreu, M. M., Esteves, C., & Magalhães, M. C. F. (2012). Tomato and parsley growth, arsenic uptake and translocation in a contaminated amended soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.04.004>
- Maia, L. C., Soares, L. C., & Alves Gurgel, L. V. (2021). A review on the use of lignocellulosic materials for arsenic adsorption. *Journal of Environmental Management*, 288, 112397. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112397>
- Marcin, O., Bosiacki, M., & Świerczyński, S. (2025). The Effect of Increasing Doses of Heavy Metals on Seed Germination of Selected Ornamental Plant Species. *Agronomy*, 15(6), 1262. <https://doi.org/10.3390/agronomy15061262>
- Marcos-Hernández, M., Arrieta, R. A., Ventura, K., Hernández, J., Powell, C. D., Atkinson, A. J., Markovski, J. S., Gardea-Torresdey, J., Hristovski, K. D., Westerhoff, P., Wong, M. S., & Villagrán, D. (2021). Superparamagnetic nanoadsorbents for the removal of trace As(III) in drinking water. *Environmental Advances*, 4, 100046. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100046>
- Maroufi, N., & Hajilary, N. (2023). Nanofiltration membranes types and application in water treatment: a review. *Sustainable Water Resources Management*, 9(5), 142. <https://doi.org/10.1007/s40899-023-00899-y>
- Martínez-Barras, A., Rodríguez-Jurado, S., Aguirre-Becerra, H., Pérez-García, C. E., Esquivel Escalante, K., & Feregrino-Pérez, A. A. (2025). Application of Nanostructured Semiconductor Oxides TiO₂-Based as Additives in the Germination Process of Alfalfa. *Agronomy*, 15(11), 2580. <https://doi.org/10.3390/agronomy15112580>

- Martínez-Castillo, J. I., Saldaña-Robles, A., & Ozuna, C. (2022). Arsenic stress in plants: A metabolomic perspective. *Plant Stress*, 3, 100055. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2022.100055>
- Maurya, H. K., Lata, R., Sundar, S., Mitra, D. S., Singh, H., & Yadav, G. C. (2025). Scientific Advances in Tomato (*Solanum lycopersicum* L.) Cultivation, Agronomic Innovation and Genetic Improvement: A Comprehensive Review. *Journal of Advances in Biology & Biotechnology*, 28(10), 781–803. <https://doi.org/10.9734/jabb/2025/v28i103103>
- Meena, M. K., Singh, A. K., Prasad, L. K., Islam, A., Meena, M. D., Dotaniya, M. L., Singh, H., & Yadav, B. L. (2020). Impact of arsenic-polluted groundwater on soil and produce quality: a food chain study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(12), 785. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08770-9>
- Mendoza-Chávez, C. E., Carabin, A., Dirany, A., Drogui, P., Buelna, G., Meza-Montenegro, M. M., Ulloa-Mercado, R. G., Diaz-Tenorio, L. M., Leyva-Soto, L. A., & Gortáres-Moroyoqui, P. (2021). Statistical optimization of arsenic removal from synthetic water by electrocoagulation system and its application with real arsenic-polluted groundwater. *Environmental Technology*, 42(22), 3463–3474. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1732472>
- Molino, S., Pilar Francino, M., & Ángel Rufián Henares, J. (2023). Why is it important to understand the nature and chemistry of tannins to exploit their potential as nutraceuticals? *Food Research International*, 173, 113329. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2023.113329>
- Motloun, M. T., Magagula, S. I., Kaleni, A., Sikhosana, T. S., Lebelo, K., & Mochane, M. J. (2023). Recent Advances on Chemically Functionalized Cellulose-Based Materials for Arsenic Removal in Wastewater: A Review. *Water*, 15(4), 793. <https://doi.org/10.3390/w15040793>

- Najib, N., & Christodoulatos, C. (2019). Removal of arsenic using functionalized cellulose nanofibrils from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 367, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.067>
- Nava Alonso, F. (2019). ¿Arsénico en agua potable? <https://www.cyd.conacyt.gob.mx/?p=articulo&id=54>
- Navarathna, C. M., Karunanayake, A. G., Gunatilake, S. R., Pittman, C. U., Perez, F., Mohan, D., & Mlsna, T. (2019). Removal of Arsenic(III) from water using magnetite precipitated onto Douglas fir biochar. *Journal of Environmental Management*, 250, 109429. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109429>
- Newman, M. (2010). *Fundamentals of Ecotoxicology* (3rd ed.). CRC Press.
- Niazi, N. K., Bibi, I., Fatimah, A., Shahid, M., Javed, M. T., Wang, H., Ok, Y. S., Bashir, S., Murtaza, B., Saqib, Z. A., & Shakoor, M. B. (2017). Phosphate-assisted phytoremediation of arsenic by *Brassica napus* and *Brassica juncea*: Morphological and physiological response. *International Journal of Phytoremediation*, 19(7), 670–678. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1278427>
- Nobahar, A., Carlier, J. D., Miguel, M. G., & Costa, M. C. (2021). A review of plant metabolites with metal interaction capacity: a green approach for industrial applications. *BioMetals*, 34(4), 761–793. <https://doi.org/10.1007/s10534-021-00315-y>
- Ochoa-Noriega, C. A., Aznar-Sánchez, J. A., Velasco-Muñoz, J. F., & Álvarez-Bejar, A. (2020). The Use of Water in Agriculture in Mexico and Its Sustainable Management: A Bibliometric Review. *Agronomy*, 10(12), 1957. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121957>
- OEC. (2023). *Tomatoes in Mexico*. <https://oec.world/en/profile/bilateral-product/tomatoes/reporter/mex>
- OECD. (2019). *Tomatoes*. <https://doi.org/10.1787/941fdd50-en-fr>

- Okunev, R. V. (2019). Free Amino Acid Accumulation in Soil and Tomato Plants (*Solanum lycopersicum* L.) Associated with Arsenic Stress. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(11), 253. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4309-4>
- Oomah, B. D., Cardador-Martínez, A., & Loarca-Piña, G. (2005). Phenolics and antioxidative activities in common beans (*Phaseolus vulgaris* L.). *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85(6), 935–942. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2019>
- Osagie, C., Othmani, A., Ghosh, S., Malloum, A., Kashitarash Esfahani, Z., & Ahmadi, S. (2021). Dyes adsorption from aqueous media through the nanotechnology: A review. *Journal of Materials Research and Technology*, 14, 2195–2218. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2021.07.085>
- Osuna-Martínez, C. C., Armienta, M. A., Bergés-Tiznado, M. E., & Páez-Osuna, F. (2021). Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: An environmental review. *Science of The Total Environment*, 752, 142062. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142062>
- Ozturk, M., Metin, M., Altay, V., Bhat, R. A., Ejaz, M., Gul, A., Unal, B. T., Hasanuzzaman, M., Nibir, L., Nahar, K., Bukhari, A., Dervash, M. A., & Kawano, T. (2022). Arsenic and Human Health: Genotoxicity, Epigenomic Effects, and Cancer Signaling. *Biological Trace Element Research*, 200(3), 988–1001. <https://doi.org/10.1007/s12011-021-02719-w>
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A. C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M. E., Bergés-Tiznado, M. E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M. F., Frías-Espericueta, M. G., Ruelas-Inzunza, J. R., Green-Ruiz, C. R., Osuna-Martínez, C. C., & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2017). Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166, 181–205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>

- Popov, M., Kubeš, J., Vachová, P., Hnilička, F., Zemanová, V., Česká, J., Praus, L., Lhotská, M., Kudrna, J., Tunklová, B., Štengl, K., Krucký, J., & Turnovec, T. (2023). Effect of Arsenic Soil Contamination on Stress Response Metabolites, 5-Methylcytosine Level and CDC25 Expression in Spinach. *Toxics*, *11*(7), 568. <https://doi.org/10.3390/toxics11070568>
- Pratyusha, S. (2022). Phenolic Compounds in the Plant Development and Defense: An Overview. In M. Hasanuzzaman (Ed.), *Plant Stress Physiology - Perspectives in Agriculture*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.102873>
- Quinet, M., Angosto, T., Yuste-Lisbona, F. J., Blanchard-Gros, R., Bigot, S., Martinez, J.-P., & Lutts, S. (2019). Tomato Fruit Development and Metabolism. *Frontiers in Plant Science*, *10*. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01554>
- Rajpert, L., Kolvenbach, B. A., Ammann, E. M., Hockmann, K., Nachtegaal, M., Eiche, E., Schäffer, A., Corvini, P. F. X., Skłodowska, A., & Lenz, M. (2016). Arsenic Mobilization from Historically Contaminated Mining Soils in a Continuously Operated Bioreactor: Implications for Risk Assessment. *Environmental Science & Technology*, *50*(17), 9124–9132. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02037>
- Ramírez, E. (2021). *Minería deja tiradero tóxico: 585 presas de jales en México*. <https://contralinea.com.mx/interno/semana/mineria-deja-tiradero-toxico-585-presas-de-jales-en-mexico/>
- Ramírez-Ojeda, G., Rodríguez-Pérez, J. E., Rodríguez-Guzmán, E., Sahagún-Castellanos, J., Chávez-Servia, J. L., Peralta, I. E., & Barrera-Guzmán, L. Á. (2022). Distribution and Climatic Adaptation of Wild Tomato (*Solanum lycopersicum* L.) Populations in Mexico. *Plants*, *11*(15), 2007. <https://doi.org/10.3390/plants11152007>

- Ravenscroft, P. (2007). Predicting the Global Distribution of Arsenic Pollution in Groundwater. *Royal Geographical Society Annual International Conference 2007*.
- Re, R., Pellegrini, N., Proteggente, A., Pannala, A., Yang, M., & Rice-Evans, C. (1999). Antioxidant activity applying an improved ABTS radical cation decolorization assay. *Free Radical Biology and Medicine*, 26(9–10), 1231–1237. [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(98\)00315-3](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(98)00315-3)
- Reeves, R. D., Baker, A. J. M., Jaffré, T., Erskine, P. D., Echevarria, G., & van der Ent, A. (2018). A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*, 218(2), 407–411. <https://doi.org/10.1111/nph.14907>
- Rizvi, Q. U. E. H., Guiné, R. P. F., Ahmed, N., Sheikh, M. A., Sharma, P., Sheikh, I., Yadav, A. N., & Kumar, K. (2024). Effects of Soaking and Germination Treatments on the Nutritional, Anti-Nutritional, and Bioactive Characteristics of Adzuki Beans (*Vigna angularis* L.) and Lima Beans (*Phaseolus lunatus* L.). *Foods*, 13(9), 1422. <https://doi.org/10.3390/foods13091422>
- Rodríguez-Jurado, S. (2024). *Aplicación de nanopartículas de dióxido de silicio y magnetita para incrementar compuestos bioactivos en cultivo de jitomate* [Maestría]. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Ruiz Hernández, A. A., Ayala Zavala, F., Rouzaud Sáñez, O., Frias, J., Astiazarán-García, H., & Robles Sánchez, R. M. (2021). Consumption of Sprouts and Perceptions of Their Health Properties in a Region of Northwestern Mexico. *Foods*, 10(12), 3098. <https://doi.org/10.3390/foods10123098>
- Ruíz-Huerta, E. A., de la Garza Varela, A., Gómez-Bernal, J. M., Castillo, F., Avalos-Borja, M., SenGupta, B., & Martínez-Villegas, N. (2017). Arsenic contamination in irrigation water, agricultural soil and maize crop from an abandoned smelter site in Matehuala, Mexico. *Journal of Hazardous Materials*, 339, 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.06.041>

- Saadi, R., Saadi, Z., Fazaeli, R., & Fard, N. E. (2015). Monolayer and multilayer adsorption isotherm models for sorption from aqueous media. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 32(5), 787–799. <https://doi.org/10.1007/s11814-015-0053-7>
- SAGARPA. (2017). *Planeación Agrícola Nacional 2017 - 2030*. Jitomate Mexicano. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/257077/Potencial-Jitomate.pdf>
- Saldaña-Robles, A., Damian-Ascencio, C. E., Guerra-Sanchez, R. J., Saldaña-Robles, A. L., Saldaña-Robles, N., Gallegos-Muñoz, A., & Cano-Andrade, S. (2018). Effects of the presence of organic matter on the removal of arsenic from groundwater. *Journal of Cleaner Production*, 183, 720–728. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.161>
- Sandil, S., Óvári, M., Dobosy, P., Vetési, V., Endrédi, A., Takács, A., Füzy, A., & Zárny, G. (2021). Effect of arsenic-contaminated irrigation water on growth and elemental composition of tomato and cabbage cultivated in three different soils, and related health risk assessment. *Environmental Research*, 197, 111098. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111098>
- Savkovic-Stevanovic, J. (2013). Waste Water Management Systems. In F. García Einschlag (Ed.), *Waste Water - Treatment Technologies and Recent Analytical Developments* (1). InTech. <https://doi.org/10.5772/51741>
- SEMARNAT. (2024). *Inventario Homologado Preliminar de Presas de Jales*. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/inventario-homologado-preliminar-de-presas-de-jales>
- Seth, T., Mishra, G. P., Chattopadhyay, A., Deb Roy, P., Devi, M., Sahu, A., Sarangi, S. K., Mhatre, C. S., Lyngdoh, Y. A., Chandra, V., Dikshit, H. K., & Nair, R. M. (2025). Microgreens: Functional Food for Nutrition and Dietary Diversification. *Plants*, 14(4), 526. <https://doi.org/10.3390/plants14040526>

- Shaban, M., Mosa, T. M., Abdel-Hamid, H., Abdalfarg, N., & Hashim, G. (2026). Advancements in electrospinning: a comprehensive review of historical development, key parameters, applications, and challenges. *Discover Chemistry*, 3(1), 82. <https://doi.org/10.1007/s44371-026-00539-2>
- Shahid, M. K., Kim, Y., & Choi, Y.-G. (2019). Magnetite synthesis using iron oxide waste and its application for phosphate adsorption with column and batch reactors. *Chemical Engineering Research and Design*, 148, 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2019.06.001>
- Sharma, P., Jha, A., & Dubey, R. (2021). Arsenic Toxicity and Tolerance Mechanisms in Crop Plants. In M. Pessarakli (Ed.), *Handbook of Plant and Crop Physiology* (4th ed.). CRC Press.
- Shekhawat, A., Jugade, R., Gomase, V., Kahu, S., Dhandayutham, S., & Pandey, S. (2023). Adsorptive Removal of As(III) by Cellulose-Sn(IV) Biocomposite. *Journal of Composites Science*, 7(1), 19. <https://doi.org/10.3390/jcs7010019>
- SIAP. (2024). *Panorama Agroalimentario 2024*. https://drive.google.com/file/d/1NXcDhaB63Z94wjRUVF6f_FK0Urv6cgVJ/view
- Siddiqui, M. H., Mukherjee, S., Alamri, S., Ali, H. M., Hasan, Z., & Kalaji, H. M. (2022). Calcium and jasmonic acid exhibit synergistic effects in mitigating arsenic stress in tomato seedlings accompanied by antioxidative defense, increased nutrient accumulation and upregulation of glyoxalase system. *South African Journal of Botany*, 150, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2022.06.030>
- Siddiqui, S. I., Singh, P. N., Tara, N., Pal, S., Chaudhry, S. A., & Sinha, I. (2020). Arsenic removal from water by starch functionalized maghemite nano-adsorbents: Thermodynamics and kinetics investigations. *Colloid and Interface Science Communications*, 36, 100263. <https://doi.org/10.1016/j.colcom.2020.100263>

- Siemieniuk, A., Rudnicka, M., Jemiola, G., & Małkowski, E. (2025). Hormesis as a Particular Type of Plant Stress Response. *Plants*, 14(24), 3815. <https://doi.org/10.3390/plants14243815>
- Singh, S. B., & Srivastava, P. K. (2020). Bioavailability of arsenic in agricultural soils under the influence of different soil properties. *SN Applied Sciences*, 2(2), 153. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1932-z>
- Singleton, V. L., Orthofer, R., & Lamuela-Raventós, R. M. (1999). [14] *Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of folin-ciocalteu reagent* (pp. 152–178). [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(99\)99017-1](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(99)99017-1)
- Sinha, D., Datta, S., Mishra, R., Agarwal, P., Kumari, T., Adeyemi, S. B., Kumar Maurya, A., Ganguly, S., Atique, U., Seal, S., Kumari Gupta, L., Chowdhury, S., & Chen, J.-T. (2023). Negative Impacts of Arsenic on Plants and Mitigation Strategies. *Plants*, 12(9), 1815. <https://doi.org/10.3390/plants12091815>
- Siracusa, L., Napoli, E., & Ruberto, G. (2022). Novel Chemical and Biological Insights of Inositol Derivatives in Mediterranean Plants. *Molecules*, 27(5), 1525. <https://doi.org/10.3390/molecules27051525>
- Slabbert, N. (1992). Complexation of Condensed Tannins with Metal Ions. In R. Hemingway & P. Laks (Eds.), *Plant Polyphenols* (Vol. 59, pp. 421–436). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-3476-1_23
- Soni, R., Bhardwaj, S., & Shukla, D. P. (2020). Various water-treatment technologies for inorganic contaminants: current status and future aspects. In P. Devi, P. Singh, & S. Kansal (Eds.), *Inorganic Pollutants in Water* (pp. 273–295). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818965-8.00014-7>
- Sonmez, M. C., Ozgur, R., & Uzilday, B. (2023). Reactive oxygen species: Connecting eustress, hormesis, and allostasis in plants. *Plant Stress*, 8, 100164. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2023.100164>

- Souri, Z., Karimi, N., & Sandalio, L. M. (2017). Arsenic Hyperaccumulation Strategies: An Overview. *Frontiers in Cell and Developmental Biology*, 5. <https://doi.org/10.3389/fcell.2017.00067>
- Speer, R. M., Zhou, X., Volk, L. B., Liu, K. J., & Hudson, L. G. (2023). Arsenic and cancer: Evidence and mechanisms. In M. Costa (Ed.), *Advances in Pharmacology* (Vol. 96, pp. 151–202). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.apha.2022.08.001>
- Spring, Ú. O., & Cohen, I. S. (2012). Water Resources in Mexico: A Conceptual Introduction. In Ú. Spring (Ed.), *Water Resources in Mexico* (pp. 3–17). Springer Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-05432-7_1
- Su, W., Chang, Z., E, Y., Feng, Y., Yao, X., Wang, M., Ju, Y., Wang, K., Jiang, J., Li, P., & Lei, F. (2024). Electrospinning and electrospun polysaccharide-based nanofiber membranes: A review. *International Journal of Biological Macromolecules*, 263, 130335. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.130335>
- Sultan, M. W., Qureshi, F., Ahmed, S., Kamyab, H., Rajendran, S., Ibrahim, H., & Yusuf, M. (2025). A comprehensive review on arsenic contamination in groundwater: Sources, detection, mitigation strategies and cost analysis. *Environmental Research*, 265, 120457. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120457>
- Sun, Y., Shi, Q.-H., Zhang, L., Zhao, G.-F., & Liu, F.-F. (2011). Adsorption and Chromatography. In M. Moo-Young (Ed.), *Comprehensive Biotechnology* (Vol. 2, pp. 739–753). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64046-8.00099-9>
- Surela, A. K., Chhachhia, L. K., Surela, V. K., & Meena, P. L. (2024). Polypyrrole-Based Composites for Dyes Removal From Contaminated Water. In *Reference Module in Materials Science and Materials Engineering*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95486-0.00019-3>

- Sytar, O., Ghosh, S., Malinska, H., Zivcak, M., & Brestic, M. (2020). Physiological and molecular mechanisms of metal accumulation in hyperaccumulator plants. *Physiologia Plantarum*, ppl.13285. <https://doi.org/10.1111/ppl.13285>
- Taleb, K., Markovski, J., Veličković, Z., Rusmirović, J., Rančić, M., Pavlović, V., & Marinković, A. (2019). Arsenic removal by magnetite-loaded amino modified nano/microcellulose adsorbents: Effect of functionalization and media size. *Arabian Journal of Chemistry*, 12(8), 4675–4693. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2016.08.006>
- Talukdar, D. (2013). Arsenic-induced changes in growth and antioxidant metabolism of fenugreek. *Russian Journal of Plant Physiology*, 60(5), 652–660. <https://doi.org/10.1134/S1021443713050130>
- Tanaka, S. (2022). Environmental Pollution and Remediation. In S. Tanaka, M. Kurasaki, M. Morikawa, & Y. Kamiya (Eds.), *Design of Materials and Technologies for Environmental Remediation* (Vol. 115, pp. 3–32). Springer. https://doi.org/10.1007/698_2021_819
- Tong, Z., He, W., Fan, X., & Guo, A. (2022). Biological Function of Plant Tannin and Its Application in Animal Health. *Frontiers in Veterinary Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.803657>
- Topal, M., Arslan Topal, E. I., & Öbek, E. (2024). Potential Human Health Risk from Toxic/Carcinogenic Arsenic in Ripe and Unripe Tomatoes Grown in Wastewater Exposed Zone. *International Journal of Pure and Applied Sciences*, 10(1), 89–99. <https://doi.org/10.29132/ijpas.1430284>
- Trovato, M., Funck, D., Forlani, G., Okumoto, S., & Amir, R. (2021). Editorial: Amino Acids in Plants: Regulation and Functions in Development and Stress Defense. *Frontiers in Plant Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.772810>
- Türk, T., & Alp, İ. (2014). Arsenic removal from aqueous solutions with Fe-hydroxalcite supported magnetite nanoparticle. *Journal of Industrial and*

Engineering Chemistry, 20(2), 732–738.

<https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.06.002>

Upadhyay, A. K., Singh, N. K., Singh, R., & Rai, U. N. (2016). Amelioration of arsenic toxicity in rice: Comparative effect of inoculation of *Chlorella vulgaris* and *Nannochloropsis* sp. on growth, biochemical changes and arsenic uptake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124, 68–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.10.002>

Upadhyay, M. K., Shukla, A., Yadav, P., & Srivastava, S. (2019). A review of arsenic in crops, vegetables, animals and food products. *Food Chemistry*, 276, 608–618. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.10.069>

USEPA. (2025). *Arsenic, Inorganic*. IRIS Toxicological Review of Inorganic Arsenic. https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr%3D278

van Lier, J. B., Mahmoud, N., & Zeeman, G. (2020). Anaerobic wastewater treatment. In G. Chen, M. van Loosdrecht, G. Ekama, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design* (pp. 701–756). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789060362_0701

Varol, M., Gündüz, K., Sünbül, M. R., & Aytıp, H. (2022). Arsenic and trace metal concentrations in different vegetable types and assessment of health risks from their consumption. *Environmental Research*, 206, 112252. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112252>

Vashisth, A., & Nagarajan, S. (2010). Effect on germination and early growth characteristics in sunflower (*Helianthus annuus*) seeds exposed to static magnetic field. *Journal of Plant Physiology*, 167(2), 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2009.08.011>

Visciano, P. (2025). Arsenic in Water and Food: Toxicity and Human Exposure. *Foods*, 14(13), 2229. <https://doi.org/10.3390/foods14132229>

- Wang, T., Jiang, M., Yu, X., Niu, N., & Chen, L. (2022). Application of lignin adsorbent in wastewater Treatment: A review. *Separation and Purification Technology*, 302, 122116. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122116>
- WM-Bekele, D., Dadebo, E., Tilahun, G., & Gebremariam, Z. (2025). Health risks associated with exposure to arsenic, lead, and mercury in tomato fruits grown near Lake Hawassa, Ethiopia. *Environmental Challenges*, 18, 101077. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.101077>
- Wu, J., Sun, M., Pang, A., Ma, K., Hu, X., Feng, S., Wang, Y., & Zhou, A. (2025). Succinic acid synthesis regulated by succinyl-coenzyme A ligase (SUCLA) plays an important role in root response to alkaline salt stress in *Leymus chinensis*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 220, 109485. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2025.109485>
- Xue, J., Yang, J., & Yin, Y. (2025). Study on Effect of Germination on Flavonoid Content and Nutritional Value of Different Varieties of Chickpeas. *Foods*, 14(13), 2157. <https://doi.org/10.3390/foods14132157>
- Yamauchi, H., & Takata, A. (2021). Arsenic metabolism differs between child and adult patients during acute arsenic poisoning. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 410, 115352. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2020.115352>
- Yang, X., Huang, G., An, C., Chen, X., Shen, J., Yin, J., Song, P., Xu, Z., & Li, Y. (2021). Removal of arsenic from water through ceramic filter modified by nano-CeO₂: A cost-effective approach for remote areas. *Science of The Total Environment*, 750, 141510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141510>
- Yoon, Y., Zheng, M., Ahn, Y.-T., Park, W. K., Yang, W. S., & Kang, J.-W. (2017). Synthesis of magnetite/non-oxidative graphene composites and their application for arsenic removal. *Separation and Purification Technology*, 178, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.01.025>

- Zanor, G. A., García, M. G., Venegas-Aguilera, L. E., Saldaña-Robles, A., Saldaña-Robles, N., Martínez-Jaime, O. A., Segoviano-Garfias, J. J. N., & Ramírez-Santoyo, L. F. (2019). Sources and distribution of arsenic in agricultural soils of Central Mexico. *Journal of Soils and Sediments*, 19(6), 2795–2808. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02269-8>
- Zar, J. (2013). *Biostatistical Analysis: Pearson New International Edition* (5th ed.). Pearson.
- Zhang, J., Hamza, A., Xie, Z., Hussain, S., Brestic, M., Tahir, M. A., Ulhassan, Z., Yu, M., Allakhverdiev, S. I., & Shabala, S. (2021). Arsenic transport and interaction with plant metabolism: Clues for improving agricultural productivity and food safety. *Environmental Pollution*, 290, 117987. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117987>
- Zhang, L., Guan, Q., Zhang, H., & Tang, L. (2023). Effect of Metal Ions on the Interaction of Condensed Tannins with Protein. *Foods*, 12(4), 829. <https://doi.org/10.3390/foods12040829>

X. ANEXOS

i. Sistema de remediación de As en agua con nanotecnología

A partir del nanocompósito sintetizado, se propuso un prototipo que lo incorporara para generar un sistema de remediación de As en aguas de fuente subterránea. La nanotecnología propuesta consistió en un filtro de arenas con una zona de adsorción específica de As a base del nanocompósito propuesto.

a) Diseño del filtro

El diseño del filtro se basó en la configuración de lecho empacado, en el cual un fluido se pone en contacto con una fase sólida a través de una columna (Foutch & Johannes, 2003). Bajo el fundamento de adsorción, esta columna requirió de un gradiente de componentes previos al sitio donde se llevará a cabo la adsorción para que se redujeran las interferencias de adsorbatos no deseados (Hendricks, 2010). La selección de los componentes del filtro se realizó de acuerdo a Farrell et al. (2014).

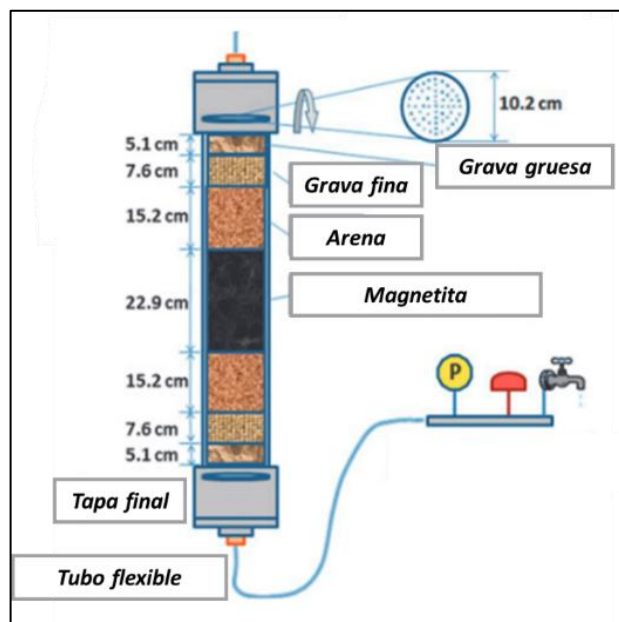


Figura 32. Modelo de filtro de agua para la remediación de As.

Para las necesidades del sistema de filtración, se identificaron 3 partes importantes (Figura 33).

- Zona pre nanofibra: filtro de lecho empacado con gradiente de componentes en orden: grava gruesa – grava fina – arena, para la disminución de moléculas no deseadas.
- Zona de adsorción: nanofibra de celulosa decorada con magnetita para la retención de iones de As inorgánico.
- Zona post nanofibra: filtro de lecho empacado con gradiente de componentes en orden: arena – grava fina – grava gruesa, para una adsorción secundaria inespecífica de iones.

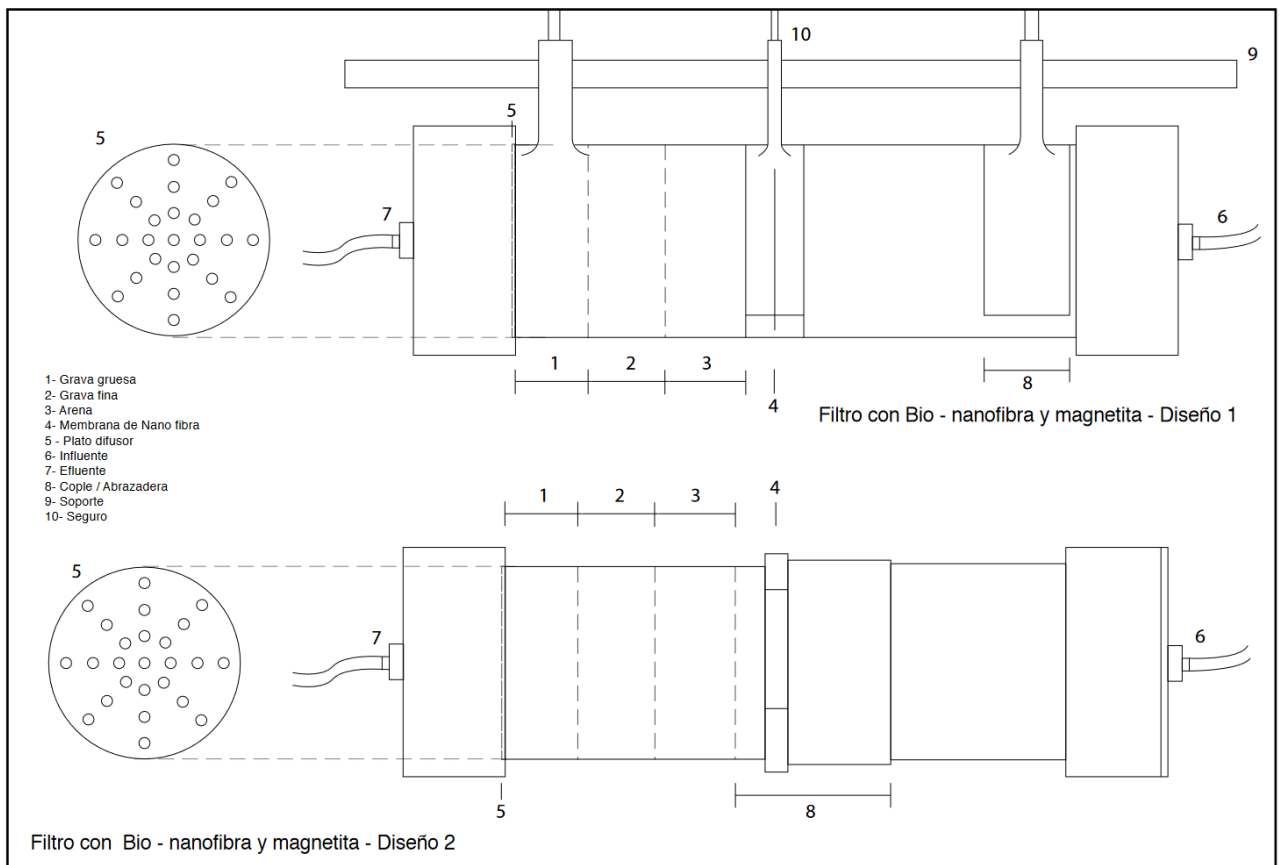


Figura 33. Propuestas de diseños de sistemas de mitigación y sus componentes

b) Preparación de los componentes internos del filtro

Se utilizó arena corriente obtenida de una playa del puerto de Mazatlán, Sinaloa. La arena extraída (Figura 34) se tamizó en seco con un cernidor con tamaño de malla de 2 mm para retirar basura (A). Posteriormente se lavó con agua corriente en un cernidor tipo filtro para café por 10 minutos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**B). Al terminar se colocó la arena húmeda en un contenedor de plástico de 33x43 cm en donde se lavó con agua destilada 2 veces (C).

La arena húmeda resultante se recuperó por decantación y se esparció uniformemente en el contenedor, se tapó la superficie de la arena con papel destrasa y se dejó secar a temperatura ambiente en un lugar cerrado por 3 días. La arena seca se guardó en un frasco plástico previamente lavado y curado con agua destilada, sellado con parafilm para su posterior uso (D).



Figura 34. Limpieza del componente arena

A) Tamizado de la arena para extracción de basura; B) Lavado de la arena en filtro; C) Lavado de arena en contenedor de plástico; D) Almacenamiento de la arena limpia.

La grava fina (Figura 35. Limpieza del componente grava) se obtuvo de campus Amazcala ingeniería, mientras que la grava gruesa se obtuvo de campus

aeropuerto, ambos de la Universidad Autónoma de Querétaro. La limpieza de ambas gravas se realizó individualmente. Se comenzó con una inspección manual en la que se retiraron elementos ajenos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**A) y posteriormente se realizó un lavado con agua corriente en un cernidor durante 10 minutos (B). La grava húmeda resultante se colocó en un recipiente plástico de 33x43 cm en donde se agregó agua corriente y se removió, este paso se repitió hasta lograr obtener agua clara (C). Se realizó un último lavado con agua destilada, se recuperó la grava húmeda por decantación y se distribuyó en el recipiente. Por último, se tapó la superficie de la grava con papel destrasa y se dejó secar a temperatura ambiente en un lugar cerrado por 3 días. Las gravas secas se guardaron en un frasco plástico previamente lavado y curado con agua destilada, sellado con parafilm para su posterior uso (D).

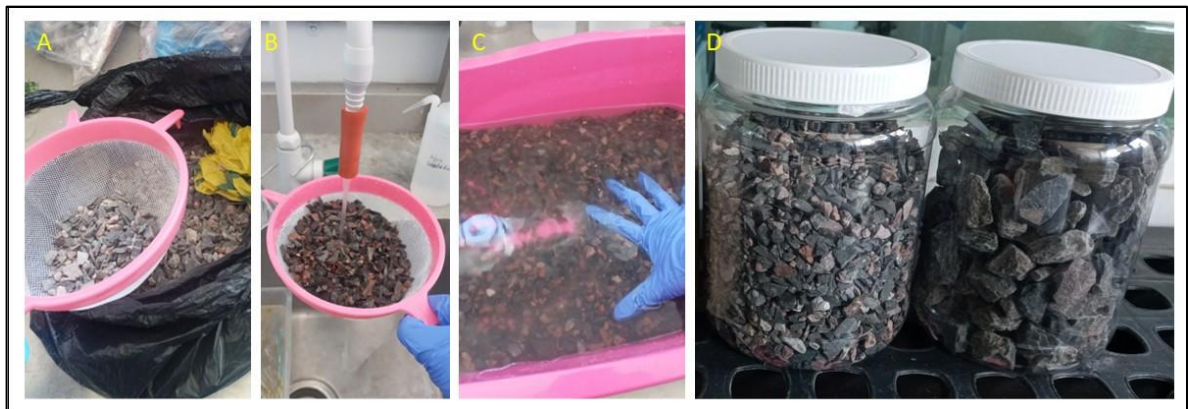


Figura 35. Limpieza del componente grava

A) Limpieza manual de la grava; B) Lavado de la grava en tamiz; C) Lavado de la grava en contenedor de plástico; D) Almacenamiento de las gravas limpias.

c) Construcción de los filtros

La construcción de los filtros (Figura 36. Construcción de los filtros) se realizó utilizando botellas estériles desechables para catéter intravenoso de uso veterinario de 250 mL, a las cuales se les retiró las mangueras de ambos extremos. Se rellenó las botellas con volúmenes iguales de los componentes arena, grava fina y grava

gruesa en ese orden de abajo hacia arriba. Se colocó un soporte de algodón de uso común al fondo de la botella y debajo de la tapa; de igual forma se separó cada componente entre sí por una capa de 0.5 cm del mismo algodón (A).

El sistema de remediación se construyó introduciendo las nanofibras de celulosa decoradas con magnetita a una cámara intravenosa de plástico. De cada extremo de la cámara se colocó un tramo de 15 cm de manguera de plástico transparente de uso médico. Uno de los extremos de la manguera se conectó a la salida de un filtro mientras que el otro se conectó a la entrada de otro (B). En la parte posterior del filtro correspondiente a la zona de pre nanofibra se conectó un tramo de 20 cm de manguera transparente de uso médico el cuál se conectó a una bomba de circulación de agua para acuario con capacidad de 230 L h⁻¹. De la parte final del filtro correspondiente a la zona de post nanofibra se colocó un tramo de 20 cm de manguera transparente de uso médico.



Figura 36. Construcción de los filtros

ii. Evidencias de trabajo



Figura 38. Estante de germinación en oscuridad



Figura 37. Estante de germinación en luz



Figura 39. Siembra de semillas para experimento de germinación

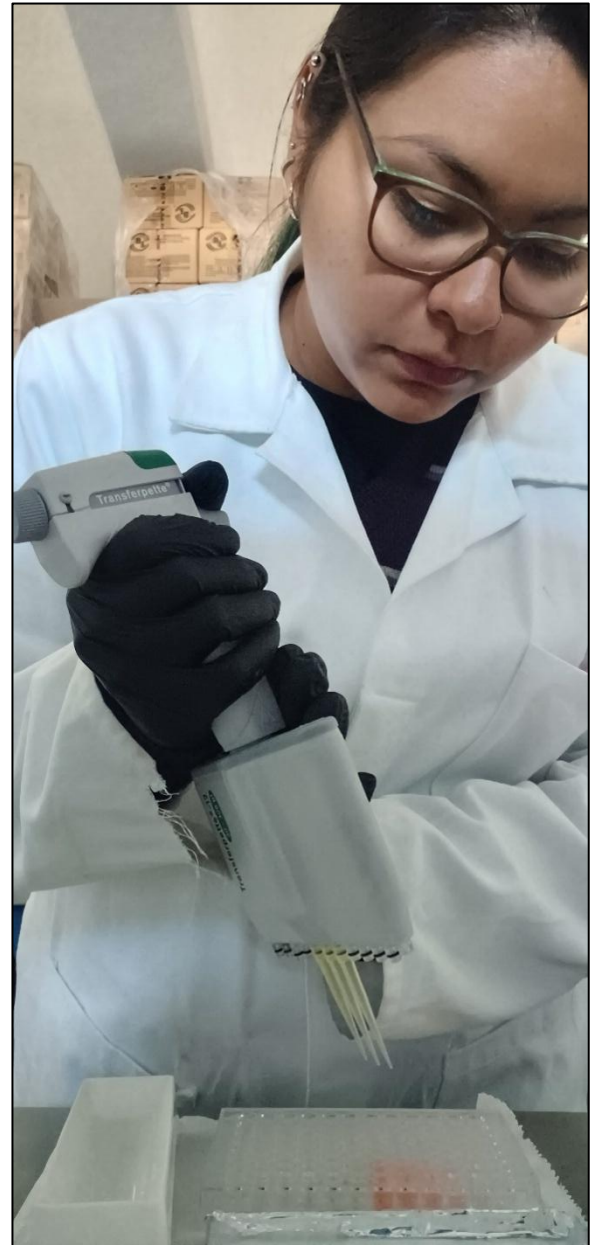


Figura 40. Adición de reactivo para técnica de compuestos fenólicos



Figura 41. Recuperación de solución de As del experimento de cinética de adsorción



Figura 42. Inserción de extractos ácidos en automuestreador de espectrofotómetro de absorción atómica



Figura 44. Frascos de polietileno para el almacenamiento de extractos ácidos del experimento de cinética de adsorción



Figura 43. Curva de calibración de azul de metileno para la técnica de isoterma de adsorción con carbón activado



Figura 45. Experimento de cinética e isoterma de adsorción en shaker



Figura 46. Prototipo de sistema de adsorción de As