

Evaluación de la capacidad de sorción de metales pesados por *Ricciocarpus natans* de la Laguna del Almoloya del Río, Estado de México

Assessment of the heavy metal sorption capacity of *Ricciocarpus natans* from the Almoloya del Río Lagoon, State of Mexico

Gómez-Ensastegui C.¹, Avila-Pérez. P.^{2*}, García-Rivas J.L.¹, Barrera-Díaz C. E.², Zepeda-Gómez C.³, Zarazúa-Ortega G.⁴

Recibido: 24 de febrero de 2025.

Aceptado: 25 de septiembre de 2025.

Publicado: abril de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. Las briofitas tienen una gran capacidad para acumular metales pesados a niveles más altos que los encontrados en el entorno circundante, por lo cual, se ha hecho necesario estudiar la capacidad de sorción de metales pesados en diversas especies, con fines de biomonitorio de la contaminación ambiental. **Objetivos.** En este trabajo, se evaluó la capacidad de sorción del cadmio, cromo y plomo por *Ricciocarpus natans* L., con el propósito de utilizar este organismo como un biomonitor o fitorremediador a metales pesados. **Métodos.** La briofita se expuso a tres diferentes concentraciones de metales y se generaron curvas de adsorción a 1, 5 y 10 días, recolectando muestras de agua y de briofita para su análisis. Se caracterizó el agua del hábitat determinando parámetros fisicoquímicos de calidad del agua. También se cuantificó la concentración de metales en el agua del hábitat, la briofita y el sedimento, con el fin de conocer las condiciones base en las que se desarrolla la especie. **Resultados.** Las isothermas de adsorción muestran que el modelo de Freundlich se ajusta mejor a los datos experimentales, con una $R^2 = 0.9417$ para el Cd y una $R^2 = 0.9567$ para el Pb, lo cual indica que la adsorción de los metales pesados ocurre sobre una superficie heterogénea y en múltiples capas, con una afinidad variable hacia los sitios de adsorción. *R. natans* mostró una alta capacidad de sorción para el cadmio y el plomo. **Conclusión.** La alta capacidad de sorción y de acumulación de metales de *R. natans*, sugiere que esta hepática acuática puede ser un biomonitor efectivo para la medición de la contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos y terrestres y/o para fines de biorremediación.

Palabras clave: *Ricciocarpus natans*, metales pesados, adsorción, biomonitor, isothermas de adsorción.

ABSTRACT

Background. Bryophytes have a great capacity to accumulate heavy metals at levels higher than those found in the surrounding environment, which has made it necessary to study the heavy metal sorption capacity in several species for the purpose of biomonitoring environmental pollution. **Objectives.** In this study, the sorption capacity of cadmium, chromium, and lead by *Ricciocarpus natans* L. was evaluated, with the aim of using this organism as a biomonitor or phytoremediator for heavy metals. **Methods.** Bryophyte was exposed to three different metal concentrations, and adsorption curves were generated at 1, 5, and 10 days, collecting water and bryophyte samples for analysis. Habitat water was characterized by determining physicochemical water quality parameters. The concentration of metals in the habitat water, bryophyte, and sediment was also quantified in order to understand the baseline conditions in which the species develops. **Results.** The adsorption isotherms show that the Freundlich model fits the experimental data better, with a $R^2 = 0.9417$ for Cd and an $R^2 = 0.9567$ for Pb, which indicates that the adsorption of heavy metals occurs on a heterogeneous surface and in multiple layers, with a variable affinity for the adsorption sites. *R. natans* showed a high sorption capacity for cadmium and lead. **Conclusion.** The high sorption and metal accumulation capacity of *R. natans* suggests that this aquatic liverwort can be an effective biomonitor for measuring heavy metal pollution in aquatic and terrestrial environments and/or for bioremediation purposes.

Keywords: *Ricciocarpus natans*, heavy metals, adsorption, biomonitor, adsorption isotherms.

¹ Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n Agrícola Bella Vista Metepec, Estado de México, C.P. 52149, México.

² Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM – UNAM, Carretera Toluca-Atlacomulco, km 14.5, Unidad El Rosedal, Toluca, Estado de México, C.P. 50200, México.

³ Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Carretera Toluca-Ixtlahuaca, Kilómetro 15.5, Estado de México, C.P.50200, México.

⁴ Departamento de Forense Nuclear y Química Analítica, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Carretera México-Toluca S/N, Ocoyoacac, Estado de México, C.P. 52750, México.

***Corresponding author:**

P. Avila-Pérez: e-mail: pavilap@uaemex.mx

To quote as:

Gómez-Ensastegui, C., P. Avila-Pérez, J.L. García-Rivas, C. E. Barrera-Díaz, C. Zepeda-Gómez & G. Zarazúa-Ortega. 2026. Evaluación de la capacidad de sorción de metales pesados por *Ricciocarpus natans* de la Laguna del Almoloya del Río, Estado de México. *Hidrobiológica* 36 (1): 19-32.

DOI:revHidro/article/view/1842

INTRODUCCIÓN

El aumento en el tamaño de la población ha causado un incremento en el impacto ambiental, debido a las diversas actividades antropogénicas que contaminan el aire, el agua y el suelo. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), más de 4 millones de personas mueren prematuramente cada año debido a la contaminación del aire, y se estima que 2.2 millones de muertes son atribuibles al agua contaminada (WHO, 2021). En México, la situación es alarmante: la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) reportó que el 30% de las aguas nacionales están contaminadas, afectando no solo la salud humana, sino también los ecosistemas (SEMARNAT, 2020).

La industrialización, impulsada por el crecimiento poblacional, ha intensificado la contaminación. En 2019, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) señaló que el 90% de las ciudades del mundo no cumplen con los estándares de calidad del aire establecidos por la OMS (Desai, 2020). En el caso de México, la Ciudad de México y otras grandes urbes enfrentan niveles críticos de contaminación que se agravan con cada ola de calor y sequía, generando condiciones de salud adversas como enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Graizbord *et al.*, 2024).

La relación entre el crecimiento poblacional, la industrialización y la contaminación es evidente. Con un aumento en la demanda de recursos, la producción industrial se ha acelerado, generando desechos y emisiones nocivas. Por lo tanto, se ha vuelto imperativo investigar diferentes alternativas para conocer y cuantificar los contaminantes que existen en el ambiente, así como desarrollar políticas que fomenten la sostenibilidad y la reducción del impacto ambiental.

Dentro de los principales contaminantes del aire están los metales pesados, los cuales se encuentran muy extendidos como contaminantes ambientales derivados de las actividades humanas (Mitra *et al.*, 2023). El estudio de los metales pesados es relevante debido a su persistente toxicidad en el medio ambiente y su capacidad de bioacumularse y biomagnificarse, lo que representa una seria amenaza para los ecosistemas marinos y la salud humana (Prabakaran *et al.*, 2024). La contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT) representa un desafío para la salud pública, especialmente por su vínculo con enfermedades respiratorias. Un estudio en la ZMVT determinó cómo el viento y factores humanos, tal como vías de comunicación y uso del suelo, influyen en la transferencia y concentración del ozono (O₃), dióxido de azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂) y partículas PM₁₀ y PM_{2.5}, proporcionando datos clave para su prevención (López, 2020).

La contaminación del aire en la ZMVT es exacerbada por las emisiones de vehículos y la industria, que liberan partículas finas (PM_{2.5} y PM₁₀) que contienen metales pesados (Delgado *et al.*, 2019). Las partículas PM_{2.5} y PM₁₀ han sido reportadas en altas concentraciones en la ZMVT y han sido asociadas con problemas de salud pública, incluyendo trastornos neurológicos y enfermedades respiratorias (CEVECE, 2023). Además, la contaminación del agua en esta región también es preocupante ya que algunos cuerpos de agua presentan contaminación por metales pesados, lo que representa un riesgo serio para la salud de la población y los ecosistemas (Avila-Pérez *et al.*, 1999). Por lo tanto, es crucial abordar la problemática de la contaminación por metales pesados y partículas en el aire y el agua en la ZMVT. Esto implica implementar políticas de control más estrictas y desarrollar estrategias de monitoreo, control y mitigación efectivas que reduzcan la exposición humana y los efectos adversos en el medio ambiente.

Los metales pesados son constituyentes naturales de la corteza terrestre, sin embargo, estos metales también entran al ambiente por diferentes fuentes antropogénicas, como las industrias y la agricultura, combustión de combustibles fósiles y producción de energía (Naderizadeh *et al.*, 2016). Los metales pesados no son biodegradables y pueden sufrir transformaciones químicas y biológicas en el ambiente, convirtiéndolas en sustancias de alto riesgo. Los metales pesados son conocidos por ser persistentes en el cuerpo humano, cuyo periodo de excreción pueden durar décadas; estos pueden conducir a una amplia gama de efectos tóxicos, y pueden ser carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos (García-Céspedes *et al.*, 2016). El cadmio es un metal tóxico y cancerígeno que se encuentra de forma natural en el suelo, minerales y agua, y se utiliza principalmente como recubrimiento anticorrosivo de metales, en particular el acero. Se obtiene en su mayoría como polvo residual en la purificación del zinc. El cadmio se libera y puede acumularse en el organismo, afectando pulmones y aumentando la presión arterial. Las principales fuentes de exposición directa al cadmio son el consumo de alimentos contaminados y el humo del tabaco, así como el empleo en industrias relacionadas con metales o áreas contaminadas (Charkiewicz *et al.*, 2023).

El plomo (Pb) es un metal tóxico que, aunque se encuentra naturalmente en bajas concentraciones en la corteza terrestre, ha aumentado significativamente en el ambiente debido a actividades industriales, como la fabricación de baterías y productos metálicos. La exposición prolongada a partículas de plomo, que ingresan principalmente por inhalación de polvo y consumo de alimentos contaminados, puede provocar daños respiratorios, problemas en el sistema nervioso y ciertos tipos de cáncer. En el ámbito de salud, el envenenamiento por plomo se trata con terapia de quelación, que utiliza agentes para eliminar el metal del cuerpo (Raj & Das, 2023).

El cromo (Cr), especialmente en su forma hexavalente (Cr(VI)), es altamente tóxico para el suelo, microorganismos, plantas y seres humanos. La exposición directa o indirecta a través de la trama trófica puede causar daño celular, estrés oxidativo, daño en el ADN, y efectos carcinogénicos. El cromo hexavalente interfiere con la actividad enzimática y fotosíntesis de las plantas, y su acumulación en animales provoca toxicidad aguda o crónica. Existen diversas metodologías para remediar la contaminación por cromo, pero los estudios aún no han consolidado una estrategia unificada para su manejo eficaz (Yang *et al.*, 2023).

Las briofitas, hepáticas y líquenes, son organismos que desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas, a pesar de ser poco reconocidas. Su baja concentración de lignina y su cutícula delgada las hacen altamente sensibles a factores ambientales como la calidad del aire, la contaminación del agua y la presencia de metales pesados. Gracias a estas características, son excelentes indicadores de la salud ambiental, ya que pueden acumular contaminantes sin que se vean seriamente afectadas en su fisiología, lo que las convierte en una herramienta útil para el monitoreo ambiental (Varela *et al.*, 2023). El biomonitoreo con musgos y hepáticas es efectivo tanto en ambientes acuáticos como terrestres. Estas plantas no vasculares absorben agua y nutrientes directamente del medio ambiente, lo que les permite acumular contaminantes presentes en el aire, agua y suelo. Diversos estudios han demostrado que las briofitas pueden acumular metales pesados, como plomo, cadmio y mercurio, a niveles significativamente más altos que los encontrados en el entorno circundante (Parmar *et al.*, 2016).

En ambientes terrestres, la acumulación de metales en briófitas ha sido utilizada para evaluar la contaminación del aire. El uso de estas plantas como biomonitores es ventajoso, ya que ofrecen un enfoque no destructivo para monitorear la salud del ecosistema, proporcionando datos sobre la exposición de contaminantes en diferentes hábitats (Rola *et al.*, 2022). Por lo tanto, las briófitas son herramientas valiosas para la evaluación del impacto ambiental y la implementación de estrategias de mitigación en áreas contaminadas.

Estudios recientes han destacado la capacidad de las hepáticas y briófitas, para actuar como biomonitores de metales pesados en diversos contextos ambientales. Por ejemplo, se ha analizado el potencial de *Leskea angustata* para acumular Cd, Cu, Pb y Zn utilizando la técnica de bolsas de musgo en el Valle de Toluca, México, identificando su eficacia para monitorear la contaminación atmosférica asociada a fuentes antropogénicas (Macedo-Miranda *et al.*, 2024). En Macedonia, se ha investigado la deposición de elementos traza usando briófitas, logrando mapear patrones de contaminación y vincularlos con actividades mineras y procesos industriales como la combustión de feróniquel (Šajin *et al.*, 2024). De manera similar, en Serbia se han usado diferentes especies de musgos como *Hypnum cupressiforme* y especies de líquen, evidenciando que las diferencias morfológicas entre estas plantas influyen en su capacidad de acumular elementos tóxicos (Aničić *et al.*, 2024). Se ha aplicado el biomonitoreo pasivo con briófitas para detectar la presencia de Cr, Cd, Ni y Co en áreas industriales, confirmando la sensibilidad de estas especies como indicadores de contaminación ambiental (Isinkaralar *et al.*, 2024). También se ha explorado el uso de las briófitas acuáticas como biofiltros, demostrando su alta eficiencia en la absorción de metales pesados en sistemas de laboratorio, lo que sugiere su potencial aplicación en estrategias de biorremediación (Anglana *et al.*, 2024). Finalmente, se ha resaltado el uso global de las briófitas como biomonitores de la contaminación atmosférica, complementando los métodos tradicionales de monitoreo ambiental al registrar directamente la deposición atmosférica de los contaminantes (Chaudhuri & Roy 2024). En conjunto, estos estudios subrayan el potencial de las briófitas y otros organismos como herramientas clave en el monitoreo y mitigación de la contaminación ambiental. Su capacidad para acumular metales pesados y detectar fuentes específicas de contaminación las posiciona como alternativas eficaces frente a los métodos convencionales, con posibilidades prometedoras para aplicaciones en biorremediación y evaluación ambiental.

El presente estudio tiene como objetivo evaluar la capacidad de sorción de metales pesados, específicamente plomo (Pb), cadmio (Cd) y cromo (Cr), en la hepática acuática *R. natans*, especie que se encuentra presente en el Estado de México. Este análisis servirá como base para determinar su potencial uso como material biosorbente para el monitoreo de la contaminación acuática y/o atmosférica en sitios urbanos contaminados. A través de esta investigación, se espera contribuir a la comprensión de la efectividad de *R. natans* como biomonitor de la calidad del ambiente en entornos afectados por la actividad humana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de *R. natans*

Ricciocarpus natans L. es una hepática acuática perteneciente a la división Marchantiophyta que flota libremente en aguas dulces ricas en nutrientes, asociándose a corrientes lentas, estanques y lagos en regiones templadas del mundo (Mendoza, 2008). En México, se encuentra en varios estados, incluyendo el Estado de México, en la Laguna de

San Pedro Tultepec, cerca de Lerma. Puede crecer junto a otras plantas acuáticas como *Riccia fluitans* y *Azolla microphylla*. Esta hepática presenta características que la confunden con *Riccia*, como la reducción de escamas, pero se distingue por la presencia de células oleosas en la epidermis y escamas en el surco dorsal (Singh & Bowman, 2023). El gametofito de *R. natans* es pequeño, alcanzando hasta 2.5 cm de longitud, y tiene un aspecto esponjoso, con una estructura sencilla que incluye una epidermis superior e inferior y parénquima con espacios aéreos que facilitan su flotación en el agua (Mendoza, 2008).

La briofita se obtuvo del Polígono 1 de las Ciénegas de Lerma, Laguna de Almoloya del Río (Figura 1) con las siguientes coordenadas geográficas: 19°09'24.6"N 99°29'48.0"W, la Laguna se encontraba dividida por un sendero, pero en ambos lados de la Laguna se encontró *R. natans*.

La colecta de *R. natans* se realizó utilizando una red de plástico con un diámetro de 7 cm, obteniendo un total aproximado de 1 kg de muestra para los estudios de laboratorio. Para la recolección de sedimentos, se empleó una draga Ponar Petite, recolectando alrededor de 1 kg de sedimento en 5 sitios diferentes de la Laguna. Las muestras de la hepática se almacenaron en cubetas de plástico de 20 L de capacidad, mientras que los sedimentos fueron colocados en bolsas de plástico transparente, para su traslado al laboratorio. Todas las muestras fueron etiquetadas adecuadamente y transportadas al laboratorio para su procesamiento y análisis. El muestreo de agua en la Laguna se realizó en tres puntos diferentes, distribuidos en el lado izquierdo, derecho y central, debido a la división natural de la Laguna por un sendero. En cada uno de estos puntos, se tomaron dos muestras independientes de agua a una profundidad de 25 cm, con un volumen aproximado de 1L por muestra, lo que resultó en un total de 6 litros de agua recolectada. Las muestras fueron almacenadas en frascos estériles para su preservación y análisis posterior, siguiendo protocolos estándar de muestreo para asegurar la representatividad de cada zona de la Laguna.

Determinación de parámetros fisicoquímicos del agua

La determinación del color del agua se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en la norma mexicana NMX-AA-045-SCFI-2001. Este método se basa en la comparación visual del color verdadero y/o aparente de una muestra de agua natural con una escala estándar de platino-cobalto. Para ello, se empleó el colorímetro DR/890 de la marca Hach. La medición del color permite evaluar la presencia de sustancias disueltas o en suspensión que afectan la calidad del agua, brindando información sobre su condición estética y posibles contaminantes presentes.

El análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) se llevó a cabo utilizando el método espectrofotométrico de reflujos cerrado, conforme al método 5220 del American Public Health Association (APHA, 1998). Este método consiste en oxidar la materia orgánica presente en la muestra mediante un exceso de dicromato de potasio en medio ácido, en presencia de catalizadores. La digestión de la muestra se realizó a una temperatura controlada de 150 ± 2 °C durante 2 horas en un sistema cerrado. Posteriormente, la concentración de DQO, que indica la cantidad de oxígeno requerido para oxidar los compuestos presentes en la muestra, se determinó en un intervalo de 100-1000 mg/L de O₂. El dicromato restante después de la reacción se midió por espectrofotometría a una longitud de onda de 600 nm, utilizando un espectrofotómetro Thermo Spectronic modelo GENESYS 10uv.

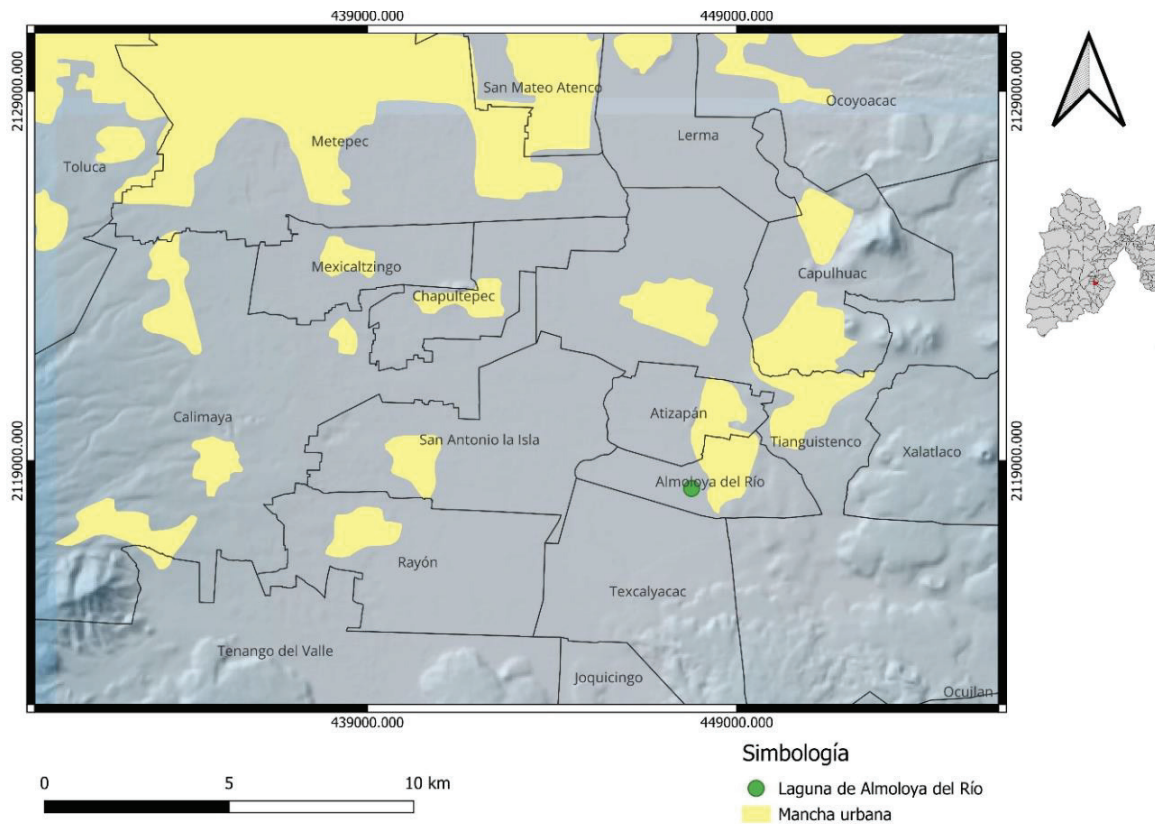


Figura 1. Ubicación de las Ciénegas de Lerma, Laguna de Almoloya del Río, Estado de México

La cuantificación del amonio (NH_4^+) se llevó a cabo mediante el uso de un electrodo selectivo de iones (ESI). Para ello, se utilizó un electrodo marca HANNA, modelo HI 4101, siguiendo los lineamientos establecidos en el método APHA (1998). Este método permite la medición precisa de la concentración de amonio en la muestra, aprovechando la selectividad del electrodo para detectar el ion amonio en soluciones acuosas.

La cuantificación de nitratos se realizó mediante la medición directa de las muestras en un espectrofotómetro Thermo Spectronic, modelo GENESYS 10uv, a una longitud de onda de 220 nm y aplicando la ley de Lambert-Beer. Como la materia orgánica disuelta también puede absorber a 220 nm, y el ion NO_3^- no lo hace a 275 nm, se efectuó una segunda medición a 275 nm para corregir la interferencia de la materia orgánica en la muestra. Esta corrección empírica varía según la naturaleza y concentración de la materia orgánica en cada muestra. Para evitar la interferencia de altas concentraciones de hidróxidos o carbonatos (hasta 1000 mg/L de CaCO_3), se empleó una solución ácida de HCl 1 N.

La cuantificación de fósforo total se realizó conforme a la técnica establecida en la norma mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001, utilizando el método de ácido vanadomolibdofosfórico. Este método se basa en la formación de un heteropoliácido, el ácido vanadomolibdofosfórico, a partir de la reacción del molibdato de amonio con ortofosfatos en condiciones ácidas, en presencia de vanadato. El compuesto resultante presenta un color amarillo cuya intensidad es proporcional a la concen-

tración de fosfato en la muestra. La medición se llevó a cabo mediante espectrofotometría a 420 nm, utilizando un equipo Thermo Spectronic, modelo GENESYS 10uv.

Se prepararon curvas de calibración con estándar externo para la cuantificación de los parámetros de calidad antes mencionados, conforme lo establecen los métodos y técnicas antes mencionadas.

Análisis de metales pesados

Se realizó una digestión ácida acelerada utilizando un horno de microondas (CEM, modelo Mars X 907600, serie XM3047). En el caso de la digestión de las muestras de agua, a 50 mL de muestra, se le añadieron 3 mL de ácido nítrico (HNO_3) y 2 mL de ácido clorhídrico (HCl) de alta pureza de la marca Baker Instra-Analyzed. Esta mezcla se vertió en vasos de teflón (OMNI PLUS XP-1500). Los vasos fueron sellados, colocados en soportes individuales, cerrados con un torque a una presión de 15 libras y colocados en un carrusel dentro del horno de microondas. El proceso de digestión se llevó a cabo hasta alcanzar una temperatura de 170°C y una presión de 300 psi, durante un tiempo total de 30 minutos, empleando el método específico para aguas contaminadas (Abdallah & Bashir, 2023).

Con el objeto de llevar a cabo la digestión de los sedimentos y las hepáticas obtenidas antes y después de las pruebas de sorción, ambos tipos de muestras se secaron en el laboratorio a temperatura ambiente durante 5 días y posteriormente en una estufa de laboratorio a 40°C

durante 24 horas, posteriormente se molió cada una de las muestras en un mortero de ágata hasta obtener un polvo fino, se pesaron aproximadamente 0.25 g de cada muestra y se le añadieron 2 mL de agua ultrapura (UP), 5 mL de ácido nítrico (HNO₃) y 1 mL de ácido fluorhídrico (HF) de alta pureza de la marca Baker Instra-Analyzed.

Se utilizó un método de digestión a microondas, en el que se incrementó la temperatura hasta 200°C y se alcanzó una presión de 240 psi, durante un tiempo total de 30 minutos, posteriormente se adicionaron 15 mL de una solución de ácido bórico (H₃BO₃) al 4% para neutralizar el HF. A continuación, el set de vasos se colocó nuevamente en un carrusel y se introdujo en el horno de microondas, donde se inició el proceso de neutralización, incrementando la temperatura hasta alcanzar 170°C, la cual se mantuvo durante 10 minutos antes de proceder a la fase de enfriamiento. Las muestras digeridas se trasvasaron a frascos de polipropileno y se mantuvieron en refrigeración hasta su análisis.

La cuantificación de los metales se realizó mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica de Flama (Thermo Scientific GFS), utilizando lámparas de cátodo hueco específicas para cada metal. Se determinó, el cadmio (Cd) a 228.7 nm, el cromo (Cr) a 357.9 nm, el hierro (Fe) a 510 nm y el plomo (Pb) a una longitud de onda de 217 nm. Los límites de cuantificación determinados fueron de 0.10 mg/L para Cd, 0.15 mg/L para Cr, 0.05 mg/L para Fe y 0.20 mg/L para Pb. Se prepararon curvas de calibración para cada metal usando al menos 6 diferentes diluciones a partir de soluciones estándar de 1000 mg/L. Con el objeto de tener un control de calidad de calidad analítico de los resultados, se analizó el material certificado de referencia Liquen IAEA-336 en las mismas condiciones que las muestras.

Determinación de la capacidad de bioconcentración

Se prepararon por separado soluciones de Cd, Cr y Pb en concentraciones de 1, 2.5 y 5 mg/L. Para ello, se emplearon nitrato de cadmio (Cd(NO₃)₂), nitrato de plomo (Pb(NO₃)₂) y dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇), los cuales fueron disueltos en agua desionizada en un matraz aforado de 1 L.

Se colocaron aproximadamente 25 g de hepáticas en contenedores de plástico de un litro cada uno, en un agua adicionada con una solución nutritiva tipo Hoagland (Hoagland & Arnon, 1950), que contiene los nutrientes esenciales para el crecimiento y desarrollo adecuado de las plantas. Esta solución fue empleada para garantizar que las hepáticas no estuvieran limitadas por deficiencias nutricionales, minimizando posibles efectos de estrés. Los contenedores de plástico con las hepáticas se colocaron dentro de un invernadero, el cual mantenía la temperatura en aproximadamente 22-25 °C. A cada contenedor con hepáticas se le agregó una solución de Cd, Pb y Cr para que quedaran expuestos los organismos a concentraciones de 1, 2.5 y 5 mg/L por cada metal. Al final se tuvo un control, y tres contenedores con las diferentes concentraciones para cada metal evaluado. Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Se colectaron muestras de hepática y agua a las 24 horas, a los 5 días y a los 10 días para cada metal expuesto, para ello se empleó un colador para drenar el agua y dejar a los organismos con la menor cantidad de agua y se secaron más rápido. Posteriormente las muestras de agua y hepáticas fueron llevadas al laboratorio para su análisis.

Con el objeto de determinar que metal se concentra más en la hepática, se determinó el Factor de Bioconcentración (FBC), el cual se calcula como la relación entre la concentración de una sustancia (en este caso, un metal pesado) en los tejidos de un organismo y la con-

centración de esa sustancia en el medio al cual fue expuesto, generalmente el agua. La fórmula es:

$$FBC = \frac{C_{tejid\os}}{C_{medio}}$$

Donde:

$C_{tejid\os}$ = es la concentración del contaminante en los tejidos del organismo (mg/Kg o µg/Kg).

C_{medio} = es la concentración del contaminante en el medio de exposición, tal como el agua o sedimentos (mg/L o µg/L).

Este factor indica el grado en el que un organismo puede acumular contaminantes presentes en su entorno. Si el FBC es mayor que 1, significa que el organismo tiende a concentrar el contaminante en sus tejidos más que en el ambiente. Un FBC alto puede señalar un riesgo ecológico significativo debido a la alta incorporación del contaminante.

Isotermas de adsorción

Las muestras de la hepática fueron secadas, molidas y tamizadas utilizando una malla de 30 (Petrov *et al.*, 2023). Posteriormente, se prepararon soluciones de Cd, y Pb en diversas concentraciones: 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 120 y 140 mg/L. Todas las soluciones fueron ajustadas a un pH de 6 mediante la adición de ácido nítrico de alta pureza de la marca Baker Instra-Analyzed (Chen *et al.*, 2022).

100 mg de la hepática molida fueron colocados en tubos de polipropileno, añadiendo 10 mL de cada una de las soluciones de metales previamente preparadas. Las muestras se mantuvieron en agitación durante 5 horas a 14 rpm. Al finalizar el tiempo de contacto, se separaron las fases y en la fase líquida se cuantificó el metal residual mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (Jain *et al.*, 2016).

En los estudios de las isotermas de adsorción, estos se realizaron únicamente para el caso del cadmio (Cd) y plomo (Pb) debido a que estos dos elementos presentan una alta toxicidad, no tienen una función biológica conocida y prevalencia en entornos contaminados, lo que los posiciona como elementos prioritarios en investigaciones ambientales. Aunque el cromo (Cr) también representa un riesgo significativo, no se realizó las isotermas de adsorción para este elemento en este trabajo.

Los datos de las isotermas de adsorción fueron analizados mediante los modelos de adsorción isotérmica de Langmuir y Freundlich. La ecuación de Langmuir se da por la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

Donde: C_e es la concentración del metal en equilibrio (mg/L), q_e es la cantidad de metal adsorbido en equilibrio (mg/g); q_m es la capacidad máxima en equilibrio (mg/g), K_L es la constante de Langmuir (L/mg), que indica la fuerza de unión entre las moléculas del metal y *R. natans*.

La isoterma de Freundlich está dada por la siguiente ecuación:

$$q_e = K_F C_e^{1/n}$$

Donde: K_F representa la constante de Freundlich (mg/g) y n se considera la heterogeneidad de la superficie del adsorbente y su afinidad por el adsorbente (García-González *et al.*, 2021).

RESULTADOS

Caracterización del agua de Almoloya del Río

En la Tabla 1 se observan los resultados obtenidos de la caracterización del agua del hábitat de *R. natans*.

El análisis de los resultados obtenidos en el Polígono 1 de las Ciénegas de Lerma, en la Laguna de Almoloya del Río, permitió evaluar la calidad del agua en este ecosistema léntico en términos de oxígeno disuelto (OD) y demanda química de oxígeno (DQO). El oxígeno disuelto presentó un valor promedio de 4.60 ± 1.20 mg/L, lo que indica una disponibilidad suficiente para sustentar procesos biológicos en condiciones naturales, aunque cercano al límite inferior para ecosistemas saludables.

Por otro lado, los valores de DQO total y soluble, de 90 mg/L y 70 mg/L, respectivamente, reflejan una carga orgánica elevada, que excede los límites establecidos para cuerpos de agua considerados de buena calidad, según los parámetros de referencia de la CONAGUA (2024). Estos resultados sugieren la presencia de una significativa cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos susceptibles de oxidación, probablemente vinculados a aportes de origen antropogénico en el área circundante.

La DQO es un indicador clave de la calidad del agua, ya que estima la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica e inorgánica presente, siendo directamente proporcional al grado de contaminación del cuerpo de agua. En este contexto, la combinación de un OD moderado y una DQO elevada sugiere que, aunque el ecosistema no se encuentra en condiciones críticas, existe un riesgo latente de deterioro ambiental. Dado que la Laguna de Almoloya es un cuerpo de agua léntico, es particularmente vulnerable a la acumulación de nutrientes y materia orgánica, lo que podría favorecer la eutrofización en ausencia de medidas de control adecuadas. Estos resultados subrayan la necesidad de implementar estrategias de manejo y monitoreo continuo para mitigar los impactos antropogénicos y preservar la calidad ecológica del sistema.

Según los resultados obtenidos en la Laguna de Almoloya del Río y conforme a lo estipulado en la Ley Federal de Derechos sobre el uso del agua para la protección de la vida acuática en agua dulce, incluye humedales (Uso 3), se observa que el pH de 7.03 ± 0.05 se encuentra dentro del rango permitido de 6.5 a 8.5, lo que sugiere que las condicio-

nes del agua son adecuadas para la vida acuática en términos de acidez y alcalinidad (SEMARNAT, 2024). Sin embargo, el análisis de fósforo total arroja un valor de 4.09 ± 0.71 mg/L, considerablemente superior al límite máximo recomendado por la legislación de 0.05 mg/L (SEMARNAT, 2024), lo que indica una alta concentración de este nutriente lo cual podría generar problemas de eutrofización, afectando negativamente el ecosistema acuático. En cuanto al amonio, los resultados muestran un valor de 13.93 ± 1.14 mg/L, el cual es más de 230 veces superior al límite que marca la Ley Federal de Derechos sobre el uso del agua para la protección de la vida acuática en agua dulce, incluye humedales (Uso 3), el cual es de 0.06 mg/L, lo cual puede indicar altos niveles de contaminación orgánica, bajos niveles de oxígeno o una biodegradación insuficiente en la Laguna. Los nitratos, aunque no se establece un parámetro específico en la normativa antes mencionada, los resultados de 38.08 ± 0.86 mg/L indican una presencia alta de estos compuestos, lo que podría tener implicaciones en la calidad del agua y en la salud de los organismos acuáticos, ya que niveles elevados de nitratos, pueden promover el crecimiento excesivo de algas y en combinación con bajas concentraciones de oxígeno disuelto, pueden inducir la formación de nitritos, los cuales son muy tóxicos para los organismos acuáticos. Es fundamental realizar un monitoreo constante y tomar medidas correctivas para evitar impactos ambientales negativos en esta Laguna, considerando la alta concentración de fósforo, amonio y nitratos que podrían comprometer la biodiversidad acuática (SEMARNAT, 2024).

Los resultados obtenidos en la Laguna de Almoloya del Río muestran que, aunque el pH se encuentra dentro de los límites adecuados para la vida acuática, varios otros parámetros, como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), amonio, nitratos y fósforo total, indican una carga significativa de contaminantes. Estas condiciones podrían afectar la salud de los ecosistemas acuáticos, ya que los altos niveles de materia orgánica, nutrientes y compuestos tóxicos pueden inducir fenómenos de eutrofización, que alteran el equilibrio natural y reducen la disponibilidad de oxígeno. Es esencial continuar con el monitoreo y la gestión efectiva de los recursos hídricos para prevenir impactos ambientales a largo plazo y asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos en la región.

Metales pesados en el agua, sedimento y *R. natans*

En la Tabla 2 se pueden observar los resultados obtenidos de los metales pesados Cd, Cr, Fe y Pb en el agua, sedimento y en las hepáticas colectadas para realizar las pruebas de bioconcentración e isotermas de adsorción.

El análisis de los metales pesados en la Laguna de Almoloya del Río muestra que, en el caso del cadmio, todas las muestras se encuentran por debajo del límite de detección, tanto en el agua, los sedimentos y la hepática, lo que sugiere que este metal no está presente en concentraciones detectables y, por lo tanto, no representa un riesgo inmediato en el ecosistema estudiado.

En el caso del plomo, también se registra que los niveles en el agua y en la hepática están por debajo del límite de detección, lo que indica una ausencia de este metal pesado en estos compartimentos. Sin embargo, en los sedimentos, los niveles de plomo son de 55.44 mg/Kg, lo que podría sugerir una acumulación en el sedimento, aunque no esté presente en el agua o en la hepática. Esto puede implicar una posible fuente de contaminación localizada o histórica en los sedimentos o a la presencia del plomo en formas insolubles que se acumulan en los sedimentos.

Tabla 1. Resultados de los análisis fisicoquímicos del agua de la Laguna de Almoloya de Río, Estado de México

Prueba	Concentración
pH	7.03 ± 0.05
Oxígeno disuelto	4.60 ± 1.20 mg/L
DQO total	90 ± 1.76 mg/L
DQO soluble	70 ± 0.05 mg/L
Amonio	13.93 ± 1.14 mg/L
Nitrato	38.08 ± 0.86 mg/L
Fósforo total	4.09 ± 0.71 mg/L

Tabla 2. Concentración de Cd, Cr, Fe y Pb en el agua y sedimento de la Laguna de Almolya de Río, Estado de México

Matriz	Elemento			
	Cadmio	Plomo	Hierro	Cromo
Agua (mg/L)	< 0.10	< 0.20	0.54	< 0.15
Sedimento (mg/Kg)	< 0.10	55.44	35,967	142.9
<i>R. natans</i> (mg/Kg)	< 0.10	< 0.20	1,607	< 0.15

El hierro presenta una concentración de 0.54 mg/L en el agua y 1,607 mg/Kg en la hepática, indicando una presencia relativamente alta de este metal tanto en el agua como en los organismos acuáticos. Este valor es esperado, dado que el hierro es un metal esencial para muchos organismos acuáticos y su presencia no necesariamente indica contaminación. Sin embargo, se deben realizar más estudios para verificar los efectos potenciales de las altas concentraciones en el entorno local.

Por último, el cromo se encuentra por debajo del límite de detección tanto en el agua como en la hepática, con una concentración de 142.9 mg/Kg en los sedimentos. Al igual que con el plomo, la presencia de cromo en los sedimentos puede ser indicativa de una acumulación histórica de este metal o a la presencia de formas insolubles del cromo en la Laguna, sin embargo, las bajas concentraciones en el agua y en la hepática, sugieren que estas concentraciones probablemente no afectan negativamente a los organismos acuáticos de la Laguna.

En conclusión, al no observar la presencia de metales pesados en la hepática (excepto por el hierro), debido a que los niveles de concentración fueron inferiores a los límites de cuantificación de la técnica analítica usada, se puede asegurar que la planta acuática está relativamente libre de los metales estudiados, lo que la hace adecuada para pruebas de bioconcentración e isotermas de adsorción. Estos resultados son positivos, ya que sugieren que la hepática puede ser utilizada como un organismo de referencia en estudios de bioacumulación y adsorción de contaminantes, sin interferencia significativa de los metales pesados analizados.

Capacidad de bioconcentración

En la Tabla 3 se observa el promedio calculado de los FBC para la hepática en las soluciones de 1, 2.5 mg/L y 5 mg/L y un tiempo de exposición de 10 días de los metales plomo, cadmio y cromo. El metal que mayor acumulación presentó, en los experimentos fue el plomo, seguido del cadmio y por último el cromo.

La tabla presenta los datos de FBC de los tres metales pesados (plomo, cadmio y cromo) en diferentes concentraciones (1 mg/L, 2.5 mg/L y 5 mg/L), junto con los promedios de cada metal a esas concentraciones.

En el caso del plomo, se observa un FBC más alto a bajas concentraciones. A 1 mg/L, el FBC es de 262, disminuyendo a 239 a una concentración de 2.5 mg/L y a 167 a una concentración de 5 mg/L. Esta tendencia es consistente con lo reportado en otros estudios, donde se ha señalado que los organismos tienden a acumular mayores cantidades de metales a concentraciones bajas, lo que puede ser una respuesta fisiológica para manejar o tolerar niveles elevados de estos contaminantes o a que la desintoxicación comienzan a actuar mediante mecanismos, como la inducción de Glutación (GSH), lo que reduce su incorporación al organismo expuesto (Madiha *et al.*, 2022, Bellini *et al.*, 2023, Macedo-Miranda *et al.*, 2024).

El cadmio también muestra una disminución en el FBC a medida que la concentración aumenta. A 1 mg/L el FBC es de 159, a 2.5 mg/L es de 132 y a 5 mg/L es de 107, con un promedio de 133. Al igual que con el plomo, los metales en concentraciones bajas tienden a ser más fácilmente absorbidos por los organismos, mientras que, a concentraciones más altas, el sistema puede experimentar saturación o efectos tóxicos que reducen la acumulación (Phaenark *et al.*, 2024).

En cuanto al cromo, los FBC también siguen un patrón similar: 106 a 1 mg/L, 80 a 2.5 mg/L y 83 a 5 mg/L, con un promedio de 90. Aunque en este último caso, la caída en los valores de los FBC no es tan pronunciada como con el plomo y el cadmio, la tendencia sigue siendo la misma: mayor acumulación en concentraciones más bajas.

En resumen, los FBC muestran una tendencia común en la mayoría de los metales: a medida que la concentración del metal aumenta, la acumulación disminuye. Este patrón puede ser debido a que solo se evaluaron tres concentraciones por metal, sin embargo, este comportamiento ha sido ampliamente documentado, ya que se ha observado que en concentraciones bajas los organismos pueden manejar o acumular más fácilmente los metales, mientras que a concentraciones más altas se generan efectos tóxicos que limitan la acumulación (Khushbu *et al.*, 2022).

Isotermas de adsorción

En la Figura 2, se puede observar el gráfico del modelo de Langmuir para la adsorción del cadmio, en donde se calculó una R^2 de 0.9493, una constante de afinidad (K_L) de 4.619 L/mg y una capacidad de adsorción de 4.38 mg/g. Mientras que en la Figura 3 se puede observar el gráfico que representa la isoterma de Freundlich, la cual muestra una $R^2 = 0.9417$, una constante de la adsorción en el equilibrio (K_F) de 0.8149 mg/L y una n de 0.7195.

Tabla 3. Factores de Bioconcentración obtenidos en los bioensayos de *R. natans* expuesta a diferentes concentraciones de metales en solución

Metal	Concentración de 1 mg/L	Concentración de 2.5 mg/L	Concentración de 5 mg/L	Promedio \pm Desviación estándar
Plomo	262	239	167	223 \pm 50
Cadmio	159	132	107	133 \pm 26
Cromo	106	80	83	90 \pm 14
Promedio \pm Desviación estándar	176 \pm 79	150 \pm 81	119 \pm 43	

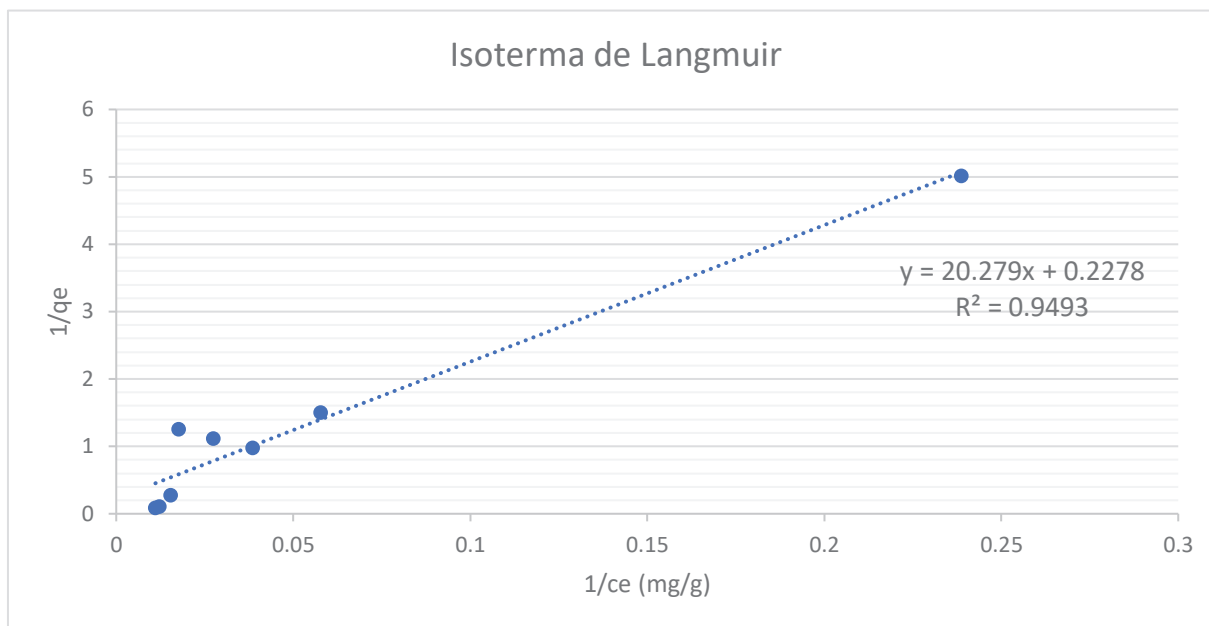


Figura 2. Ajuste de los datos experimentales de cadmio al modelo de Langmuir

En la Figura 4 se presenta el gráfico correspondiente al modelo de Langmuir para la sorción del metal plomo, el cual mostró un valor de $R^2 = 0.8863$, una constante de afinidad (K_f) de 0.7573 L/mg y una capacidad de sorción en monocapa (q_{max}) de 26.66 mg/g. Por otro lado, en la Figura 5 se muestra el gráfico del isoterma de Freundlich, que presentó un $R^2 = 0.9567$, una constante de adsorción en equilibrio (K_f) de 3.04 y un valor de $n = 2.97$.

Los resultados obtenidos indican que el modelo que mejor se ajustó a los datos experimentales para la adsorción de iones de plomo fue el modelo de Freundlich. Este modelo es adecuado para describir la adsorción en superficies heterogéneas y se caracteriza por su capacidad de representar la biosorción en multicapa, sugiriendo que la concentración de biosorbato en la superficie del biosorbente aumenta con la concentración de iones de plomo, lo cual es consistente con los valores de k_f y n observados.

DISCUSIÓN

La calidad del agua de la Laguna de Almoloja del Río, según los resultados obtenidos y la legislación vigente, presenta varios indicadores que permiten identificar su estado y su relación con los parámetros establecidos por la Ley Federal de Derechos y Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales (SEMARNAT, 2024). En primer lugar, el oxígeno disuelto (OD) es de 4.60 mg/L, lo que se encuentra ligeramente por debajo del valor mínimo recomendado de 5.0 mg/L para la protección de la vida acuática en aguas dulces y humedales. Un valor inferior a este umbral puede indicar condiciones subóptimas para los organismos acuáticos, dado que el oxígeno disuelto es fundamental para la respiración de muchas especies acuáticas, y niveles bajos pueden inducir estrés o incluso mortalidad en organismos sensibles (Mo-

ra-Orozco *et al.*, 2018). Aunque el valor es cercano al límite, no es ideal para mantener una biodiversidad acuática saludable.

En cuanto al fósforo total, el valor obtenido de 4.09 mg/L es considerablemente más alto que el umbral de 0.05 mg/L establecido por la ley para las aguas que buscan prevenir la eutrofización. Un nivel tan alto de fósforo puede promover el crecimiento excesivo de algas, lo que a su vez puede generar una disminución en la concentración de oxígeno y la biodiversidad acuática. Este tipo de alteraciones son características de ambientes en proceso de eutrofización, lo cual podría deteriorar aún más la calidad del agua y afectar negativamente la vida acuática (Korpinen *et al.*, 2015).

El amonio se presenta en niveles extremadamente elevados (13.93 mg/L) en el agua de la Laguna de Almoloja del Río con relación al límite marcado por la legislación mexicana (0.06 mg/L), estas concentraciones seguramente están relacionadas con las descargas de aguas residuales urbanas sin tratamiento que llegan a Laguna, con los bajos niveles de oxígeno disuelto y con la baja capacidad de degradación aerobia que existe en el agua. En cuanto a los nitratos, no se reporta un valor de referencia específico en la Ley Federal de Derechos para el agua destinada a la protección de la vida acuática, aunque el valor obtenido de 38.08 mg/L sugiere una concentración relativamente alta, lo que podría implicar una contaminación por nutrientes provenientes de las aguas residuales sin tratamiento y a las actividades agrícolas o urbanas. Así mismo, los nitratos en niveles elevados y los nitritos, pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos, así como un indicador de la contaminación proveniente de las aguas residuales (Gomez *et al.*, 2020).

La demanda química de oxígeno (DQO), con un valor de 90 mg/L, cae dentro del rango de aguas contaminadas según la clasificación de la CONAGUA (2024), ya que los valores superiores a 40 mg/L y hasta 200 mg/L indican aguas que han sido afectadas por descargas de

aguas residuales sin tratamiento adecuado, lo cual se refuerza también con las altas concentraciones de amonio presentes en el agua. Este resultado es indicativo de que la Laguna ha recibido una carga orgánica considerable, lo que, sumado al elevado nivel de fósforo, refuerza la idea de que la Laguna está en un proceso de deterioro ecológico debido a la contaminación por descargas de aguas residuales y/o nutrientes (Neijnens *et al.*, 2023).

Finalmente, el pH de 7.03 es adecuado para la protección de la vida acuática, ya que se encuentra dentro del rango ideal de 6.5 a 8.5 para aguas dulces. Este valor sugiere que, en términos de acidez y alcalinidad, la Laguna no presenta alteraciones graves que pudieran afectar la supervivencia de las especies acuáticas en este aspecto.

El análisis de metales acumulados en musgos, líquenes y hepáticas proporciona un método rentable, efectivo y biológicamente significativo para identificar tendencias espaciales en la distribución de metales en ecosistemas terrestres. El uso de briofitas como biomonitores de la deposición de metales pesados ha sido ampliamente aceptado. Aunque comúnmente se asume que los musgos reflejan principalmente las entradas atmosféricas, se ha demostrado que también reciben elementos de fuentes distintas a la deposición antropogénica atmosférica, como partículas minerales, principalmente polvo de suelo arrastrado por el viento, y la absorción a través de los rizomas (Sinha *et al.*, 2021). En el caso de las hepáticas, salvo un trabajo reportado por Boudet *et al.*, (2011) en donde reportan de manera preliminar la capacidad de *R. natans* para acumular y eliminar metales pesados de los sedimentos y el agua, no existen reportes adicionales en la literatura que indiquen su uso como organismos monitores de la contaminación acuática o atmosférica, por lo que este trabajo se constituye como un trabajo pionero en el uso de estos organismos para su potencial uso en el biomonitorio de la contaminación del agua o el aire.

En las muestras de agua, sedimento y hepática analizadas, el valor de cadmio (Cd) fue ≤ 0.10 mg/Kg (límite de cuantificación). No obstante, es importante considerar que este límite puede variar según la matriz analizada. Respecto al plomo (Pb), el valor determinado en las muestras de agua y hepática fue menor al límite de cuantificación (0.20 mg/Kg), lo que indica que no se detectó plomo en estas matrices. Sin embargo, en el sedimento se cuantificó un valor de 55.44 mg/Kg, lo que podría sugerir una acumulación significativa de este metal en los sedimentos de la Laguna. Este hallazgo es relevante, ya que se realizó el muestreo en el mes de noviembre, durante la temporada de caza de patos en la Laguna, lo cual podría influir en la concentración de plomo en los sedimentos debido a las actividades humanas, como el uso de municiones de plomo durante la caza. Este tipo de contaminación por plomo ha sido reportado en estudios previos en ecosistemas acuáticos, donde las actividades recreativas y la descarga de municiones han llevado a la acumulación de este metal pesado en el sedimento (García-Comendador *et al.*, 2017).

En cuanto al hierro (Fe), este se cuantificó en todas las muestras, con una concentración notablemente más alta en los sedimentos (35,967 mg/Kg), lo cual es consistente con los niveles generalmente elevados de hierro en ambientes acuáticos ricos en materia orgánica. Sin embargo, para contextualizar mejor estos niveles, sería útil comparar los resultados obtenidos con estudios realizados en otras lagunas y cuerpos de agua de características similares, a fin de determinar si los valores encontrados están dentro de los rangos esperados para estos metales en este tipo de ecosistemas. Comparaciones con investigaciones previas en otras lagunas o ecosistemas acuáticos permitirán evaluar si los niveles de plomo y hierro en esta Laguna son preocupantes desde el punto de vista ecológico o si se encuentran dentro de un rango aceptable, según los estándares de calidad ambiental establecidos para cuerpos de agua dulce (Martínez-Austria *et al.*, 2019).

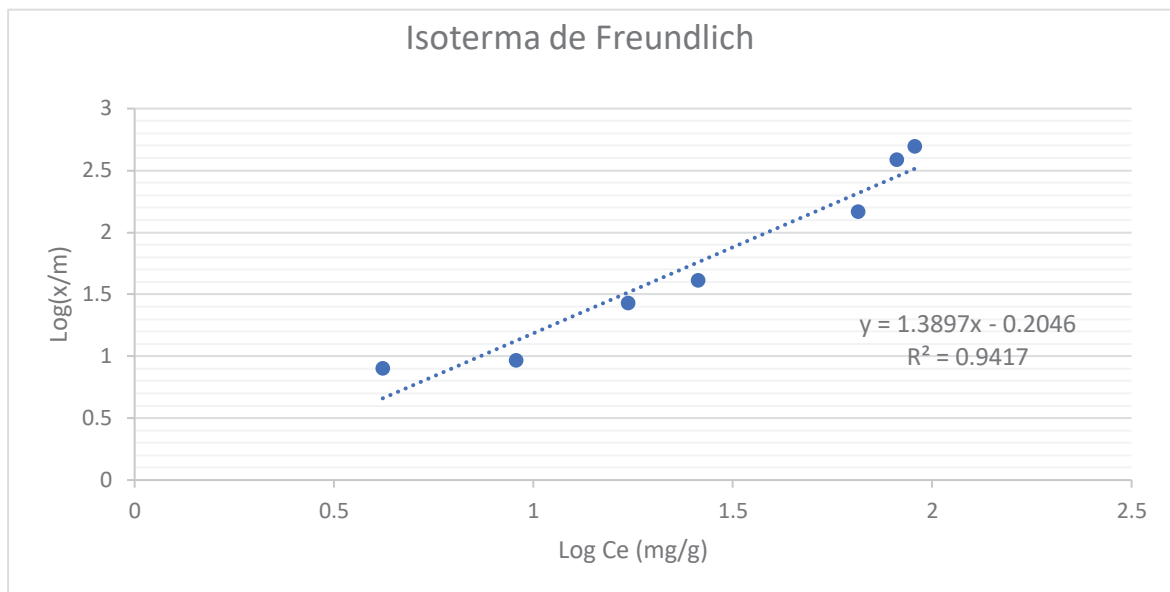


Figura 3. Ajuste de los datos experimentales de cadmio al modelo de Freundlich

Los resultados obtenidos en este estudio revelan diferencias significativas en las concentraciones de cromo en diversas matrices del sistema acuático de Lerma, específicamente en el agua, los sedimentos y en la planta acuática *Ricciocarpus natans*. A través del análisis de estos datos, es posible abordar las implicaciones ambientales y ecológicas de la presencia de cromo en el ecosistema. La concentración de cromo en el agua del polígono 1 de Lerma fue inferior al límite de detección ($< 0.15 \mu\text{g/L}$), lo que sugiere que no hay una contaminación significativa del agua en ese punto específico. Por otro lado, los sedimentos del polígono 1 presentaron una concentración de cromo notablemente más alta, alcanzando los 142.88 mg/Kg . Este hallazgo es consistente con estudios previos que han identificado a los sedimentos acuáticos como reservorios potenciales de contaminantes, especialmente metales pesados, debido a su capacidad para adsorber estos compuestos. La alta concentración de cromo en los sedimentos podría ser indicativa de contaminación histórica acumulada en el área, posiblemente derivada de actividades industriales, agrícolas o urbanas (Avila-Pérez *et al.*, 1999).

En cuanto a *Ricciocarpus natans*, esta especie mostró concentraciones de cromo inferiores al límite de detección ($< 0.15 \text{ mg/Kg}$), lo cual indica que este organismo refleja las condiciones del cromo en el agua, el cual se presenta en bajas concentraciones y además que, a pesar de que en los sedimentos existen altas concentraciones, seguramente estas se encuentran en formas poco biodisponibles ya que no se refleja en las cantidades acumuladas por la hepática en la Laguna. En conclusión, los resultados obtenidos proporcionan información valiosa sobre la distribución del cromo en el ecosistema acuático de Lerma, destacando la importancia de considerar múltiples matrices (agua, sedimentos, organismos) para evaluar de manera integral la contaminación por metales pesados.

Este análisis comparativo destaca las variaciones en las concentraciones de metales pesados en diferentes cuerpos de agua, lo que refleja tanto las fuentes de contaminación como las características ambientales de cada zona. Para comprender mejor las implicaciones

ecológicas de estos valores, sería útil consultar estudios adicionales en otros ecosistemas acuáticos similares, con el fin de obtener un marco de referencia más amplio y establecer posibles patrones de contaminación o la falta de ellos en regiones no afectadas por actividades antropogénicas intensas.

Capacidad de bioconcentración

Las briófitas son eficaces bioacumuladoras gracias a su estructura sencilla y su alta relación superficie-volumen, lo que les permite absorber metales pesados directamente del agua y el aire. Además, su pared celular, rica en polisacáridos y proteínas, tiene una alta afinidad por los contaminantes, facilitando su acumulación. Estas características hacen de las briófitas una herramienta valiosa tanto para la bioremediación como para el monitoreo ambiental (Nnaji *et al.*, 2023).

Las briófitas han demostrado ser bioindicadores destacados gracias a su capacidad para acumular y monitorizar contaminantes del entorno. Estas plantas presentan características morfológicas y fisiológicas que las hacen idóneas para actuar como biofiltros naturales. El estudio de especies como *Leptodictyum riparium*, *Vesicularia montagnei* y *Taxiphyllum barbieri*, no sólo describe protocolos para el cultivo in vitro en condiciones axénicas, sino que también evidencia la especificidad de absorción de elementos traza dependiendo de la especie. Estas propiedades resaltan el potencial de las briófitas en aplicaciones prácticas de restauración ambiental y mitigación de la contaminación (Anglana *et al.* 2024).

Los resultados muestran un mayor factor de bioconcentración para los metales estudiados en la concentración más baja a la que se expuso la hepática, y este factor de bioconcentración disminuyó a medida que aumentaba la concentración expuesta. Esto es un claro indicio de que el musgo incorpora con rapidez el metal y posteriormente alcanza un punto de saturación o comienzan a actuar los mecanismos de desintoxicación, como la inducción de Glutatió (GSH), lo que reduce su incorporación al organismo expuesto (Bellini *et al.*, 2023).

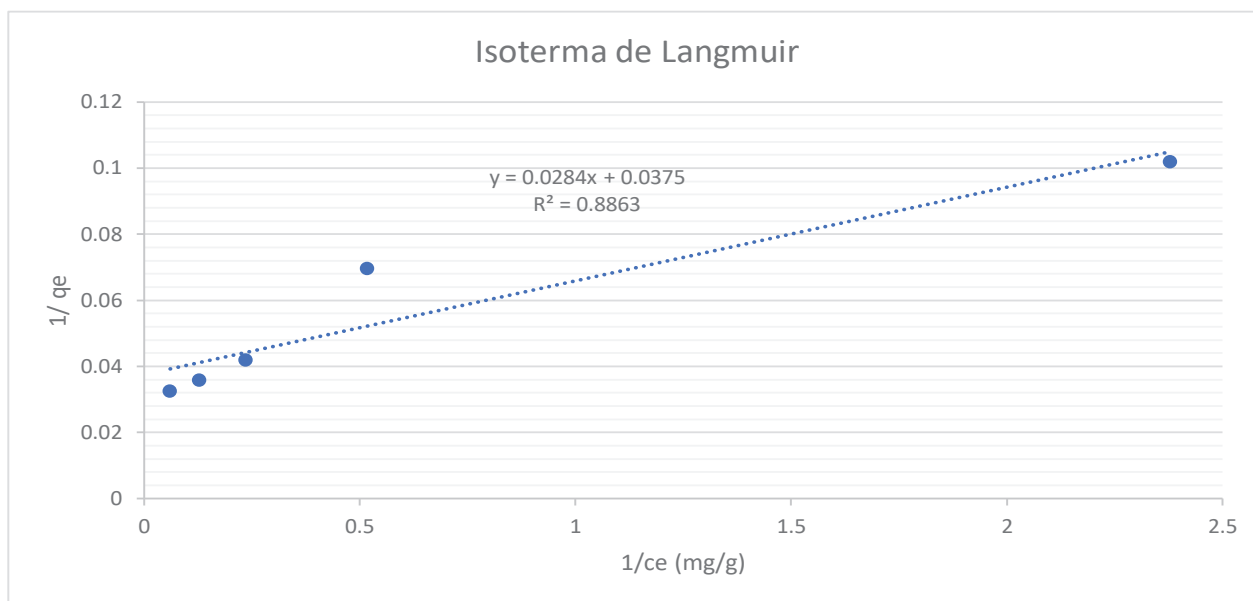


Figura 4. Ajuste de los datos experimentales de plomo al modelo de Langmuir

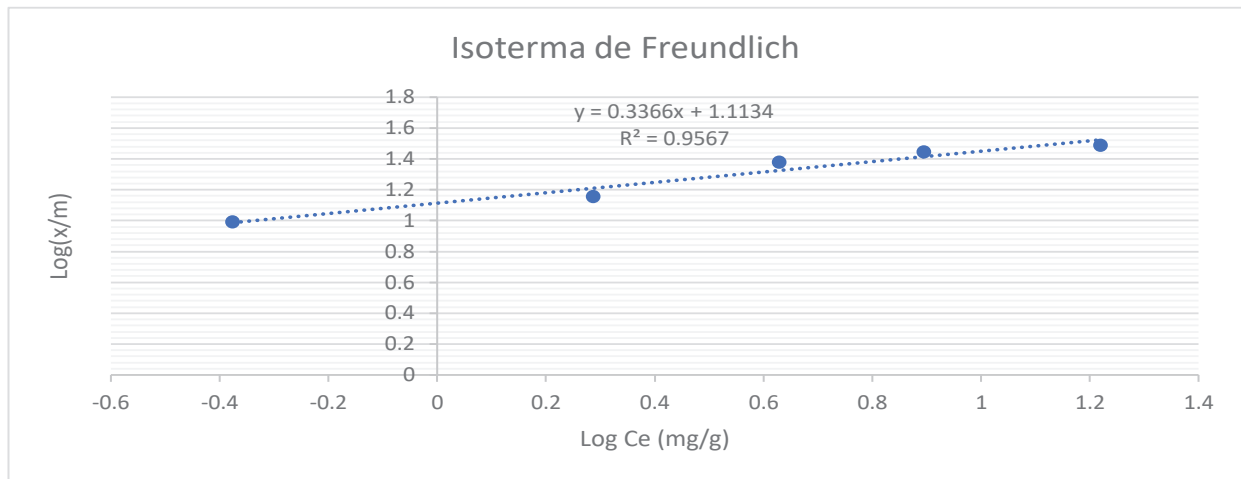


Figura 5. Ajuste de los datos experimentales de plomo al modelo de Freundlich

Diferentes niveles de bioconcentraci3n en condiciones similares pueden ser causados por mecanismos de transporte espec3ficos de cada metal, probablemente involucrando proteínas transportadoras de membrana espec3ficas (Vázquez *et al.*, 2000). Esto es probablemente cierto para el Cr, ya que es un micronutriente esencial importante para la hepática, pero no para el caso del Cd y Pb, en donde el transporte de estos dos metales en la hepática probablemente no está espec3ficamente regulado.

Macedo Miranda *et al.*, (2024) reportan factores de bioconcentraci3n en el musgo epífito *L. angustata* para plomo (Pb) y cadmio (Cd) a diferentes concentraciones de exposici3n. En el caso de Pb, los valores oscilaron entre 80.8 y 204.3, mostrando un incremento proporcional a la concentraci3n del metal en el medio, con un máximo de 223.6 a una concentraci3n de exposici3n de 40 mg/L. En el caso del Cd, los factores variaron de 8.96 a 27.48, con una tendencia similar de aumento en respuesta a mayores concentraciones de exposici3n, alcanzando un máximo de 28.30 a una concentraci3n de exposici3n de 10 mg/L. Estos valores reflejan una alta afinidad y capacidad de *L. angustata* para bioconcentrar estos metales.

Comparativamente, en el presente estudio con *Ricciocarpus natans*, los promedios de los factores de bioconcentraci3n fueron significativamente más altos para Pb (223 mg/L) y Cd (133 mg/L) incluso a concentraciones iniciales mucho menores (1-5 mg/L). Esto sugiere que *R. natans* podría tener una capacidad de acumulaci3n más eficiente en ambientes acuáticos, donde las condiciones favorecen una interacci3n más directa y efectiva con los metales presentes. Debido a que en este trabajo y a diferencia del estudio de Macedo Miranda *et al.*, (2024), las pruebas de capacidad de bioconcentraci3n se realizaron mediante la exposici3n directa de la hepática en las soluciones con los metales, mientras que, en el trabajo antes citado, se realizaron a través de la exposici3n del organismo a las soluciones de metales mediante la aspersi3n sobre los organismos, simulando una exposici3n atmosférica.

Isotermas de adsorci3n

En investigaciones recientes sobre la capacidad de adsorci3n de metales pesados en especies vegetales, se ha utilizado ampliamente el modelo de Langmuir y el de Freundlich. Por ejemplo, Kovár *et al.*, (2023)

realizaron experimentos con *Ficus elastica*, observando que el modelo de Langmuir describi3 de manera más precisa la adsorci3n de metales como Fe y Cr, mientras que el modelo de Freundlich se ajust3 mejor a metales como Zn, Cu, Pb y Cd. La diferencia en los ajustes sugiere que la adsorci3n varía dependiendo del metal presente en la superficie vegetal. En su estudio, Kovár *et al.*, (2023) informaron que la capacidad máxima de adsorci3n fue mayor para el metal Cd en comparaci3n con otros metales, lo que indica una alta afinidad de las hojas de *Ficus elastica* por este metal en particular. Esta diferencia en la capacidad de adsorci3n resalta la importancia de seleccionar el modelo adecuado para caracterizar la interacci3n entre los metales y las superficies vegetales, ya que no todos los metales siguen el mismo patr3n de adsorci3n. Además, el análisis de la isoterma de Freundlich indic3 que la adsorci3n de Pb y Zn en *Ficus elastica* mostr3 una afinidad más heterogénea, lo que sugiere que las superficies vegetales presentan sitios de adsorci3n con diferentes energías. Esto es característico del modelo de Freundlich, que se aplica mejor a sistemas con heterogeneidad de superficie, mientras que Langmuir se utiliza cuando los sitios de adsorci3n son homogéneos.

Por otro lado, también se han utilizado estos modelos para describir la adsorci3n de Pb(II) en biochar derivado de residuos vegetales, demostrando que ambos modelos (Langmuir y Freundlich) se ajustaron bien a los datos experimentales, con R^2 superiores al 96%. Este estudio confirm3 que el proceso de adsorci3n de Pb(II) en biochar es espontáneo y exerg3nico, lo que sugiere que el material tiene un gran potencial para la remoci3n de metales pesados en soluciones acuosas, una aplicaci3n relevante en la limpieza ambiental (Yang *et al.*, 2023).

La comparaci3n entre los modelos de Langmuir y Freundlich en diferentes especies vegetales y materiales adsorbentes refleja la versatilidad de estos modelos para estudiar la adsorci3n de metales pesados en diversas condiciones. Mientras que el modelo de Langmuir es útil para metales que tienen una alta afinidad por la superficie y se adsorben de manera homogénea, el modelo de Freundlich es más adecuado para metales que interactúan de forma más compleja con la superficie adsorbente, lo que refleja una mayor heterogeneidad en el proceso de adsorci3n (Raji *et al.*, 2023, Wang & Guo, 2023).

Estudios recientes también han demostrado la eficacia de las briofitas, como *Marchantia polymorpha*, en la adsorción de metales pesados, especialmente Cd y Pb. Estos organismos presentan una alta capacidad de adsorción, con un comportamiento para el caso del Cd que sigue el modelo de Langmuir, lo que indica una afinidad considerable de la planta por este metal. Por otro lado, la adsorción de Pb en *Marchantia polymorpha* mostró un ajuste más cercano al modelo de Freundlich, lo que sugiere que los sitios de adsorción son más heterogéneos (Ares *et al.*, 2018). Esta diferencia en los patrones de adsorción entre los metales podría estar relacionada con las características químicas de los metales, como su carga y tamaño, lo que influye en la interacción con las superficies de las briofitas.

Recientemente se ha demostrado que las hepáticas, antoceros y musgos tienen un potencial significativo para absorber metales pesados, lo que las convierte en herramientas útiles para el biomonitorio. Debido a la falta de un sistema vascular eficiente, se ha podido observar la deposición de metales pesados en estos organismos. También se ha observado, que el tejido de las briofitas es un poderoso intercambiador de iones con el medio ambiente, por lo tanto, acumulan metales pesados de las fuentes de contaminación en donde estas crecen o se exponen, especialmente en muestras de arroyos contaminados. Se ha reportado también un patrón similar, con un ajuste mayor al modelo de Freundlich para metales como Cu y Zn. Esto podría deberse a la mayor complejidad de las interacciones metal-planta en comparación con el Cd, lo que sugiere que los grupos funcionales involucrados en la adsorción, como carboxilos y fenoles, son más diversos en las hepáticas (Mahapatra *et al.*, 2019, Barukial & Hazarika, 2022).

CONCLUSIONES

La hepática *R. natans* ha demostrado una significativa capacidad de sorción de metales pesados, con una bioconcentración destacada para plomo (Pb), cadmio (Cd) y cromo (Cr), lo que subraya su potencial para el biomonitorio y la fitorremediación en ecosistemas acuáticos y/o terrestres contaminados. Los factores de bioconcentración encontrados para Pb (223) y Cd (133) indican una selectividad notable por estos metales, lo que sugiere que *R. natans* podría ser especialmente eficaz en la remoción de estos contaminantes de ambientes acuáticos. Debido a lo anterior, se sugiere su uso como un biomaterial para el biomonitorio de metales pesados en ecosistemas acuáticos o terrestres, en el tratamiento del agua y del aire para la remoción de metales pesados, así como en la biorremediación de sitios contaminados con estos contaminantes.

R. natans muestra una capacidad máxima de sorción (q_{\max}) superior para el plomo (26.7 mg/g) que para el cadmio (4.38 mg/g). Esta diferencia en la capacidad de sorción puede estar asociada a la afinidad específica de la hepática por estos metales, así como a las características estructurales y bioquímicas de su pared celular.

Las diferencias en la eficiencia de sorción entre los metales se deben en parte a las propiedades químicas de cada metal y a su interacción con los sitios de adsorción disponibles en *R. natans*. El plomo, al ser un metal más pesado y con una mayor tendencia a formar complejos con ciertos grupos funcionales, puede adherirse con mayor facilidad a las superficies celulares de la hepática, lo que explica su mayor capacidad de sorción en comparación con el cadmio.

La alta capacidad de sorción de *R. natans*, junto con su rendimiento diferencial en la acumulación de metales, sugiere que esta hepática acuática podría ser un biomonitorio efectivo para la medición de la contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos y terrestres y/o para la biorremediación de la contaminación, especialmente en ambientes que sufren de altos niveles de metales pesados como el plomo y el cadmio, sin embargo, surge la necesidad de investigaciones adicionales para comprender mejor los mecanismos bioquímicos involucrados en este proceso. El uso de esta especie en programas de fitorremediación o de biomonitorio podría contribuir significativamente a la restauración de ecosistemas acuáticos contaminados, proporcionando una alternativa ecológica y efectiva frente a la contaminación por metales pesados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca otorgada a Clara Gómez Ensastegui para sus estudios de doctorado.

REFERENCIAS

- ABDALLAH, O & BASHIR, K. 2023. Quantitative determination of heavy metals in water using ICP-MS. *Int. J. Adv. Chem. Res.* 5:1, 115-116. DOI:10.33545/26646781.2023.v5.i1b.192
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 20th Edition. American Public Health Association, Water Environment Federation, and American Water Works Association.
- ANGLANA, C., BAROZZI, F., CAPACI, P., MIGONI, D., ROJAS, M., FANIZZI, F. P. & DI SANSEBASTIANO, G. P. 2024. Characterization of three species of aquatic mosses in axenic culture for biomonitoring and biotechnological applications. *Aquatic Botany*, 193, 103762. DOI: 10.1016/j.aquabot.2024.103762
- ANIČIĆ U., M., ILIĆ, M., RADNOVIĆ, D., VERGEL, K., YUSHIN, N., CHALIGAVA, O. & ZINICOVSCAIA, I. 2024. Comparative biomonitoring of airborne potentially toxic elements using mosses (*Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium* spp.) and lichen (*Evernia prunastri*) over remote areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(35), 48296-48312. DOI: 10.1007/s11356-024-34353-z
- ARES, Á., ITOUGA, M., KATO, Y. & SAKAKIBARA H. 2018. Differential Metal Tolerance and Accumulation Patterns of Cd, Cu, Pb and Zn in the Liverwort *Marchantia polymorpha* L. *Bull Environ Contam Toxicol* 100, 444-450. DOI: 10.1007/s00128-017-2241-0
- AVILA-PÉREZ, P., BALCÁZAR, M., ZARAZÚA-ORTEGA, G., BARCELÓ-QUINTAL, I. & DÍAZ-DELGADO C. 1999. Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *Science of The Total Environment*, 234: 1-3, 185-196. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00258-2
- BARUKIAL, J. & HAZARIKA, P. 2022. Bryophytes as an Accumulator of Toxic Elements from the Environment: Recent Advances. In: Murthy, H.N. (eds) *Bioactive Compounds in Bryophytes and Pteridophytes. Reference Series in Phytochemistry*. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-030-97415-2_6-1

- BELLINI, E., BANDONI, E., GIARDINI, S., SORCE, C., SPANÓ, C., BOTTEGA, S., FONTANINI, D., KOLA, A., VALENSIN, D., BERTOLINI, A., SABA, A., PAOLI, L., ANDREUCCI, A., LI, M., VAROTTO, C. & SANITÀ DI TOPPI, L. 2023. Glutathione and phytochelatins jointly allow intracellular and extracellular detoxification of cadmium in the liverwort *Marchantia polymorpha*. *Environ. Exp. Bot.* 209, 105303. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2023.105303
- BOUDET, L. C., ESCALANTE, A., HAEFTEN, G. V., MORENO, V. & GERPE, M. 2011. Assessment of Heavy Metal Accumulation in Two Aquatic Macrophytes: a Field Study. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 6:1, 57–64. DOI: 10.5132/jbse.2011.01.009
- CENTRO ESTATAL DE VIGILANCIA EPIDEMIOLÓGICA Y CONTROL DE ENFERMEDADES (CEVECE). 2023. Calidad del Aire y Salud en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca. Disponible en línea en: <https://cevece.edomex.gob.mx/sites/cevece.edomex.gob.mx/files/files/docs/boletin/Boletin-Calidad-AireAbri2023.pdf> Boletin-Calidad-Aire-Abri2023.pdf (consultado el 26 febrero 2025)
- CHARKIEWICZ, A. E., OMELJANIUK, W. J., NOWAK, K., GARLEY, M., & NIKLIŃSKI, J. 2023. Cadmium toxicity and health effects—a brief summary. *Molecules*, 28:18, 6620. DOI: 10.3390/molecules28186620
- CHAUDHURI, S. & ROY, M. 2024. Global ambient air quality monitoring: Can mosses help? A systematic meta-analysis of literature about passive moss biomonitoring. *Environment, Development and Sustainability*, 26(3), 5735–5773. DOI: 10.1007/s10668-023-03043-0
- CHEN, X., HOSSAIN, F., DUAN, CH., LU, J., TSANG, Y. F., ISLAM, S. & ZHOU, Y. 2022. Isotherm models for adsorption of heavy metals from water - A review, *Chemosphere*, 307, 135545. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135545
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 2024. Indicadores de la calidad del agua superficial y subterránea. Gerencia de Calidad del Agua. Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/conagua/es/articulos/indicadores-de-calidad-del-agua> (consultado el 30 enero 2025)
- DELGADO, C., BAUTISTA, F., GOGICHAISHVILI, A., CORTÉS, J. L., QUINTANA, P., AGUILAR, D. & CEJUDO, R. 2019. Identificación de las zonas contaminadas con metales pesados en el polvo urbano de la Ciudad de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 35:1, 81–100. DOI: 10.20937/rica.2019.35.01.06
- DESAL, B. H. 2020. 14. United Nations Environment Programme (UNEP), *Yearbook of International Environmental Law*, 31(1), 319–325, DOI: 10.1093/yiel/yvab060
- GARCÍA-CÉSPEDES, D., LIMA-CAZORLA, L. A., RUIZ-GUTIÉRREZ, L., SANTANA-ROMERO, J. L., & CALDERÓN-PENÁLVER, P. A. 2016. Agroecosystems with Probable Health Risks Due to Heavy Metal Contamination. *Revista Cubana de Química*, 28:1, 378–393. <https://cubanaquimica.uo.edu.cu/index.php/cq/article/view/689>
- GARCÍA-COMENDADOR, J., FORTESA, J., CALSAMIGLIA, A., CALVO-CASES, A. & ESTRANY, J. 2017. Post-fire hydrological response and suspended sediment transport of a terraced Mediterranean catchment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42:14, 2254–2265. DOI: 10.1002/esp.4181
- GARCÍA-GONZÁLEZ, A., ZAVALA-ARCE, R. E., AVILA-PÉREZ, P., RANGEL-VAZQUEZ, N. A., SALAZAR-RÁBAGO, J. J., GARCÍA-RIVAS, J. L. & GARCÍA-GAITÁN, B. 2021. Experimental and theoretical study of dyes adsorption process on chitosan-based cryogel. *International Journal of Biological Macromolecules*, 169, 75–84. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2020.12.100
- GÓMEZ, I. D. F., CRAMP, R. L., CRAIG E. F. 2020. Living in polluted waters: A meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. *Environmental Pollution*, 261, 114091. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114091
- GRAIZBORD, B., GONZÁLEZ GRANILLO, J. L., & LÓPEZ IBARRA, O. 2024. Vulnerabilidad y riesgo climático. Los retos de la Ciudad de México hacia el primer tercio del siglo XXI. *Investigaciones Geográficas*, 114. DOI:10.14350/rig.60844
- HOAGLAND, D. R., & ARNON, D. I. 1950. The water-culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Circular*, 347.
- ISINKARALAR, O., ŚWISŁOWSKI, P., ISINKARALAR, K., & RAJFUR, M. 2024. Moss as a passive biomonitoring tool for the atmospheric deposition and spatial distribution pattern of toxic metals in an industrial city. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 513. DOI: 10.1007/s10661-024-12696-x
- JAIN, C.K., MALIK, D.S. & YADAV, A.K. 2016. Applicability of plant based biosorbents in the removal of heavy metals: a review. *Environ. Process.* 3, 495–523. DOI: 10.1007/s40710-016-0143-5
- KHUSHBU, GULATI, R., SUSHMA, KOUR, A. & SHARMA, P. 2022. Ecological impact of heavy metals on aquatic environment with reference to fish and human health. *Journal of Applied and Natural Science*, 14:4, 1471–1484. DOI: 10.31018/jans.v14i4.3900
- KORPINEN, S., BONSDORFF, E., CROWE, T. P., FRID, C. L. J. 2015. Eutrophication and hypoxia: impacts of nutrient and organic enrichment. In: *Marine Ecosystems: Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services*. Ecology, Biodiversity and Conservation. Cambridge University Press, 202–243.
- KOVÁR, F., SMUTNÁ K., HRUŠKA, A., KOUTNÍK, I. & VRÁBLOVÁ, M. 2023. Adsorption and permeability of heavy metals (Fe, Cu, Pb, Zn, Cr, and Cd) onto the adaxial cuticle of *Ficus elastica* leaf. *Scientia Horticulturae*, 321, 112315. DOI: 10.1016/j.scienta.2023.112315
- LÓPEZ V., E. 2020. Análisis de dispersión anual para los contaminantes criterio de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (RAMA-ZMVT), 2017. Tesis de Licenciado en Ciencias Ambientales, Facultad de Planeación Urbana y Regional. Universidad Autónoma del Estado de México. 177 p.
- MACEDO-MIRANDA, M. G., BARRERA-DÍAZ, C. E., AVILA-PÉREZ P., LÓPEZ-SOLÓRZANO, E., ORTIZ-OLIVEROS, H. B. & ZAVALA-ARCE, R. E. 2024. Bioconcentration Capacity of Moss *Leskea angustata* Tayl. for Heavy Metals and Its Application in the Atmospheric Biomonitoring of a Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* 331 120579. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2024.120579
- MADIHA, Z., AL-YAHYAI, R., AMEEN, A., SHARIF, Y., ALI, L., FATIMA, M., KHAN, K.A. & LI, S. 2022. Health and environmental effects of heavy metals, *Journal of King Saud University–Science*. 34:1, 101653. DOI:10.1016/j.jksus.2021.101653
- MAHAPATRA, B., DHAL, N.K., DASH, A.K., PANDA, B.P., PANIGRAHI, K.C.S. & PRADHAN A. 2019. Perspective of mitigating atmospheric heavy metal pollution: Using mosses as biomonitoring and indicator organism. *Environ. Sci. Pollut Res.* 26, 29620–29638. DOI: 10.1007/s11356-019-06270-z

- MARTÍNEZ-AUSTRIA, P. F., DÍAZ-DELGADO, C. & MOELLER-CHAVEZ, G. 2019. Seguridad hídrica en México: diagnóstico general y desafíos principales. *Ingeniería del agua*, 23:2, 107-121.
- MENDOZA, A. 2008. *Ricciocarpus natans* (Marchantiophyta), una hepática acuática en México. *ContactoS*, 70, 67–70.
- MITRA, S., CHAKRABORTY, A. J., TAREQ, A. M., EMRAN T. B., NAINU, F., KHUSRO, A., IDRIS, A. M., KHANDAKER, M. U., OSMAN, H., ALHUMAYDI, F. A. & SIMAL-GANDARA J. 2023. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 35:7, 102823. DOI:10.1016/j.jksus.2022.101865
- MORA-OROZCO, C., FLORES-GARNICA, J. G., FLORES-LÓPEZ, H. E., RUBIO-ARIAS, H. O., CHÁVEZ-DURÁN, Á. A., OCHOA-RIVERO, J. M. & GARCÍA-VELASCO, J. 2018. Variaciones espacio-temporales y modelaje de la concentración de oxígeno disuelto en el lago de Chapala, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9:1, 39-52. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-03
- NADERIZADEH, Z., KHADEMI, H., & AYOUBI, S. (2016). Biomonitoring of atmospheric heavy metals pollution using dust deposited on date palm leaves in southwestern Iran. *Atmósfera*, 29(2), 141-155. DOI:10.20937/ATM.2016.29.02.04
- NEIJENS, F. K., MOREIRA, H., DE JONGE, M. M. J., BART B. H. P. LINNSEN, B. B. H. P., HUIJBREGTS, M. A. J., GEERLING, G. W. & SCHIPPER, A. M. 2023. Effects of nutrient enrichment on freshwater macrophyte and invertebrate abundance: A meta-analysis. *Glob Change Biol.* 30:e17094. DOI:10.1111/gcb.17094
- NNAJI, N.D., ONYEAKA, H., MIRI, T. & UGWA, CH. 2023. Bioaccumulation for heavy metal removal: a review. *SN Appl. Sci.* 5:125. DOI:10.1007/s42452-023-05351-6
- PARMAR, T. K., RAWTANI, D., & AGRAWAL, Y. K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118. DOI: 10.1080/21553769.2016.1162753
- PETROV, D. S., KOROTAEVA, A. E., PASHKEVICH, M. A., CHUKAEVA, M. A. 2023. Assessment of heavy metal accumulation potential of aquatic plants for bioindication and bioremediation of aquatic environment. *Environ Monit Assess.* 195, 122. DOI:10.1007/s10661-022-10750-0
- PHAENARK CH., PHANKAMOLSIL, Y., SAWANGPROH, W. 2024. Ecological and health implications of heavy metal bioaccumulation in Thai Fauna: A systematic review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 285, 117086. DOI:10.1016/j.ecoenv.2024.117086
- PRABAKARAN, K., SOMPONGCHAIYAKUL, P., BUREEKUL, S., WANG, X. & CHAROENPONG, C. 2024. Heavy metal bioaccumulation and risk assessment in fishery resources from the Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 198, 115864. DOI:10.1016/j.marpolbul.2023.115864
- RAJ, K., & DAS, A. P. 2023. Lead pollution: Impact on environment and human health and approach for a sustainable solution. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 5, 79-85. DOI:10.1016/j.enceco.2023.02.001
- RAJI, Z., KARIM, A., KARAM, A. & KHALLOUFI, S. 2023. Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation—A Review. *Waste*, 1:3, 775-805. DOI:10.3390/waste1030046
- ROLA, K. & PLÁSEK, V. 2022. The utility of ground bryophytes in the assessment of soil condition in heavy metal-polluted grasslands. *Plants*, 11:16, 2091. DOI:10.3390/plants11162091
- ŠAJN, R., BAČEVA ANDONOVSKA, K., STAFILOV, T., & BARANDOVSKI, L. 2024. Moss as a Biomonitor to Identify Atmospheric Deposition of Minor and Trace Elements in Macedonia. *Atmosphere*, 15:3, 297. DOI:10.3390/atmos15030297
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2020. Informe de la situación del medio ambiente en México 2018. Disponible en línea en: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/tema/cap6.html> (consultado el 25 febrero 2025)
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2024. Comisión Nacional del Agua. Ley Federal de Derechos. Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes para el ejercicio fiscal 2024. Disponible en línea en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/915768/Ley_Federal_de_Derechos_2024.pdf (consultado el 31 de enero del 2025)
- SINHA, S., SINGH, A., SINHA, D. & CHATTERJEE, R. 2021. A review on bryophytes as key bio-indicators to monitor heavy metals in the atmosphere. *International Journal of Plant and Environment*, 7: 1. 49-62. DOI:10.18811/ijpen.v7i01.5
- SINGH, S., & BOWMAN, J. L. 2023 The monoicous secondarily aquatic liverwort *Ricciocarpus natans* as a model within the radiation of derived Marchantiopsida. *Front. Plant Sci.* 14:1260596. DOI:10.3389/fpls.2023.1260596
- VARELA, Z., BOQUETE, M.T., FERNÁNDEZ, J.A., MARTÍNEZ-ABAIGAR, J., NÚÑEZ-OLIVERA, E. & ABOAL, J.R. 2023. Mythbusters: unravelling the pollutant uptake processes in mosses for air quality biomonitoring. *Ecological Indicators* 148, 110095 DOI:10.1016/j.ecolind.2023.110095
- VÁZQUEZ, M. D., FERNANDEZ, J. A., LOPEZ, J. & CARBALLEIRA, A. 2000. Effects of water acidity and metal concentration on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*. *Water Air Soil Pollution* 120, 1-20. DOI:10.1023/A:1005200932035
- WANG, J. & GUO, X. 2023. Adsorption kinetics and isotherm models of heavy metals by various adsorbents: An overview. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53:21, 1837– 1865. DOI:10.1080/10643389.2023.2221157
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2021. WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Disponible en línea en: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1> (consultado el 20 enero 2021)
- YAN, G., GAO, Y., XUE, K., QI, Y., FAN, Y., TIAN, X., WANG, J., ZHAO, R., ZHANG, P., LIU, Y. & LIU, J. 2023. Toxicity mechanisms and remediation strategies for chromium exposure in the environment. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1131204. DOI:10.3389/fenvs.2023.1131204
- YANG, W., LU, C., LIANG, B., YIN, C., LEI, G., WANG, B., ZHOU X., ZHEN, J., QUAN, S. & JING, Y. 2023. Removal of Pb (II) from aqueous solution and adsorption kinetics of corn stalk biochar. *Separations*, 10:8, 438. DOI:10.3390/separations10080438