

Capacidad de remoción de macroelementos, aniones, boro y metales pesados de *Hydrocharis laevigata*

Removal capacity of macroelements, anions, boron and heavy metals of *Hydrocharis laevigata*

Maybe Ruiz M. ^{1,2}; Héctor Aponte ^{1,2*}

1 Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas. Carrera de Biología Marina. Universidad Científica del Sur. Carr. Panamericana Sur km 19, Villa El Salvador – Lima 42, Perú.

2 Coastal Ecosystems of Peru Research Group - COE – Perú, Universidad Científica del Sur. Lima, Perú.

* Autor correspondiente: haponte@cientifica.edu.pe (H. Aponte).

ORCID de los autores:

M. Ruiz M.: <https://orcid.org/0000-0002-4387-9567>

H. Aponte: <https://orcid.org/0000-0001-5249-9534>

RESUMEN

Hydrocharis laevigata (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Byng & Christenh., es una planta acuática flotante que presenta características de interés para su aplicación en fitorremediación, forraje de organismos acuáticos y captadora de carbono. El objetivo del presente trabajo fue evaluar y cuantificar la capacidad de remoción de macroelementos, aniones, boro y metales pesados de *H. laevigata* en condiciones de laboratorio. Se utilizaron dos tratamientos con densidades de un 50% a 70% de biomasa vegetal de capacidad de carga. Se analizó la variación de la sustancia en el agua (ΔMA , mg/L), la tasa de remoción (TR, $mg\ L^{-1}\ día^{-1}$), la eficiencia de remoción (ER, %) y la tasa de crecimiento relativo (TCR). Se determinó que la especie removió el Cu, Fe, Mn, Zn, NO_3^- , Cl⁻, Mg, Ca, Na y K. No hubo diferencias entre ambos tratamientos para la ER% y la TR, se tuvo una ER% < 50% para el Cu, Fe, NO_3^- , Cl⁻, Ca, Na y K; y una ER% > 50% para el Mn (80%) y Zn (70%-72%). La TCR en el tratamiento T50 (0,06) fue mayor que en el tratamiento T70 (0,03). Los resultados muestran la capacidad de *H. laevigata* para remover múltiples metales en simultáneo lo que nos sugiere que esta especie tiene potencial para fitorremediación.

Palabras clave: eficiencia de remoción; biorremediación; *Hydrocharis laevigata*; plantas acuáticas; remoción de metales pesados.

ABSTRACT

Hydrocharis laevigata (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Byng & Christenh., is a floating aquatic plant that presents characteristics of interest for its application in phytoremediation, forage of aquatic organisms, and carbon capture, given its rapid growth, high biomass production, and high potential for bioaccumulation of pollutants. The objective of this work was to evaluate and quantify the removal capacity of *H. laevigata* for macroelements, anions, boron and heavy metals under laboratory conditions. Two treatments with densities of 50% to 70% of vegetal biomass of carrying capacity were used. The variation of the substance in the water (ΔMA , mg/L), the removal rate (TR, $mg\ L^{-1}\ day^{-1}$), the removal efficiency (ER, %) and the relative growth rate (TCR) were analyzed. It was determined that the species removed Cu, Fe, Mn, Zn, NO_3^- , Cl⁻, Mg, Ca, Na and K. There were no differences between the two treatments for ER% and RT, there was an ER% < 50% for Cu, Fe, NO_3^- , Cl⁻, Ca, Na and K; and an ER% > 50% for Mn (80%) and Zn (70%-72%). The TCR in the T50 treatment (0.06) was higher than in the T70 treatment (0.03). The results show the ability of *H. laevigata* to remove multiple metals simultaneously, which suggests that this species has potential for phytoremediation.

Keywords: removal efficiency; bioremediation; *Hydrocharis laevigata*; aquatic plants; heavy metal removal.

Recibido: 20-01-2025.

Aceptado: 10-05-2025.



Esta obra está publicada bajo la licencia [CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

INTRODUCCIÓN

Las plantas acuáticas son organismos vegetales adaptados a vivir y crecer en ambientes acuáticos, tales como ríos, lagos, estanques y océanos (Bonilla-Barbosa & Santamaría, 2010). Estas hidrófitas desempeñan un papel crucial en los ecosistemas acuáticos, debido a que contribuyen con la producción de oxígeno, brindan hábitats y refugio para diversas especies marinas, colaboran en el mantenimiento de la calidad del agua al absorber nutrientes y sustancias contaminantes orgánicas e inorgánicas, y estabilizan los sedimentos (Mays & Edwards, 2001; Ashraf et al., 2018; Santhakumaran et al., 2020). Además, tienen aplicaciones prácticas, en la fitorremediación son empleadas para purificar cuerpos de agua contaminados de origen antropogénico, y también se utilizan en la ornamentación de acuarios y estanques (Kadono, 2004; Bao et al., 2020).

Numerosas plantas acuáticas flotantes son utilizadas como fitorremediadoras; géneros como *Lemna*, *Eichhornia*, *Spirodela*, *Azolla*, *Wolffiella* y *Wolffia* han demostrado una alta eficiencia para eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos del agua mediante la bioacumulación en sus tejidos vegetales (Ansari et al., 2020). Plantas acuáticas como *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms y *Lemna minor* L. se emplean específicamente para eliminar iones metálicos presentes en el sistema acuático; de ellas, *E. crassipes* es capaz de biodegradar contaminantes inorgánicos al concentrar iones metálicos como Zinc (Zn), cobre (Cu), cadmio (Cd), Cromo (Cr) y plomo (Pb) (Sharma et al., 2018). Para que una especie sea seleccionada en fitorremediación debe cumplir con ciertos criterios tales como: la capacidad de absorber distintos tipos de metales pesados, presentar una alta tasa de acumulación de estos incluso en concentraciones bajas, ser de fácil cosecha, ser resistente a plagas y enfermedades y, mostrar una aplicación amigable con el medio ambiente (Rezania et al., 2015).

La capacidad de las plantas para acumular metales y sobrevivir sin sufrir daños en sus tejidos aéreos ha despertado un gran interés científico. Este fenómeno se debe a su capacidad de biodegradar y transformar los metales en formas no tóxicas (Prasad et al., 1999). Para lograr esta tolerancia, las plantas han desarrollado una serie de mecanismos, entre los que se incluye la formación de complejos metálicos, la unión de metales en la pared celular, la quelación de iones metálicos con proteínas y péptidos, y el transporte activo de los metales a las vacuolas (Laghlimi et al., 2015). Es interesante destacar que las plantas acuáticas, en particular aquellas con un alto índice de crecimiento y producción de biomasa, son especialmente eficientes en la absorción de contaminantes y continúan su crecimiento de manera óptima (Celis et al., 2005; Benítez et al., 2008; Martelo & Lara, 2012; Laghlimi et al., 2015). Estos hallazgos resaltan la importancia de comprender los mecanismos que permiten a las plantas adaptarse y tolerar la presencia de metales en su entorno.

El impacto negativo en el desarrollo y crecimiento de las plantas debido a la acumulación de metales tóxicos ha sido ampliamente estudiado, cuando se supera el umbral de tolerancia, se pueden observar efectos indeseables en sus raíces, tallos y hojas

(Emamverdian et al., 2015). Kumar et al. (2017) informaron que la exposición de *P. stratiotes* a efluentes de una fábrica de azúcar, que contenían Mn, Zn, Fe, Cu, Cd, Cr y Pb, resultó en síntomas como amarillamiento de las hojas, clorosis y necrosis. De manera similar, un estudio llevado a cabo por Mishra & Tripathi (2009) demostró que la exposición de *Eichhornia crassipes* a iones de cromo en concentraciones de 10 a 20 mg/l provoca amarillamiento de las hojas, clorosis y desprendimiento de las raíces; también, se encontró que el contenido de clorofila, azúcar y proteína en las plantas disminuye conforme aumenta la concentración de metales y el tiempo de exposición, por lo que resulta importante tomar en consideración estos factores cuando se realizan estudios que involucren exposición de especies vegetales a metales pesados.

En las últimas décadas, se han desarrollado diversas tecnologías para la remoción de metales pesados y otros contaminantes inorgánicos y orgánicos en aguas residuales, con el objetivo de mitigar su impacto ambiental y en la salud humana. Entre los métodos convencionales destacan la precipitación química, la coagulación-floculación, la filtración por membranas y la adsorción, aunque estos suelen presentar limitaciones en cuanto a costos, eficiencia y generación de residuos secundarios (Zhang et al., 2023). La biosorción ha emergido como una alternativa prometedora, utilizando biomateriales como algas, hongos y bacterias para eliminar metales como Cu (II), Pb (II), Zn (II) y As(V), alcanzando eficiencias superiores al 90% en condiciones controladas (Elgarahy et al., 2021). Por otro lado, la fitorremediación, especialmente mediante especies acuáticas, ha ganado relevancia como una estrategia verde y sostenible para la descontaminación de aguas, aprovechando la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular y transformar metales pesados (Jorge et al., 2024). Asimismo, la integración de tecnologías emergentes como la nanotecnología ha permitido mejorar la eficiencia de procesos tradicionales, dando lugar a enfoques como la nano-fitorremediación, que combina nanopartículas con plantas para potenciar la remoción de contaminantes (Tahoon et al., 2020). Estos avances reflejan una tendencia hacia soluciones más sostenibles y eficientes en el tratamiento de aguas contaminadas.

Una especie promisoría para el tratamiento de aguas contaminadas es *Hydrocharis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Byng & Christenh., esta planta acuática se distribuye en áreas subtropicales y tropicales desde Norteamérica a Sudamérica (Cook y Urmi, 1983; Lourenço & Bove, 2017). En Perú se ha reportado en las regiones de Loreto, Ucayali y Lima (Brako & Zarucchi, 1993; Ramírez & Cano, 2010). En los últimos años, esta macrófita flotante se ha convertido en una especie de interés debido a que presenta características como un rápido crecimiento, es captadora de carbono, tiene potencial como forraje, es de rápida propagación y se considera fitorremediadora para el tratamiento de aguas servidas (Valderrama, 1996; Aponte et al., 2013; Aponte, 2016; Arán et al., 2017). Por estas propiedades ha sido objeto de múltiples estudios con la finalidad de aumentar su productividad y maximizar su propa-

gación en sistemas controlados (Aponte & Pacherres, 2013; Aponte, 2016; Aponte, 2017; Campos & Aponte, 2020; Troncoso & Aponte, 2020). Siendo entonces la especie una planta acuática promisoría para la

reducción de compuestos en el agua, esta investigación buscó evaluar la capacidad de remoción de *H. laevigata* en una solución compuesta por múltiples metales pesados, boro, aniones y macroelementos.

METODOLOGÍA

Colecta y Limpieza

Se colectaron 6 kg de biomasa de *H. laevigata* situada en la zona de amortiguamiento del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (18L 284263.97 Este, 8649114.35 Sur, 5 msnm). Las muestras fueron llevadas a las instalaciones de la Universidad Científica del Sur, donde se realizó la experimentación. A diferencia de estudios previos (Aponte & Pacherres, 2013; Aponte, 2016, 2017; Campos & Aponte, 2020; Troncoso & Aponte, 2020) las plantas no fueron sometidas a una etapa de aclimatación; esto, para evitar su exposición al medio de cultivo que tiene por característica su enriquecimiento con metales y macroelementos (Aponte & Pacherres, 2013). Las plantas fueron limpiadas con agua, retirando impurezas y organismos presentes como algas e insectos.

Diseño experimental

Cada unidad experimental estuvo conformada por tanques de 30 L (60 cm x 60 cm x 15 cm) los cuales contenían una solución hidropónica comercial al 25% (siguiendo los lineamientos y recomendaciones de Aponte & Pacherres, 2013, Tabla 1). En dichas unidades experimentales se colocaron 349 g (50% de la capacidad de carga, T50) y 488 g (70% de la capacidad de carga, T70) las cuales definieron respectivamente los tratamientos; la elección de estas densidades permite que la población siga creciendo ya que son menores a su capacidad de carga (0,19 g/cm², Aponte, 2016). Por cada tratamiento hubo 4 unidades experimentales (réplicas). El experimento tuvo una duración de 7 días, diariamente se registraron la temperatura ambiental y del agua (°C), la humedad (%), iluminación (lux) y pH del agua. La Tabla 1 muestra la condiciones del laboratorio durante la etapa experimental.

Tabla 1

Condiciones durante el experimento. Concentraciones iniciales (mg/L). Se muestra el Promedio ± coeficiente de Variación (%) (Mínimo - Máximo)

Parámetro	Promedio ± CV (%) (Mín. - Max.)
Iluminación (lux)	14527,63 ± 98,17 (3550,00 - 45300,00)
Temperatura del agua (°C)	23,79 ± 2,97 (22,63 - 25,00)
pH del agua	7,77 ± 0,83 (7,51 - 7,86)
Temperatura Laboratorio (°C)	24,62 ± 4,89 (22,30 - 26,90)
Humedad relativa (%)	51,89 ± 18,85 (42,00 - 78,00)
B	60,20 ± 1,75 (59,10 - 61,20)
Cu	0,79 ± 5,80 (0,75 - 0,84)
Fe	7,94 ± 6,99 (7,59 - 8,58)
Mn	3,62 ± 4,71 (3,48 - 3,81)
Zn	1,49 ± 6,47 (1,38 - 1,56)
SO ₄ ⁻²	7113,60 ± 0,81 (7056,00 - 7171,20)
NO ₃ ⁻	2935,80 ± 0,98 (2910,60 - 2967,30)
Cl ⁻	45191,50 ± 1,42 (44517,00 - 45795,00)
Mg	3881,47 ± 1,20 (3830,40 - 3921,60)
Ca	12700,00 ± 3,62 (12420,00 - 13230,00)
Na	16511,70 ± 1,64 (16263,30 - 16801,50)
K	2421,90 ± 4,66 (2340,00 - 2550,60)

Las unidades experimentales fueron mantenidas al volumen inicial (30 L) durante todo el experimento, para compensar la evaporación se completó con agua destilada cuando era necesario. Al finalizar el experimento se obtuvo la biomasa seca total (g) y la tasa de crecimiento relativa (TCR) usando la fórmula desarrollada en Hoffmann y Poorter (2002):

$$TCR = (\ln W_f - \ln W_i) / (t_2 - t_1)$$

donde W_f y W_i representan el peso húmedo final e inicial de cada unidad experimental y la diferencia de tiempos (t₂-t₁) corresponde al número de días que duró el experimento (7 días).

Evaluación de macroelementos, compuestos químicos y metales pesados en agua

Para evaluar los macroelementos (K, Na, Mg y Ca), metaloide (boro), metales pesados (como Mn, Cu, Fe, Zn) y aniones (SO₄⁻², NO₃⁻, Cl⁻) en el agua, se tomaron muestras de cada tratamiento al inicio (3 réplicas) y al final del experimento (4 réplicas por tratamiento), estas fueron llevadas al laboratorio de la Universidad Nacional Agraria La Molina en donde se realizó la determinación de K, Na, Mg, Ca, Mn, Cu, Fe y Zn por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer Analyst 200); el B, SO₄⁻² y NO₃⁻ fueron determinados por colorimetría; y los cloruros fueron determinados por titulación con AgNO₃. Los procedimientos para estos análisis se encuentran detallados en Chapman et al. (1973).

Se calculó la concentración del elemento/sustancia en el agua al inicio (Mai) y al final (Maf) del experimento. Con estos valores se realizó el cálculo de la diferencia del elemento/sustancia en el agua (ΔMA) usando la siguiente ecuación:

$$\Delta MA = Mai - Maf \dots (1)$$

Los valores hallados en esta ecuación representan el metal removido del agua y absorbido por la planta.

Los valores de ΔMA nos permitieron estimar la eficiencia de remoción de cada tratamiento (ER%) usando la siguiente ecuación:

$$ER\% = (\Delta MA \cdot 100) / Mai \dots (2)$$

La tasa de remoción (TR) por día fue calculada dividiendo ΔMA entre el número de días del experimento tal como se muestra en la siguiente ecuación:

$$TR = (\Delta MA) / 7 \dots (3)$$

Análisis estadísticos

Se realizó un análisis estadístico descriptivo (promedio, desviación estándar y coeficiente de variación) para el ΔMA, ER, TR y TCR; el análisis del ΔMA se acompañó de gráficos de barras. Adicionalmente, se compararon los valores iniciales y finales dentro de cada tratamiento usando la prueba de t de student previa verificación

de la normalidad (Jarque - Bera) y de homocedasticidad (Bartlett). Se compararon el Δ MA, ER%, TR y la TCR entre los dos tratamientos (T50 y T70) para cada uno de los elementos usando la prueba de T de student previa verificación de la normalidad (Jarque - Bera) y de homocedasticidad

(Bartlett). Los gráficos y los análisis correspondientes se desarrollaron en los programas R versión 4.1.1 (Rstudio Team, 2021, de acceso libre), Excel 2013© y SPSS versión 22 (en los dos últimos utilizando la licencia de la Universidad Científica del Sur).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos para el Δ MA se presentan en la Figura 1 y en el Material suplementario (Tabla S1); en ellos se aprecia que el tratamiento T50 muestra una disminución en la concentración del Ca, Mn, Cl⁻, Cu, Mg, Fe, K, Zn, Na y NO₃⁻; en el caso del Mn, Mg, Fe, NO₃⁻, K y Zn ($p < 0,05$) las diferencias son respaldadas por el análisis estadístico ($p < 0,05$). Por el contrario, al final del experimento se observa una mayor concentración de SO₄⁻² y B en el agua; siendo esta diferencia significativa solo para el SO₄⁻² ($p < 0,05$).

En el tratamiento T70 se observa una disminución de Ca, Mn, Cu, Mg, Fe, K, Zn y NO₃⁻, (similar a lo obtenido en el tratamiento T50); se soportan estadísticamente las diferencias para el Mn, Fe, Zn y NO₃⁻ ($p < 0,05$). Por otro parte, en el caso del Na, SO₄⁻², Cl⁻ y B, el T70 muestra un aumento de las concentraciones al final del experimento, siendo significativo estadísticamente para el B y SO₄⁻² ($p < 0,05$). No se encontraron diferencias ($p > 0,05$ en la prueba t de student) al comparar el Δ MA entre los tratamientos para todos los metales, boro, aniones y macroelementos.

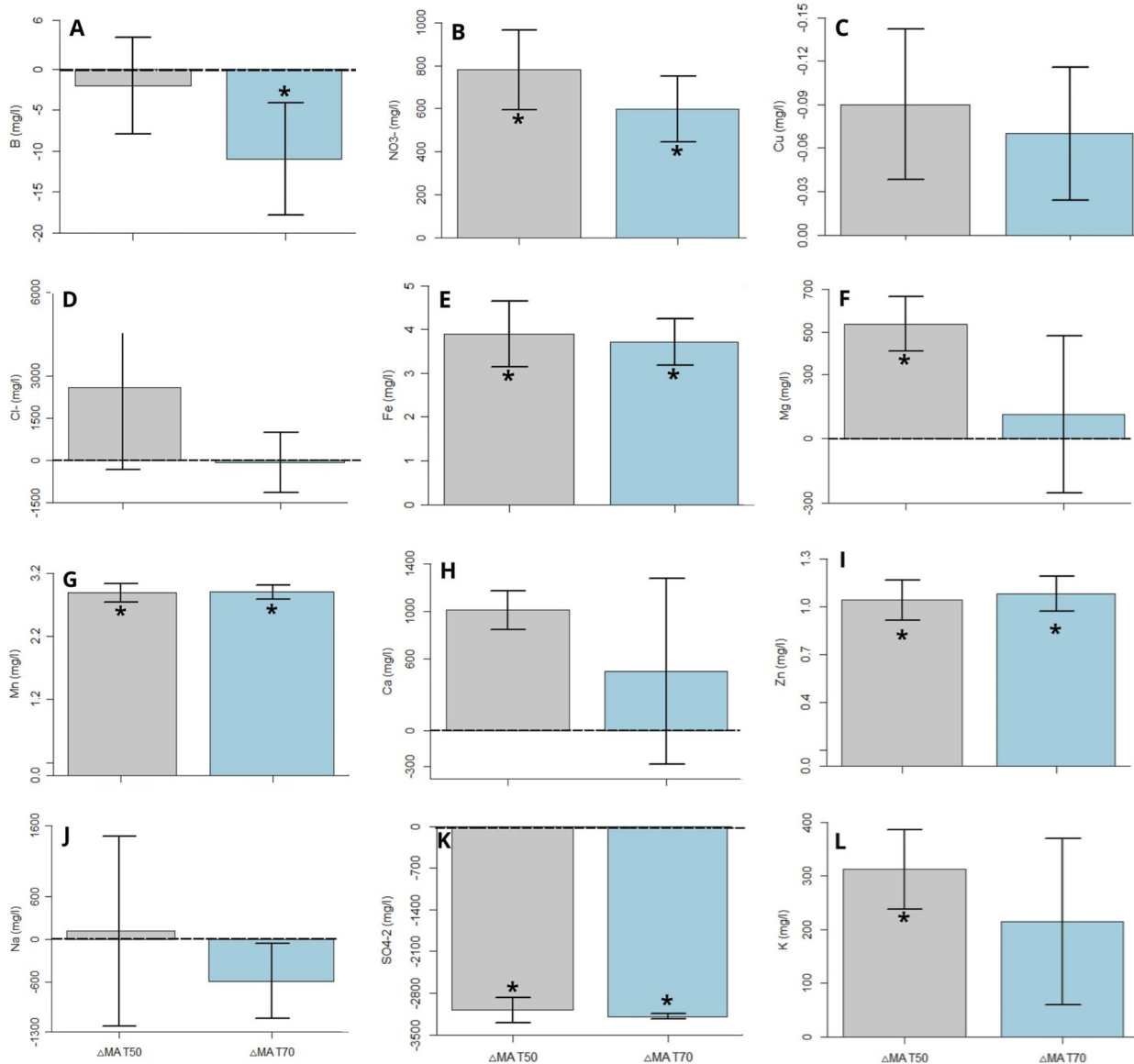


Figura 1. Δ MA del B (A), NO₃⁻ (B), Cu (C), Cl⁻ (D), Fe (E), Mg (F), Mn (G), Ca (H), Zn (I), Na (J), SO₄⁻² (K), K (L) en cada tratamiento experimental. Las llaves representan la desviación estándar. Los asteriscos indican un valor de $p < 0,05$ para la prueba de t de student al comparar el inicio y final del experimento. La línea punteada representa el valor cero para el eje Y.

El presente estudio demuestra la capacidad de *H. laevigata* para remover simultáneamente metales pesados, boro, aniones y macroelementos, como se evidencia en los valores obtenidos del Δ MA (Figura 1). Aunque las plantas acuáticas flotantes absorben metales principalmente a través de sus raíces, estos elementos pueden retornar al sistema desde sus tejidos vegetales (Stoltz & Greger, 2002; Bennicelli et al., 2004; Du et al., 2020). Además, ciertos metales o metaloides pueden liberarse en forma gaseosa desde la superficie foliar, contribuyendo a su reincorporación al medio ambiente (Wang et al., 2021; Alimba & Faggio, 2022). Este fenómeno explicaría los valores negativos de Δ MA observados para B, SO_4^{2-} , Cl^- y Na (Figura 1A, 1K, 1D, 1J, respectivamente), los cuales podrían deberse a la descomposición y muerte de las plantas en los tratamientos experimentales. Estudios recientes han documentado este comportamiento en especies utilizadas en fitodepuración, donde la liberación de elementos acumulados ocurre durante la senescencia o degradación de biomasa vegetal (Sun et al., 2022; Fikri et al., 2023). Fenómenos similares también han sido reportados en investigaciones con *Pistia stratiotes* (Lu et al., 2011).

La capacidad de las plantas acuáticas para absorber metales pesados las posiciona como herramientas potenciales en el monitoreo y remediación de aguas contaminadas (Sawidis et al., 1995; Ravera, 2001; Zurayk et al., 2001; Cardwell et al., 2002; Bennett et al., 2003; Wang, 2006). Este proceso de fitoextracción es influenciado por factores como la biodisponibilidad del metal, la especie vegetal, el pH, la secreción de raíces, la temperatura, el oxígeno disuelto, y la capacidad de intercambio catiónico (Buta et al., 2011; Pang et al., 2023). Las plantas pueden limitar la absorción de metales mediante mecanismos como la activación de barreras selectivas en la membrana plasmática, la inmovilización en la pared celular, y la

quelación intracelular con fitoquelatinas y metalotioneínas (Wang, 2024; Skuza & Skuza, 2022). Sin embargo, en sistemas multimetálicos, la presencia de diversos iones metálicos puede generar competencia por los sitios de absorción, reduciendo la eficiencia de acumulación de metales específicos (Prasad et al., 1999); por ejemplo, se ha observado que la absorción de Cd^{2+} disminuye en presencia de concentraciones elevadas de Zn^{2+} (O'Keeffe et al., 1984; Hardy & Raber, 1985; Hasan et al., 2007; Zhao et al., 2017). En el presente estudio, se observaron tasas de remoción (TR) variables para cada elemento, lo que podría atribuirse a estas interacciones competitivas. Comparando la TR de *H. laevigata* con otras especies acuáticas como *Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigia palustris* y *Mentha aquatica*, las cuales presentan tasas de remoción de 0,48 mg. L⁻¹. día⁻¹ para Zn, 0,11 mg. L⁻¹. día⁻¹ para Cu y entre 7 - 0,41 mg. L⁻¹. día⁻¹ para Fe (Kamal et al., 2004), se evidencian valores menores (Tabla 2), posiblemente debido a la exposición simultánea a múltiples compuestos, en contraste con las condiciones de estudios previos.

La ER% para todos los elementos se presentan en la Tabla 2. Para el T50 se observa que el Mn y Zn presentan ER% mayores al 50%, mientras que el Cu, Fe, NO_3^- , Cl^- , Mg, Ca, Na y K muestran ER% menores; solo el B y SO_4^{2-} presentan ER% negativos. En el tratamiento T70, ER% del Mn y Zn mayores al 50%, mientras que el Cu, Fe, NO_3^- , Mg, Ca y K tuvieron valores más bajos; para el caso del B, SO_4^{2-} , Cl^- y Na se muestran valores negativos. No se encontraron diferencias ($p > 0,05$) al comparar la ER% de cada elemento/sustancia entre tratamientos. La ER% para cada elemento varió en cada tratamiento experimental obteniendo para la T50 un orden descendente de $\text{Mn} < \text{Zn} < \text{Fe} < \text{NO}_3^- < \text{Mg} < \text{K} < \text{Cu} < \text{Ca} < \text{Cl}^- < \text{Na} < \text{B} < \text{SO}_4^{2-}$; para el T70 el orden descendente de la ER% fue de $\text{Mn} < \text{Zn} < \text{Fe} < \text{NO}_3^- < \text{K} < \text{Cu} < \text{Ca} < \text{Mg} < \text{Cl}^- < \text{Na} < \text{B} < \text{SO}_4^{2-}$.

Tabla 2

Eficiencia de remoción (ER, %) y tasa de remoción (TR, mg. L⁻¹. día⁻¹) en *Hydrocharis laevigata* para cada elemento/sustancia en los tratamientos experimentales. Se muestra el Promedio \pm CV (%) [Mínimo - Máximo]

Elemento/ sustancia	ER%		TR	
	T50	T70	T50	T70
Metaloides				
B	-3,41 \pm 287,07 [-9,95 - 7,84]	-18,40 \pm 63,96 [-31,98 - (-11,27)]	-0,29 \pm 295,97 [-0,86 - 0,69]	-1,57 \pm 62,21 [-2,70 - (-0,99)]
Metales				
Cu	11,65 \pm 60,12 [3,57 - 16,00]	8,71 \pm 60,34 [3,85 - 14,29]	0,01 \pm 57,74 [0,00 - 0,02]	0,01 \pm 65,47 [0,00 - 0,02]
Fe	48,85 \pm 12,00 [45,06 - 55,59]	46,71 \pm 7,95 [42,69 - 50,00]	0,56 \pm 19,35 [0,49 - 0,68]	0,53 \pm 14,27 [0,46 - 0,61]
Mn	79,83 \pm 0,91 [78,99 - 80,31]	80,13 \pm 0,99 [79,53 - 81,03]	0,41 \pm 5,12 [0,40 - 0,44]	0,41 \pm 3,92 [0,40 - 0,43]
Zn	69,63 \pm 5,77 [65,22 - 73,08]	72,37 \pm 3,76 [69,57 - 75,00]	0,15 \pm 12,01 [0,13 - 0,16]	0,15 \pm 10,02 [0,14 - 0,17]
Aniones				
SO_4^{2-}	-43,38 \pm 6,83 [-46,76 - (-41,22)]	-44,88 \pm 2,01 [-45,92 - (-44,33)]	-440,91 \pm 6,99 [-475,20 - (-415,54)]	-456 \pm 1,38 [-462,86 - (-450,51)]
NO_3^-	26,65 \pm 24,51 [19,11 - 30,52]	20,39 \pm 25,85 [16,88 - 26,45]	111,60 \pm 23,75 [81,00 - 126,90]	85,50 \pm 25,72 [70,20 - 110,70]
Cl^-	5,68 \pm 113,86 [-1,67 - 10,47]	-0,15 \pm 1567,11 [-2,33 - 2,35]	370,21 \pm 113,39 [-106,50 - 684,64]	-10,14 \pm 1509,97 [-152,14 - 152,14]
Macroelementos				
Mg	13,87 \pm 24,71 [10,05 - 16,67]	2,85 \pm 334,38 [-7,90 - 10,22]	76,78 \pm 23,75 [56,28 - 91,20]	16,16 \pm 325,60 [-43,25 - 56,80]
Ca	7,99 \pm 19,35 [6,35 - 9,42]	3,85 \pm 158,03 [-3,14 - 7,94]	144,29 \pm 16,36 [120,00 - 167,14]	71,43 \pm 155,58 [-55,71 - 150,00]
Na	0,61 \pm 1336,97 [-8,82 - 5,38]	-3,53 \pm 88,92 [-7,15 - (-1,44)]	16,1 \pm 1189,56 [-205,03 - 129,13]	-84,11 \pm 90,36 [-171,51 - (-33,51)]
K	12,93 \pm 25,81 [10,55 - 16,75]	8,74 \pm 71,92 [1,50 - 12,81]	44,57 \pm 23,82 [38,44 - 56,83]	30,64 \pm 72,43 [5,01 - 43,46]

Si bien la ER% de los elementos fue distinta para cada componente, son notorios los valores obtenidos para el Zn y Mn, los cuales superan el 50%. Al comparar la eficiencia de remoción con otros estudios, encontramos en la literatura resultados similares para *H. laevigata* donde se obtuvo un ER% de 98% para el Zn en un periodo de exposición de 4 días (Fernández et al., 2018); es importante considerar que las condiciones de experimentación fueron diferentes en ambos trabajos (en Fernández et al., 2018 se sometió a *H. laevigata* al metal de manera individual), en el presente estudio, la exposición simultánea a múltiples metales podría explicar las menores tasas observadas. En *Lemna gibba* también se han encontrado resultados que coinciden con el presente estudio, la especie ha demostrado eficiencias de remoción de Zn entre 65% y 70% en los primeros dos días, alcanzando hasta 100% después de 10 días, aunque a concentraciones de Zn más elevadas (10–30 mg/L, mientras que en el presente estudio fue de 1,49 mg/L) (Megateli et al., 2009). Por otro lado, *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* han mostrado eficiencias de remoción de Zn de hasta 29,45% y 99,89% respectivamente en aguas residuales (Lozano et al., 2024); y porcentajes de remoción entre 77% y 95% para metales pesados como Fe, Cu, Zn, Cd y Cr en un periodo de exposición de 12 días (Mishra & Tripathi, 2009). Estas diferencias resaltan la influencia de factores como la concentración inicial del metal, el pH, la temperatura y la presencia de otros iones en la eficiencia de remoción. En este contexto, estudios futuros que evalúen la ER% de *H. laevigata* frente a metales de forma individual podrían proporcionar una mejor comprensión de su capacidad fitorremediadora específica.

Al finalizar el experimento se obtuvo la TCR para cada tratamiento experimental. El tratamiento T50 obtuvo la mayor tasa de crecimiento relativo de $0,06 \pm 18,78\%$ (0,04 - 0,07) con una ganancia en biomasa de $5,66 \text{ g} \pm 12,19\%$ (5,06 - 6,41), mientras que el tratamiento T70 tuvo una TCR de $0,03 \pm 11,84\%$ (0,03 - 0,04) con una ganancia en biomasa de $5,06 \text{ g} \pm 23,15\%$ (4,09 - 6,36); las diferencias se soportan estadísticamente ($p < 0,05$).

Las plantas acuáticas con altas tasas de crecimiento y productividad son eficientes para acumular contaminantes (Celis et al., 2005; Benítez et al., 2008; Laghlimi et al., 2015; Martelo y Lara, 2012; Dadi-Mamud et al., 2020). *H. laevigata* tiene esas características lo que nos permite catalogarla como una especie potencial para remover metales pesados (Aponte & Pacherrres, 2013). Las diferencias en los valores de TCR entre tratamientos sugiere que una menor biomasa proporciona mayor espacio y recursos para el crecimiento, mientras que, al alcanzar la capacidad de carga, el crecimiento se estabiliza; esto ha sido descrito detalladamente en estudios previos (Aponte, 2016). En el presente estudio el tratamiento con menor biomasa (T50) tuvo una TCR más alta confirmando lo descrito. Es relevante mencionar que se seleccionaron el 50% y 70% de la capacidad de carga conocida para esta especie; resultados distintos de remoción de elementos podrían obtenerse con valores menores al 50%. Por otro lado, exposiciones a concentraciones elevadas de metales pueden inducir

tasas de crecimiento negativas en plantas acuáticas, por ejemplo, estudios realizados en *E. crassipes* muestran una TCR negativa frente a un aumento de la concentración de Cd ($> 4 \text{ ppm}$) y Zn (de 2 a 12 ppm) (Hasan et al., 2007); asimismo, la especie ha mostrado una inhibición de crecimiento a concentraciones de cadmio superiores a 5 mg/L, evidenciando estrés y toxicidad (Zhang et al., 2019). En este estudio, se mantuvieron concentraciones de metales dentro de rangos que favorecen el crecimiento óptimo de *H. laevigata* (siguiendo las recomendaciones de Aponte & Pacherrres, 2013), evitando así efectos adversos en la TCR.

En los tratamientos evaluados, se observó una remoción del 11% para el potasio (K^+) y del 24% para el nitrato (NO_3^-), lo que refleja la importancia de estos iones en el metabolismo y crecimiento de las plantas. El nitrato no solo actúa como fuente de nitrógeno, sino que también regula la expresión de transportadores de K^+ , como NRT1.1, facilitando la absorción y distribución de K^+ desde las raíces hacia los tejidos aéreos, particularmente bajo condiciones de limitación de potasio (Fang et al., 2020; Cui & Tcherkez, 2021). Este mecanismo de co-transporte y señalización entre NO_3^- y K^+ es esencial para mantener la homeostasis iónica y optimizar el crecimiento vegetal (Zioni et al., 1971; Coskun et al., 2017).

Por otro lado, la presencia predominante de nitrato en lugar de amonio (NH_4^+) en la solución nutritiva usada en este estudio favorece la absorción de cationes como calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}). Altas concentraciones de NH_4^+ pueden inhibir la absorción de estos cationes debido a la competencia por los sitios de transporte y a la alteración del equilibrio iónico en las raíces, lo que puede generar un desequilibrio nutricional (Van Beusichem et al., 1988; Wang & Wu, 2013). La baja concentración de NH_4^+ en la solución utilizada previene esta respuesta adversa, favoreciendo la absorción eficiente de Ca^{2+} y Mg^{2+} , como se observó en el presente estudio.

El presente estudio proporciona las bases para futuras investigaciones orientadas a evaluar en mayor profundidad la capacidad de remoción de *H. laevigata*. Los resultados obtenidos reafirman su potencial como especie fitorremediadora en ambientes acuáticos contaminados. Se recomienda, como línea de investigación futura, realizar estudios que analicen la absorción y acumulación de metales de forma individual, lo cual permitiría identificar mecanismos específicos de tolerancia y selectividad. De igual manera, se sugiere el desarrollo de experimentos en condiciones de campo que evalúen la eficacia de la especie en escenarios reales de contaminación, considerando variables ambientales como la estacionalidad, la competencia interespecífica y la dinámica de nutrientes (Wong-Argüelles et al., 2021). Además, integrar estudios fisiológicos y moleculares podría resultar relevante para profundizar en la caracterización del metabolismo de metales en *H. laevigata*, incluyendo el análisis de genes involucrados en su transporte, acumulación y detoxificación (Khan et al., 2024). Estos alcances permitirán optimizar su uso en estrategias de biorremediación sostenible.

CONCLUSIONES

H. laevigata ha demostrado capacidad para remover de forma conjunta metales pesados (Cu, Fe, Mn y Zn), aniones (NO_3^- y Cl^-) y macroelementos (Mg, Ca, Na y K), lo que respalda su potencial aplicación en la fitorremediación de efluentes complejos, como aguas residuales municipales, industriales y agrícolas. Las mayores eficiencias de remoción (ER%) se observaron para el Mn (80%) y el Zn (70-72%), mientras que elementos como el B y el SO_4^{2-} mostraron una baja eficiencia de remoción.

Para estudios futuros se recomienda evaluar la capacidad de *H. laevigata* frente a otras sustancias

inorgánicas como arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni) y cromo (Cr), los cuales son comunes en efluentes industriales. También, sería relevante incorporar compuestos orgánicos como pesticidas (atrazina, glifosato), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y fármacos emergentes (como analgésicos, antibióticos y hormonas), de esta manera se podría determinar su potencial de fitorremediación frente a contaminantes más diversos y representativos de escenarios reales, y entender los mecanismos implicados en la remoción y tolerancia a distintos contaminantes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Científica del Sur por otorgar la Beca Cabieses que permitió el financiamiento de este proyecto y por la facilitación para el uso de sus instalaciones y equipos/materiales; a SERFOR por brindarnos los permisos correspondientes (RA N°

D000891-2921-MIDAGRI-SERFOR-ATFFS-LIMA) para la colecta de la especie y a las personas que me ayudaron en las diferentes etapas del proyecto: Angela, Cristina, Keller, Greaisy, Luciano y Marla.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alimba, C., & Faggio, C. (2022). Aquatic plants and phytoremediation: Potentials and challenges in heavy metal detoxification. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(4), 4821-4837. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15770-0>
- Ansari, A., Naeem, M., Gill, S., & AlZuair, F. (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(4), 371-376. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
- Aponte, H., & Pachterres, C.O. (2013). Crecimiento y propagación de *Limnobiium laevigatum* (Hydrocharitaceae) bajo diferentes concentraciones de nutrientes. *The Biologist*, 11(1), 69-78. <https://doi.org/10.24039/rb2013111431>
- Aponte, H., Segura, C., & Francia, J. C. (2013). Análisis químico proximal de *Limnobiium laevigatum* y su potencial para su uso como forraje. *Científica*, 10(2), 158-67.
- Aponte, H. (2016). Crecimiento de *Limnobiium laevigatum* (Hydrocharitaceae) bajo diferentes condiciones luminicas. *The Biologist*, 14(2), 297-305. <https://doi.org/10.24039/rb2016142105>
- Aponte, H. (2017). Productividad de *Limnobiium laevigatum* (Hydrocharitaceae) bajo condiciones de laboratorio. *Polibotánica*, 44, 157-166. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.44.12>
- Arán, D. S., Harguinteguy, C. A., Fernandez-Cirelli, A., & Pignata, M. L. (2017). Phytoextraction of Pb, Cr, Ni, and Zn using the aquatic plant *Limnobiium laevigatum* and its potential use in the treatment of wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(22), 18295-18308. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9464-9>
- Ashraf, S., Afzal, M., Naveed, M., Shahid, M., & Zahir, Z. (2018). Endophytic bacteria enhance remediation of tannery effluent in constructed wetlands vegetated with *Leptochloa fusca*. *International Journal of Phytoremediation*, 20(2), 121-128. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1337072>
- Bao, P., Li, G-X., He, Y-Q., & Ren, H-Y. (2020). Selenium nanovirus and its cytotoxicity in selenite-exposed higher living organisms. *Biochemistry and Biophysics Reports*, 21, 100733. <https://doi.org/10.1016/j.bbrep.2020.100733>
- Benítez, S., Zapata, J., & Ramírez, N. (2008). Análisis comparativo de la remoción de un sustrato orgánico por las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Egeria densa* en un sistema batch. *Gestión y Ambiente*, 11(2), 39-48.
- Bennett, L., Burkhead, J., Hale, K., Terry, N., Pilon, M., & Pilon-Smits, E. (2003). Analysis of transgenic Indian mustard plants for phytoremediation of metal-contaminated mine tailings. *Journal of Environmental Quality*, 32(2), 432-440. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.4320>
- Bennicelli, R., Stepniewska, Z., Banach, A., Szajnoch, K., & Ostrowski, J. (2004). The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg(II), Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water. *Chemosphere*, 55(1), 141-146. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.015>
- Bonilla-Barbosa, J., & Santamaría, B. (2010). Hydrocharitaceae. Flora del Bajío y de Regiones adyacentes. *Acta Botánica Mexicana*, 168, 1-11. <https://doi.org/10.21829/fb.78.2010.168>
- Brako, L., & Zarucchi, J. L. (1993). Catalogue of the flowering plants and gymnosperms of Perú. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 45, 1-1286.
- Buta, E., Paulette, L., Mihaiescu, T., Buta, M., & Cantor, M. (2011). The influence of heavy metals on growth and development of *Eichhornia crassipes* species, cultivated in contaminated water. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 39(2), 135-141. <https://doi.org/10.15835/nbha3926095>
- Campos-Cuellar, R., & Aponte, H. (2020). Crecimiento de *Limnobiium laevigatum* (Hydrocharitaceae) bajo cuatro proporciones diferentes de NO 3-: NH 4+ en condiciones de laboratorio. *Polibotánica*, 49, 97-107. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.50.7>
- Cardwell, A., Hawker, D., & Greenway, M. (2002). Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7), 653-663. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00164-9)
- Celis, J., Junod, J., & Sandoval, M. (2005). Recientes aportes en la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*, 14(1), 17-25.
- Chapman, H., Pratt, P., Vanselow, A., Bradford, G., Whiting, L., & Contin, A. (1973). Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Trillas.
- Cook, C. D. K., & Urmi-Konig, K. (1983). A revision of the genus *Limnobiium* including *Hydromystria* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 17(1), 1-27. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(83\)90015-3](https://doi.org/10.1016/0304-3770(83)90015-3)
- Coskun, D., Britto, D. T., & Kronzucker, H. J. (2017). The nitrogen-potassium intersection: membranes, metabolism, and mechanism. *Plant, Cell & Environment*, 40(10), 2029-2041. <https://doi.org/10.1111/pce.12671>
- Cui, J., & Tcherkez, G. (2021). Potassium dependency of enzymes in plant primary metabolism. *Plant Physiology and Biochemistry*, 166, 522-530. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2021.06.017>
- Dadi-Mamud, N. J., Mohammed, A. P., Aliyu, D. A., Anyadike, M. C., & Joseph, J. (2020). Assessment of *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) as Bio-Accumulator of Contaminants in Domestic Wastewater of Makera and Chanchaga Drains. *Science World Journal*, 15(3). <https://doi.org/10.47514/swj/15.03.2020.014>

- Du, Y., Wu, Q., Kong, D., Shi, Y., Huang, X., Luo, D., Chen, Z., Xiao, T., & Leung, J. (2020). Accumulation and translocation of heavy metals in water hyacinth: Maximising the use of green resources to remediate sites impacted by e-waste recycling activities. *Ecological Indicators*, 115. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106384>
- Elgarahy, A. M., Al-Wakeel, K. A., Mohammad, S. H., & Shoubaky, G. A. (2021). A critical review of biosorption of dyes, heavy metals and metalloids from wastewater as an efficient and green process. *Cleaner Engineering and Technology*, 4, 100209. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100209>
- Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdoran, F., & Xie, Y. (2015). Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. *The Scientific World Journal*. <https://doi.org/10.1155/2015/756120>
- Fang, X. Z., Liu, X. X., Zhu, Y. X., Ye, J. Y., & Jin, C. W. (2020). The K⁺ and NO₃⁻ interaction mediated by NITRATE TRANSPORTER1.1 ensures better plant growth under K⁺-limiting conditions. *Plant Physiology*, 184(4), 1900–1916. <https://doi.org/10.1104/pp.20.01229>
- Fernández, M.R., Albornoz, C.B., Larsen, K., & Najle, R. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in *Limnolobium laevigatum* and *Ludwigia peploides*: their phytoremediation potential in water contaminated with heavy metals. *Environmental Earth Sciences*, 77(11), 404. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7566-4>
- Fikri, A., Subari, N., & Husin, H. (2023). The effectiveness of Lemna minor in phytoremediation of heavy metals: A review. *Sustainability*, 15(2), 1290. <https://doi.org/10.3390/su15021290>
- Hardy, J., & Raber, N. (1985). Zinc uptake by the water hyacinth: Effects of solution factors. *Chemosphere*, 14(9), 1155–1166. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(85\)90137-7](https://doi.org/10.1016/0045-6535(85)90137-7)
- Hasan, S., Talat, M., & Rai, S. (2007). Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bioresource Technology*, 98(4), 918–928. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.042>
- Hoffmann, W., & Poorter, H. (2002). Avoiding Bias in Calculations of Relative Growth Rate. *Annals of Botany*, 90(1), 37–42. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf140>
- Jorge, A. O. S., Chamorro, F., Carpena, M., Barciela, P., Pérez-Vázquez, A., Oliveira, M. B. P. P., & Prieto, M. A. (2024). Recent developments in the removal of heavy metals from water and wastewater. *Proceedings*, 105(1), 122. <https://doi.org/10.3390/proceedings2024105122>
- Kadono, Y. (2004). Alien aquatic plants naturalized in Japan: History and present status. *Global Environmental Research*, 8(2), 163–169.
- Kamal, M., Ghaly, A., Mahmoud, N., & Côté, R. (2004). Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International*, 29(8), 1029–1039. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00091-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00091-6)
- Khan, N., Ali, A., Wan, Y., & Zhou, G. (2024). Genome-wide identification of heavy-metal ATPases genes in *Areca catechu*: investigating their functionality under heavy metal exposure. *BMC Plant Biol*, 24, 484. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-05201-6>
- Kumar, V., Singh, J., Pathak, V., Ahmad, S., & Kothari, R. (2017). Experimental and kinetics study for phytoremediation of sugar mill effluent using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) and its end use for biogas production. *3 Biotech*, 7(5), 330. <https://doi.org/10.1007/s13205-017-0963-7>
- Laghlimi, M., Baghdad, B., Hadi, H., & Bouabdli, A. (2015). Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: A review. *Open Journal of Ecology*, 5(8), 375. <https://doi.org/10.4236/oje.2015.58031>
- Lourenço, A. R., & Bove, C.P. (2017). Flora of Rio de Janeiro: Hydrocharitaceae. *Rodriguésia*, 68(1), 43–50. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768108>
- Lozano-Chung, A., Lozano-Carranza, C. M., & Colichon-Carranza, R. D. (2023). Plantas macrófitas (*Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*) como depurador de metales pesados en aguas residuales domésticas. *Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y Ecológicas*, 3(2), 45–56. <https://doi.org/10.51252/reace.v3i2.688>
- Lu, Q., He, Z., Graetz, D., Stoffella, P., & Yang, X. (2011). Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 978–986. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0453-0>
- Martelo, J., & Lara, J. (2012). Macrófitas flutuantes no tratamento de águas residuais: uma revisão do estado da arte. *Ingeniería y ciencia*, 8(15), 221–243. <https://doi.org/10.17230/ingciencia.8.15.11>
- Mays, P., & Edwards, G. (2001). Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 16(4), 487–500. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00112-9)
- Megateli, S., Semsari, S., & Couderchet, M. (2009). Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by Lemna gibba. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(6), 1774–1780. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.05.004>
- Mishra, V., & Tripathi, B. (2009). Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1059–1063. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.020>
- O'Keefe, D., Hardy, J.K., & Rao, R. (1984). Cadmium uptake by the water hyacinth: effects of solution factors. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 34(2), 133–147. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(84\)90054-0](https://doi.org/10.1016/0143-1471(84)90054-0)
- Pang, Y., Quek, Y., Lim, S., & Shuit, S. (2023). Review on Phytoremediation Potential of Floating Aquatic Plants for Heavy Metals: A Promising Approach. *Sustainability*, 15(2), 1290. <https://doi.org/10.3390/su15021290>
- Prasad, M., Hagemeyer, J., & Greger, M. (1999). Metal availability and bioconcentration in plants. In Springer, Berlin, Heidelberg, Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems, 1–27. https://doi.org/10.1007/978-3-662-07745-0_1
- Ramírez, D. W., & Cano, A. (2011). Estado de la diversidad de la flora vascular de los pantanos de Villa (Lima, Perú). *Revista Peruana de Biología*, 17(1), 11–114. <https://doi.org/10.15381/rpb.v17i1.58>
- Ravera, O. (2001). Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants: a review. *Journal of Limnology*, 60(1s), 63–78. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2001.s1.63>
- Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, S., Din, M., Taib, S., Sabbagh, F., & Sairan, F. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *Journal of Environmental Management*, 163, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>
- Santhakumaran, P., Ayyappan, S., & Ray, J. (2020). Nutraceutical applications of twenty-five species of rapid-growing green-microalgae as indicated by their antibacterial, antioxidant and mineral content. *Algal Research*, 47, 101878. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101878>
- Sawidis, T., Marnasidis, A., Zachariadis, G., & Stratis, J. (1995). A study of air pollution with heavy metals in Thessaloniki city (Greece) using trees as biological indicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 118–124. <https://doi.org/10.1007/BF00213976>
- Sharma, S., Singh, B., & Manchanda, V. (2015). Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 946–962. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3635-8>
- Sharma, S., Tiwari, S., Hasan, A., Saxena, V., & Pandey, L. (2018). Recent advances in conventional and contemporary methods for remediation of heavy metal-contaminated soils. *3 Biotech*, 8, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s13205-018-1237-8>
- Skuzza, L., & Skuzza, M. (2022). Biochemical pathways involved in heavy metal tolerance in aquatic plants. *Journal of Plant Physiology*, 268, 153543.
- Stoltz, E., & Greger, M. (2002). Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and experimental botany*, 47(3), 271–280. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(02\)00002-3](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(02)00002-3)
- Sun, X., Lin, D., Zhou, Q., & Yin, D. (2022). Influence of plant decomposition on the release of accumulated pollutants during phytoremediation. *Environmental Pollution*, 310, 119798. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119798>
- Tahoon, M. A., Siddeeq, S. M., Salem Alsaiani, N., Mnif, W., & Ben Rebah, F. (2020). Effective heavy metals removal from water using nanomaterials: A review. *Processes*, 8(6), 645. <https://doi.org/10.3390/pr8060645>
- Troncoso-Gómez, A., & Aponte, H. (2020). Influencia de la salinidad y aireación en el crecimiento de la planta acuática *Limnolobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. Ex Willd) Heine. *Ecología Aplicada*, 19(1), 1–7. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v19i1.1440>
- Valderrama, L. (1996). Uso de dos especies de Macrófitas acuáticas, *Limnolobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* para el tratamiento de aguas residuales agroindustriales. *Universitas Scientiarum*, 3(1–2), 83–97.
- Van Beusichem, M., Kirkby, E., & Baas, R. (1988). Influence of nitrate and ammonium nutrition on the uptake, assimilation,

- and distribution of nutrients in *Ricinus communis*. *Plant Physiology*, 86(3), 914-921. <https://doi.org/10.1104/pp.86.3.914>
- Wang, A., Angle, J., Chaney, R., Delorme, T., & Reeves, R. (2006). Soil pH effects on uptake of Cd and Zn by *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*, 281, 325-337. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-4642-9>
- Wang, Y., & Wu, W. H. (2013). Potassium transport and signaling in higher plants. *Annual Review of Plant Biology*, 64, 451-476. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-050312-120153>
- Wang, Z., Xu, X., & Wu, F. (2021). Phytovolatilization of heavy metals and metalloids by aquatic macrophytes: A review. *Chemosphere*, 281, 130826. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130826>
- Wang L.T. (2024). Heavy metal tolerance in aquatic plants: physiological adaptations and detoxification strategies. *International Journal of Aquaculture*, 14(3): 165-173. <https://doi.org/10.5376/ija.2024.14.0017>
- Wong-Argüelles, C., Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A., & Ilizaliturri-Hernández, C. (2021). In situ phytoremediation in Mexico: a review. *Revista fitotecnica mexicana*, 44(2), 133-142. <https://doi.org/10.35196/rfm.2021.2.133>
- Zhang, Y., Wang, J., & Li, H. (2019). Growth, accumulation and uptake of *Eichhornia crassipes* exposed to high cadmium concentrations. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(15), 15344-15352. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04839-7>
- Zhang, Y., Li, X., Wang, Y., & Wang, X. (2023). Recent progress in removal of heavy metals from wastewater: A comprehensive review. *Chemosphere*, 335, 139077. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139077>
- Zhao, Z., Huijuan, S., Xianjiang, K., Cunqi, L., Lingci, C., Xiaofei, L., & Lei, J. (2017). Inter- and intra-specific competition of duckweed under multiple heavy metal contaminated water. *Aquatic Toxicology*, 192, 216-223. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.09.023>
- Zioni, A., Vaadia, Y., & Lips, S. (1971). Nitrate uptake by roots as regulated by nitrate reduction products of the shoot. *Physiologia plantarum*, 24(2), 288-290. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1971.tb03493.x>
- Zurayk, R., Sukkariyah, B., & Baalbaki, R. (2001). Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127, 373-388. <https://doi.org/10.1023/A:1005209823111>