



Eficiencia de *Porcellio laevis* (Isopoda: Porcellionidae) como removedor de cadmio en suelos agrícolas, a nivel de laboratorio

Efficiency of *Porcellio laevis* (Isopoda: Porcellionidae) as a cadmium remover in agricultural soils, at laboratory level

Melany Francia Chang¹, Nicole Dianderas Cordova¹,
José Iannacone^{1,2*}

¹ Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Científica del Sur. Lima, Perú.

² Laboratorio de Investigación de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Escuela de Posgrado, Grupo de Investigación de Sostenibilidad Ambiental (GISA), Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú.

* Corresponding author: <joseiannacone@gmail.com>

Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la eficiencia del isópodo terrestre *Porcellio laevis* en la remoción de cadmio (Cd) de suelos agrícolas contaminados a nivel de laboratorio. El estudio empleó un diseño experimental con cinco dosis y cuatro repeticiones, utilizando cloruro de cadmio (CdCl₂) como contaminante. Se prepararon 10 kg de suelo franco arcilloso y se establecieron, un control, y cuatro dosis de Cd: 20 mg.Kg⁻¹ (T₁), 80 mg.Kg⁻¹ (T₂), 240 mg.Kg⁻¹ (T₃) y 400 mg.Kg⁻¹ (T₄). Se introdujeron 40 individuos de *P. laevis* por dosis y se incubaron durante 60 días. Se analizaron las características fisicoquímicas del suelo y las dosis de Cd en los suelos, y en los isópodos al inicio, y al final del estudio. Se evaluó la remoción de Cd (%R) y el factor de bioacumulación (FBA). Los resultados revelaron tasas de remoción de Cd del suelo que incrementaron con la dosis inicial de Cd y el tiempo de exposición, alcanzando un 86,9% en el tratamiento con 400 mg.Kg⁻¹ Cd. Sin embargo, la tasa de mortalidad aumentó significativamente con la dosis de Cd, alcanzando un 92,5% en los tratamientos con 240 y 400 mg.Kg⁻¹ Cd al final del estudio. Esta exposición al Cd provocó cambios morfológicos significativos en los isópodos, incluyendo reducción de tamaño,

► Ref. bibliográfica: Francia Chang, M.; Dianderas Cordova, N.; Iannacone, J. 2025. "Eficiencia de *Porcellio laevis* (Isopoda: Porcellionidae) como removedor de cadmio en suelos agrícolas, a nivel de laboratorio". *Acta Zoológica Lilloana* 69 (2): 689-713. DOI: <https://doi.org/10.30550/j.azl/2241>

► Recibido: 12 de julio 2025 – Aceptado: 24 de agosto 2025.

► URL de la revista: <http://actazoolologica.lillo.org.ar>



OPEN ACCESS

► Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

alteraciones en la pigmentación y deformidades en el caparazón. Estos hallazgos sugieren que *P. laevis* es un bioacumulador eficaz para la remediación de suelos agrícolas contaminados con Cd.

Palabras clave: Bioacumulación, contaminación, metal pesado, mortalidad, remoción.

Abstract

The present study aimed to evaluate the efficiency of the terrestrial isopod *Porcellio laevis* in removing cadmium (Cd) from contaminated agricultural soils at laboratory level. The study employed an experimental design with five doses and four replications, using cadmium chloride (CdCl_2) as a contaminant. 10 kg of clay loam soil were prepared and a control and four doses of Cd were established: 20 mg.Kg^{-1} (T_1), 80 mg.Kg^{-1} (T_2), 240 mg.Kg^{-1} (T_3) and 400 mg.Kg^{-1} (T_4). 40 individuals of *P. laevis* were introduced per dose and incubated for 60 days. The physicochemical characteristics of the soil and the doses of Cd in the soils and in the isopods at the beginning and at the end of the study were analyzed, evaluating the removal of Cd (%R) and the bioaccumulation factor (BAF). The results revealed removal rates of Cd from the soil that increased with the initial dose of Cd and the exposure time, reaching 86.9% in the treatment with 400 mg.Kg^{-1} Cd. However, the mortality rate increased significantly with the dose of Cd, reaching 92,5% in the treatments with 240 and 400 mg.Kg^{-1} Cd at the end of the study. This exposure to Cd caused significant morphological changes in the isopods, including size reduction, alterations in pigmentation and deformities in the shell. These findings suggest that *P. laevis* is an effective bioaccumulator for the remediation of agricultural soils contaminated with Cd.

Keywords: Bioaccumulation, contamination, heavy metal, mortality, removal.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural esencial y no renovable que, además de sustentar la actividad agrícola, actúa como un sistema eficaz para la retención y filtración de contaminantes (Bautista-Medina y Iannacone, 2020). Asimismo, desempeña un rol clave en el ciclo de nutrientes y en el equilibrio de los ecosistemas terrestres (López-Falcón, 2011). No obstante, cada año se liberan grandes volúmenes de desechos tóxicos provenientes de actividades industriales, domésticas y agrícolas, lo cual altera progresivamente sus propiedades fisicoquímicas y disminuye su capacidad productiva (García-Bravo, 2024). En este escenario, el Cd destaca por su elevada toxicidad y persistencia debido a que no solo se acumula en las capas superficiales

del suelo, sino que también puede desplazarse hacia cuerpos de agua subterráneos e incorporarse a la cadena alimentaria, representando una amenaza considerable para el ambiente y la salud humana (Reyes et al., 2016; Acioly et al., 2024; Alvarino et al., 2025).

Las principales fuentes antropogénicas de Cd incluyen los lodos de depuradora, la industria del cemento, la quema de combustibles fósiles, los fertilizantes fosfatados, las baterías de níquel-cadmio y la minería de zinc (Singh et al., 2018; Sharaff et al., 2020). Por otro lado, entre las fuentes naturales se encuentran los fosfatos marinos, la meteorización, los suelos y la actividad volcánica (Huang et al., 2017; Malyan et al., 2019). Sin embargo, se ha estimado que las actividades humanas emiten entre 3 y 10 veces más Cd que las fuentes naturales, lo que agrava su acumulación y riesgo ambiental (Chellaiah, 2018; Chen et al., 2019). Asimismo, su alta solubilidad facilita su absorción por las plantas mediante mecanismos activos o pasivos, debido a su similitud con iones esenciales como el calcio (Ca^{2+}), lo que favorece su entrada a la cadena trófica (Song et al., 2016; Shanmugaraj et al., 2019; Haider et al., 2021). En seres humanos, se ha vinculado con efectos tóxicos en órganos vitales, alteraciones genéticas y procesos carcinogénicos (Bjørklund et al., 2019).

Frente a ello, las tecnologías emergentes de biorremediación representan una alternativa viable, económica y ambientalmente sostenible. Bacterias, hongos, lombrices e isópodos terrestres han demostrado eficacia en la toxicidad y acumulación metales pesados procedentes del suelo, especialmente del Cd (Medfu et al., 2020; Zidar y Fišer, 2022; Panza et al., 2024). Particularmente, *Porcellio laevis* posee adaptaciones fisiológicas que le permiten inmovilizar metales en gránulos del hepatopáncreas, reduciendo su toxicidad (Ghemari et al., 2019; Khemaissia et al., 2019). El presente estudio tiene como objetivo evaluar su eficiencia en la remoción de Cd en suelos agrícolas contaminados, y su impacto en el suelo, y en los individuos expuestos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Acondicionamiento del suelo

Para el desarrollo del experimento, se utilizaron 14 kg de suelo franco arcilloso previamente acondicionado y enriquecido con compost orgánico, elaborado a partir de residuos vegetales (hojas secas, césped, ramas finas y recortes de plantas) provenientes del vivero Las Gardenias, ubicado en Lima, Perú. Para caracterizar el suelo, se consideraron los siguientes parámetros fisicoquímicos de referencia (Tabla 1). Del total disponible, se destinaron 10 kg para ser inicialmente almacenada en un recipiente de polietileno para su posterior distribución equitativa en cinco unidades experimentales del mismo material, con una asignación uniforme de 2 kg por recipiente.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de referencia del suelo utilizado en el estudio.**Table 1.** Reference physicochemical parameters of the soil used in the study.

Parámetro	Valor referencial
Limo	30%
Arena	40%
Arcilla	30%
Materia orgánica (MO)	3% – 10%
pH	6,0 – 7,5
Temperatura (T°)	20 – 30 °C
Conductividad eléctrica (CE)	100 – 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Sólidos totales disueltos (STD)	200 – 500 ppm
Salinidad (S)	0 – 2 dS/m

Posteriormente, se procedió con la incorporación de cloruro de cadmio di-hidratado ($\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, CAS 72589-96-9) de alta pureza, adquirido de la empresa Solutest (lote N.º 0000171806, con fecha de vencimiento 05/11/2025), en concentraciones de 20, 80, 240 y 400 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de Cd, seguido de una mezcla manual con tres repeticiones. El control no recibió el contaminante.

Los cinco recipientes se colocaron bajo sombra, manteniendo una temperatura promedio de 27 ± 2 °C. Durante el periodo de incubación, se realizó un riego cada tres días con la misma agua desionizada para favorecer el proceso de equilibrio (Gusiatin y Kulikowska, 2016). Transcurridas ocho semanas, los 2 kg de suelo por recipiente se dividieron en cuatro partes iguales, correspondientes a cuatro repeticiones. De esta forma, se extrajeron 500 g de suelo por repetición, utilizados para llenar un total de 20 macetas. Los 4 kg de suelo restantes se destinaron al proceso de aclimatación de los individuos de *P. laevis* en terrarios de vidrio.

Recolección y aclimatación de *Porcellio laevis*

Se seleccionaron 300 individuos adultos de *P. laevis* del vivero Las Gardénias (Lima, Perú), distribuidos equitativamente en 150 machos y 150 hembras no grávidas. La identificación sexual se realizó mediante observación del marsupio y tamaño corporal (15–20 mm) según criterios establecidos (Iannacone et al., 2001, 2008; Lardies y Bozinovic, 2008; Bautista-Medina y Iannacone, 2020; Mohammad et al., 2022). La identificación taxonómica específica fue realizada con las claves e ilustraciones especializadas de Ramadan et al. (2024). Los individuos fueron distribuidos en seis terrarios de vidrio (35 × 20 × 25 cm), cada uno con una capa de 3 cm con el suelo restante (4 kg) recolectado inicialmente. Se introdujeron 50 individuos por terrario (25 machos y 25 hembras).

Los terrarios fueron humidificados con 80 ml de agua desionizada cada tres días durante ocho semanas (Mohammad et al., 2022). La alimentación consistió en cáscaras de zanahoria y hojas secas, suministradas tres veces por semana. Las condiciones ambientales fueron: temperatura constante de 20 ± 2 °C y fotoperiodo de 12 h luz/12 h oscuridad.

Exposición de los individuos al contaminante

Durante la fase de exposición, se seleccionaron aleatoriamente individuos previamente aclimatados y se distribuyeron en las 20 macetas experimentales acondicionadas, cada una con 10 isópodos. Estas fueron monitoreadas cada tres días durante un periodo de ocho semanas. Para el registro de mortalidad y alteraciones conductuales, se empleó una lupa de aumento (Magnifier, modelo 95100BRD). Se consideró como individuo muerto aquel que permaneciera en posición dorsal y sin movimiento durante al menos 15 seg. Este criterio se aplicó con especial rigurosidad durante los tres primeros días de exposición, con el fin de evitar confusiones entre mortalidad real e inmovilidad transitoria por estrés (Iannacone et al., 2001; Mohammad et al., 2022).

Evaluación morfológica de los individuos

La evaluación morfológica de los individuos se realizó empleando un estereomicroscopio (Nikon Eclipse, modelo E100LED). Cada isópodo fue examinado bajo los siguientes criterios: (i) integridad de las antenas (30x), (ii) presencia o ausencia de patas (40x), (iii) pigmentación de la cutícula (20x) y (iv) tamaño corporal (10x), utilizando para ello un vernier digital (Magtoto, modelo DC068-0150). Este procedimiento se llevó a cabo en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental A308, ubicado en la sede Villa de la Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, tanto antes como después del período de exposición al contaminante. Todas las observaciones fueron registradas mediante registros fotográficos.

Análisis del suelo e individuos de *Porcellio laevis*

Se evaluaron las propiedades fisicoquímicas del suelo antes y después del experimento. En lo que respecta a la textura del suelo, se aplicó el análisis granulométrico utilizando el triángulo textural del suelo (Pérez y Arcia, 2024). Para pH, temperatura, salinidad y conductividad eléctrica (CE), se preparó una suspensión 1:1 de suelo y agua destilada, tras tamizado (2 mm) y agitación por 15 minutos (Al-Busaidi et al., 2005). Las mediciones se realizaron por triplicado con un pH-metro HANNA HI5222-01.

En paralelo, la materia orgánica (MO) se determinó por combustión en horno a 500–550 °C durante 48 h, calculando la diferencia entre el peso seco inicial y el peso residual (Strosser, 2010). Con respecto al Cd, su concentración se midió en suelo e isópodos antes y después del experimento. Para el suelo se utilizó un ICP-AES (Teledyne Leeman Labs Optimass 9600) y para los individuos e *P. laevis* un espectrofotómetro de absorción atómica de llama (Perkin Elmer Avio 550 Max). En ambos casos se aplicó un límite de cuantificación del método (LCM) de 0,33 mg.kg⁻¹ Cd. Para determinar la concentración final real de Cd en el suelo y en los individuos, se consideró el Límite de cuantificación del método (LCM).

Determinación del Límite de cuantificación del método (LCM)

Se calculó restando restar el valor del límite de cuantificación del método propio del equipo utilizado, a la concentración de cadmio obtenida en la muestra (Berrío-Barragán, 2022):

$$CF_r = \text{Concentración de Cd} - LCM_{CF_r}$$

Porcentaje de Remoción.— El %R se calculó restando la concentración final de Cd real en el suelo (CSF_r) de la concentración inicial real en el suelo (CSI_r), y luego dividiendo el resultado entre la concentración inicial real en el suelo (CSI_r). El resultado fue expresado en porcentaje (%). (Rittmann y McCarty, 2001):

$$\%R = \frac{CSF_r - CSI_r}{CSI_r}$$

Factor de Bioacumulación.— El FBA se calculó dividiendo la concentración de Cd real en el suelo (CSF_r) por la concentración de Cd real en los individuos (CSI_r) (Proc et al., 2021):

$$FBA = \frac{CSI_r}{CSF_r}$$

Análisis estadístico.— Se llevó a cabo a los parámetros fisicoquímicos (MO, Sólidos totales disueltos (STD), temperatura (T°), pH, CE y S), la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene. Los parámetros fisicoquímicos fueron evaluados mediante un análisis de varianza (ANOVA). En los casos en que los valores de p fueran menores a 0,05 (p < 0,05) se realizó una comparación a la prueba Tuckey.

Se efectuó un análisis de componentes principales (ACP) para las siguientes variables: parámetros fisicoquímicos del suelo, % de Remoción de Cd (%R), Factor de bioacumulación (FBA), concentración real de Cd en el suelo final (CSF_r) y concentración real de Cd en los individuos final (CIF_r). Asimismo, se realizó la prueba de matriz de correlación para analizar la relación entre las variables del presente estudio. Además, se aplicó para el ACP, la prueba de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) y la prueba de esfericidad de Bartlett. Se seleccionaron los dos primeros componentes principales y se realizó una rotación varimax para facilitar la interpretación de los resultados. Se determinó la relación gráfica entre la concentración letal media (CL₅₀) del Cd sobre *P. laevis* y el tiempo de exposición. La información fue analizada utilizando el software estadístico SPSS 26 (Hammer, 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Contaminación del sustrato con CdCl₂

En el control, la CSI_r aumentó de 0,09 a 0,41 mg.kg⁻¹, evidenciando incremento tras la contaminación con CdCl₂ (hasta 400 mg.kg⁻¹ en T₄). Este aumento se atribuye a la lixiviación inducida por agua desionizada. Chen et al. (2022) reportaron 44,93% más toxicidad por cambios ácido-base/re-dox (Atanes et al., 2019). Li et al. (2023) argumenta que este tipo de agua favorece la desorción del Cd, elevando su movilidad (Gutiérrez-González et al., 2019; Ferrer-Bustos, 2017).

Bioacumulación del Cd en los tratamientos

En el grupo control, la concentración inicial de Cd en individuos fue menor al Límite Máximo de Cuantificación (0,33 mg.kg⁻¹), registrándose como 0,00 mg.kg⁻¹. Al finalizar, aumentó a 1,42 mg.kg⁻¹, con remoción negativa y FBA < 1, por desorción desde la matriz edáfica. Esto se debió al uso de agua desionizada y a la ausencia de iones, que facilitaron la absorción de Cd por *P. laevis* (Gutiérrez-González et al., 2019). De forma similar, se ha demostrado que la aplicación de 20 mmol de quelato por kg de suelo promovió la liberación del 30% del Cd (948 mg.kg⁻¹), aumentando su biodisponibilidad (Cooper et al. 1999). De forma análoga, en este estudio, el uso de agua desionizada movilizó el Cd retenido en el suelo, favoreciendo su bioacumulación en los organismos (Henríquez, 2018). La materia orgánica y la actividad microbiana de los individuos aumentan la biodisponibilidad del Cd, explicando su leve acumulación en los isópodos del control. Los tratamientos (Figura 1, 2 y 3) coinciden con estudios que destacan la capacidad bioacumuladora de los isópodos terrestres (Moreno et al., 2003; Tourinho et al., 2013; Gutiérrez-González et al., 2019; Vittori y Dominko, 2022; Panza et al., 2024).

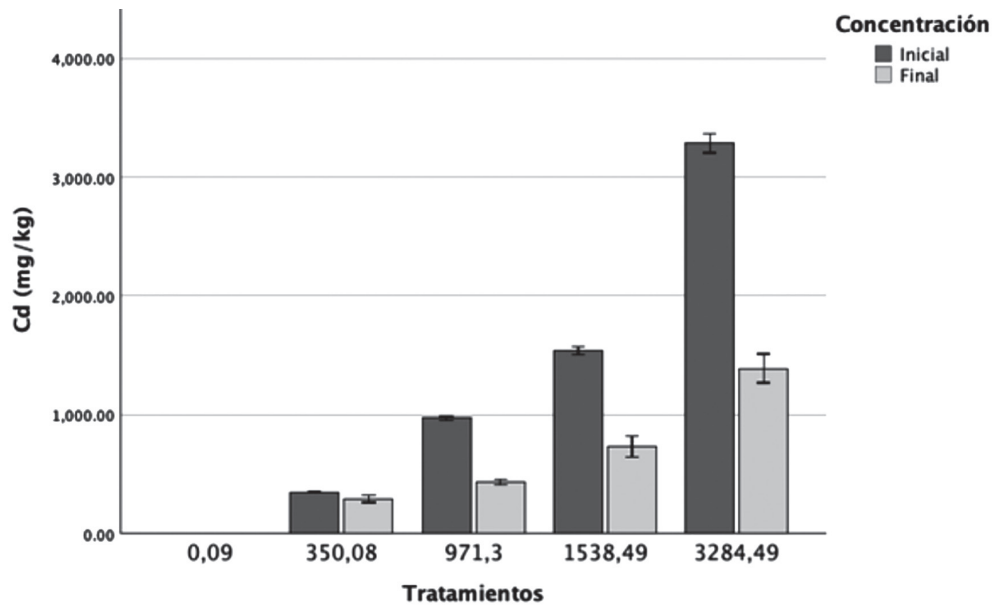


Fig. 1. Concentración real de Cd inicial y final en el suelo en cada tratamiento.

Fig. 1. Actual initial and final Cd concentration in the soil in each treatment.

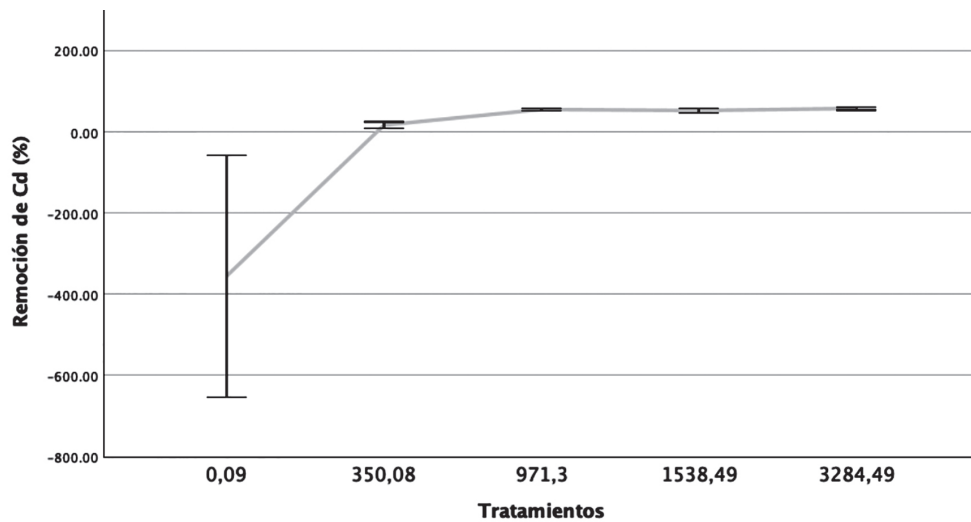


Fig. 2. Porcentaje (%) de remoción de Cd por *Porcellio laevis* en cada tratamiento.

Fig. 2. Percentage (%) of Cd removal by *Porcellio laevis* in each treatment.

En T₁, la CSI_r fue de 350,08 mg.kg⁻¹ y bajó a 292,45 mg.kg⁻¹. Simultáneamente, los isópodos acumularon 303,11 mg.kg⁻¹, logrando un 16,45 % de remoción, valor similar al 15,2 % reportado por Ekperusi y Aigbodion (2015) con *E. eugeniae* expuesta a diésel (≈ 700 mg.kg⁻¹). Esto demuestra la capacidad de los organismos edáficos para bioacumular y transformar contaminantes (Vittori y Dominko, 2022; Panza et al., 2024).

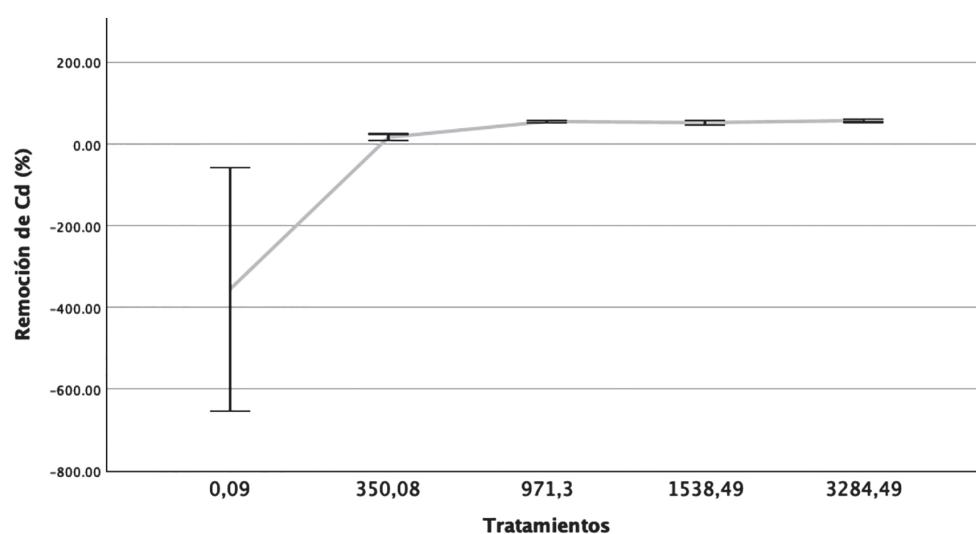


Fig. 3. Porcentaje (%) de remoción de Cd en el suelo en cada tratamiento.

Fig. 3. Percentage (%) of Cd removal in the soil in each treatment.

En T₂, la CSI_r bajó de 971,3 a 435,85 mg.kg⁻¹, con una CIF_r de 415,78 mg.kg⁻¹ y 55,11% de remoción. Este resultado concuerda con estudios que reportan mayor absorción a altas concentraciones (Cortet et al., 1999; Heikens et al., 2001). De igual forma se han observado acumulaciones altas, atribuidas a la limitada excreción del Cd (Witzel, 2000; Zidar et al. 2009; Ghemari et al., 2018).

En T₃, la CSI_r fue de 1538,49 mg.kg⁻¹ y bajó a 731,85 mg.kg⁻¹, con una CIF_r de 417,89 mg.kg⁻¹ y 55,42% de remoción. La similitud con T₂, lo que sugiere saturación en la absorción (Ghemari et al., 2014). En T₄, la CSI_r disminuyó de 3284,49 a 1390,05 mg.kg⁻¹, con una CIF_r de 602,47 mg.kg⁻¹ y la mayor remoción del estudio (57,67%). Sin embargo, aunque *P. laevis* fue eficaz, su rendimiento fue menor al de *P. scaber*, que logró 99,69% de remoción de TPH en suelos altamente contaminados (Simba, 2024).

El FBA (Hopkin y Martin, 1984; Mazzei et al., 2014; Tourinho et al., 2013; Ghannem et al., 2018) permitió medir la acumulación de Cd (Figura 4). Desde T₁ (FBA = 1), a 1,1 en T₂ y 1,66 en T₃, indicando mayor afinidad con niveles crecientes (Mazzei et al., 2014).

En T₄, el FBA fue 2,22, clasificándolo como macroconcentrador (Ghemari et al., 2019). Tourinho et al. (2013) reportaron FBA de hasta 12, evidenciando alta capacidad de acumulación. Witzel (2000) atribuye esta retención a la baja tasa de depuración en isópodos.

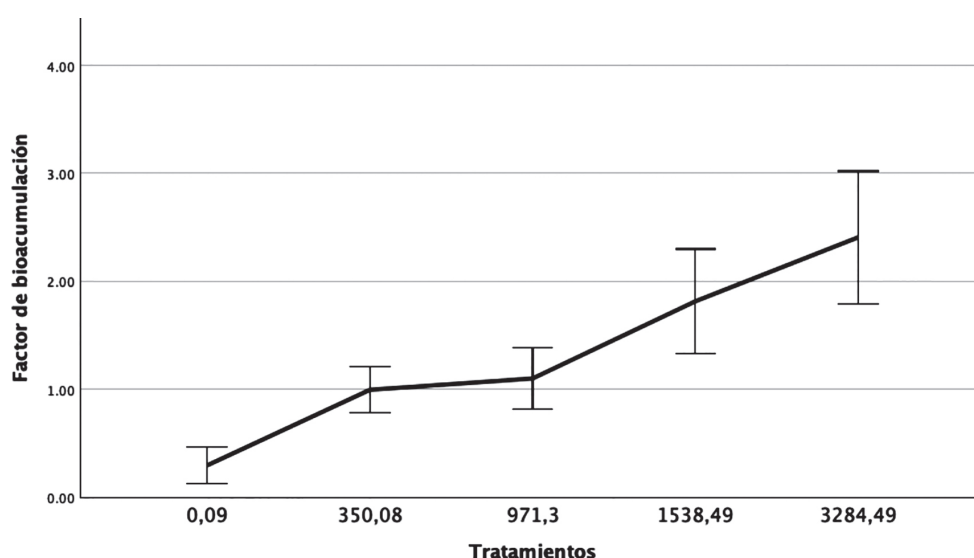


Fig. 4. Factor de bioacumulación de *Porcellio laevis* en cada tratamiento.

Fig. 4. Bioaccumulation factor of *Porcellio laevis* in each treatment.

La Tabla 3 evidencia una fuerte correlación positiva entre CSF_r y CIF_r ($r = 0,80$), indicando que, a mayor Cd en el suelo (CSF_r), mayor en los individuos de *P. laevis* (CIF_r). Hopkin (1989) hallaron una correlación moderada ($r = 0,57$) entre Cd en *P. scaber* y el suelo, evidenciando que su concentración refleja la exposición al contaminante. El Cd resiste a la degradación, persiste en el medio ambiente y es absorbido por *P. laevis* en mayores cantidades cuando sus concentraciones son elevadas en el suelo y, por ende, conduce a una mayor acumulación en los tejidos de *P. laevis* y en el resto de la cadena alimentaria más amplia (Bhat et al., 2022). También hubo correlaciones entre CSF_r y FBA, CIF_r y FBA y CIF_r y %R.

Esto confirma que la bioacumulación refleja la biodisponibilidad del Cd (Mitić et al., 2022) y la capacidad de *P. laevis* y de otros isópodos terrestres para indicar niveles de contaminación (Ghemari et al., 2017; Ghemari et al., 2019; Meshjel, 2025).

Varios estudios registran correlaciones significativas entre Cd y parámetros fisicoquímicos del suelo (Cao et al., 2003). Principalmente en estas investigaciones se evaluaron el pH y la materia orgánica, debido a que influyen en la movilidad del contaminante (Van Straalen et al., 2001; Ghemari et al., 2017). Krásný y Sharp (2007) muestran una correlación negativa entre Pb en suelo y el pH, coincidiendo con el presente estudio, que halló una correlación negativa para Cd ($CSF = -0,66$). De igual forma, Ghemari et al. (2018) identificaron una correlación similar ($r = -0,60$), explicada por la baja solubilidad de hidróxidos o carbonatos en pH bajos.

Tabla 2. Concentración de Cd (mg.kg^{-1}) en los tratamientos en el día 0 y día 60 del proceso de contaminación artificial del suelo.**Table 2.** Concentration of Cd (mg.kg^{-1}) in the treatments on day 0 and day 60 of the artificial soil contamination process.

Tratamiento	Réplicas	Contaminación artificial Cd (mg.kg^{-1})	
		Día 0	Día 60
Control	4	0	0,09
T1		20	350,08
T2		80	971,3
T3		240	1538,49
T4		400	3284,49

Tabla 3. Matriz de correlación de las variables CSF_r , CIF_r , %R, FBA de *Porcellio laevis* y parámetros fisicoquímicos.**Table 3.** Correlation matrix (r) of the variables CSF_r , CIF_r , %R, FBA of *Porcellio laevis* and physico-chemical parameters.

	CSF_r	CIF_r	%R	FBA	T	pH	STD	S	CE	MO
CSF_r	1,00									
CIF_r	0,80	1,00								
%R	0,51	0,68	1,00							
FBA	0,91	0,64	0,52	1,00						
T	0,17	0,44	0,33	0,13	1,00					
pH	-0,66	-0,68	-0,46	-0,59	-0,19	1,00				
STD	-0,75	-0,60	-0,26	-0,77	-0,002	0,41	1,00			
S	-0,70	-0,61	-0,24	-0,67	0,12	0,47	0,91	1,00		
CE	-0,73	-0,62	-0,30	-0,75	-0,02	0,43	0,93	0,89	1,00	
MO	0,73	0,70	0,49	0,66	0,28	-0,21	-0,55	-0,55	-0,57	1,00

CSF_r = Concentración del suelo final real. CIF_r = Concentración de los individuos finales real. %R = Porcentaje de remoción. FBA = factor de bioacumulación T° = Temperatura. STD = Sólidos totales disueltos. S = Salinidad. CE = Conductividad Eléctrica. MO = Materia orgánica.

Del mismo modo, se ha señalado que la MO se asocia a la disponibilidad de contaminantes, debido a que su mayor contenido favorece la sorción de los metales pesados (Tourinho et al. 2013). Esto se observa más en materiales foliares que en suelos (Sousa et al., 2000). De acuerdo con lo anterior, en el presente estudio se halló una correlación positiva significativa entre la MO y la CSF_r de Cd (0,73). Se ha reportado una correlación positiva fuerte con las fracciones más biodisponibles de Cd (F3) ($r=0,985$) (Zhang y Li 2022). Esto indica que a mayor MO se favorece la movilidad del Cd (Gul et al., 2021). Por otro lado, el análisis multivariado de componentes principales (PCA) permitió identificar relaciones entre CSF_r , CIF_r , %R, FBA de *P. laevis*, y los parámetros fisicoquímicos del suelo.

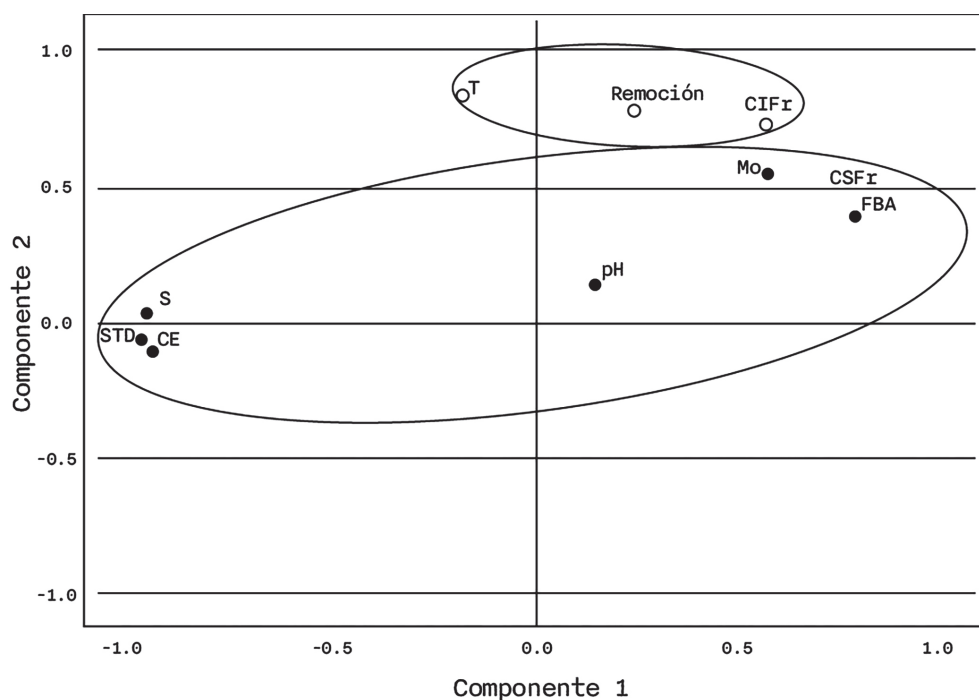


Fig. 5. Gráfico de análisis de componentes principales (ACP) de las CSFr, CIFr, %R, FBA de *Porcellio laevis* y parámetros fisicoquímicos.

Fig. 5. Principal component analysis (PCA) graph of CSFr, CIFr, %R, FBA of *Porcellio laevis* and physicochemical parameters.

El primer y segundo eje del ACP explicaron el 48,36% y 24,37% de la varianza, con un total del 72,73% (Figura 5). El primer componente se asoció con MO, pH, FBA y CSFr y negativamente con C.E, STD y salinidad; el segundo, con %R y CIFr y negativamente con la temperatura. Se ha hallado que el ACP explicó 43,44% y 25,11% de varianza, con correlaciones entre metales, pH y MO (Ghemari et al. 2017). Además, los isópodos modificaron significativamente los parámetros fisicoquímicos del suelo (Tabla 4).

Se evidenciaron diferencias significativas en pH, M.O, STD, CE y salinidad entre tratamientos, mientras que la temperatura se mantuvo estable cerca de 27 °C, indicando que los isópodos no generaron variaciones térmicas relevantes. Esto favorece la bioacumulación de metales (Ruthsatz et al., 2018; Rainbow y White, 1989). El pH descendió de $6,797 \pm 0,604$ (control) a $5,813 \pm 0,294$ (T4), posiblemente por compuestos ácidos generados por la fauna edáfica (Wolters, 2000). Gherami et al. (2019) y Zhang y Li (2022) mostraron variaciones de pH en suelos contaminados, destacando su sensibilidad.

La MO aumentó de $6,637 \pm 0,138$ (control) a $10,967 \pm 1,696$ en T4, similar al incremento del 26,73% reportado por Ghemari et al. (2017). Por acción de residuos y excretas de isópodos, favoreciendo la sorción de contaminantes (Tourinho et al., 2013). Este incremento también podría disminuir el pH y modificar la biodisponibilidad del Cd (Ritchie, 1985; Fijałkowski et al., 2012).

Tabla 4. Media $\pm$ desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos (T, pH, CE, MO, STD, y S) del suelo de los cinco tratamientos.

Tabla 4. Mean $\pm$ standard deviation of the physicochemical parameters (T, pH, EC, M.O, STD, and, S) of the soil of the five treatments.

Tratamiento	Tratamientos (Promedio $\pm$ Desviación estándar)					
	Control	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	P
T	26,600 $\pm$ 0,216	26,825 $\pm$ 0,095	27,175 $\pm$ 0,435	26,775 $\pm$ 0,150	26,875 $\pm$ 0,050	0,042
pH	6,797 $\pm$ 0,604	6,525 $\pm$ 0,388	6,170 $\pm$ 0,189	5,982 $\pm$ 0,296	5,813 $\pm$ 0,294	0,014
CE	365,750 $\pm$ 131,282	207 $\pm$ 49,356	326 $\pm$ 100,720	85,250 $\pm$ 46,536	68,500 $\pm$ 30,490	<0,001
MO	6,637 $\pm$ 0,138	8,307 $\pm$ 0,593	8,155 $\pm$ 1,024	10,147 $\pm$ 2,225	10,967 $\pm$ 1,696	0,003
STD	182,750 $\pm$ 66,037	134,250 $\pm$ 44,184	164 $\pm$ 51,813	42,750 $\pm$ 22,677	34,500 $\pm$ 15,545	<0,001
S	0,013 $\pm$ 0,005	0,008 $\pm$ 0,005	0,013 $\pm$ 0,005	0	0	<0,001

T° = Temperatura. CE = Conductividad Eléctrica. MO = Materia orgánica. STD = Sólidos totales disueltos. S = Salinidad.

Por último, la C.E y los STD disminuyeron significativamente por acción de los isópodos: la C.E pasó de 365,750 $\pm$ 131,282 (control) a 68,500 $\pm$ 30,490 (T₄) y los STD de 182,750 $\pm$ 66,037 a 34,500 $\pm$ 15,545. Aunque la literatura se enfoca más en pH y MO, los isópodos también influyen en la dinámica iónica del suelo. Al bioacumular Cd, reducen iones en solución, lo que disminuye la CE y salinidad (Hopkins, 1990; Grigoriou, 2005; Munir et al., 2021).

Los resultados sugieren que las interacciones microbianas del suelo pueden verse alteradas por los metales pesados como el Cd y por las condiciones climáticas. Los isópodos como *P. laevis* son invertebrados terrestres que influyen en las comunidades microbianas mediante sus actividades de excavación y alimentación (Heffner et al., 2023). El Cd pueden reducir la diversidad microbiana, pero también pueden potenciar funciones metabólicas específicas como la desnitrificación, mientras que factores climáticos como la precipitación y la temperatura afectan la movilidad y la biodisponibilidad del Cd.

Los isópodos como *P. laevis* pueden acumular Cd y, a su vez, modificar su disponibilidad e impacto en la comunidad microbiana, creando interacciones complejas y dinámicas (Rajkumar et al., 2013).

Relación entre la concentración letal media (CL₅₀) y el tiempo de exposición

La relación entre CL₅₀ y el tiempo mostró mayor tolerancia al Cd en los días 12 y 15, con valores de 13.761,60 (5.425-34.903) y 18.293,41 (5.271-64.506) mg.kg⁻¹ (Figura 6). Estos resultados coinciden con Odendaal y Reinecke (1999), quienes reportaron un CL₅₀ de 26.700 mg.kg⁻¹ CdSO₄ con pruebas de toxicidad aguda de entre 10.000 y 40.000 mg.kg⁻¹. Esto evidencia la capacidad de los isópodos para secuestrar Cd, almacenándolo en fracciones inertes, como se ha observado con Cd y Zn (Vijver et al., 2006).

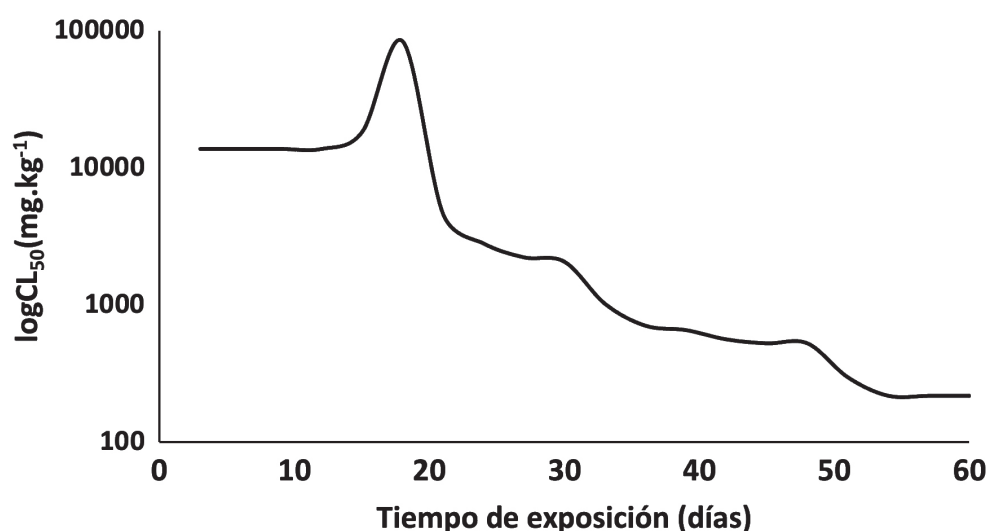


Fig. 6. Relación entre la concentración de dosis letal media y el tiempo de exposición (días).

Fig. 6. Relationship between the median lethal dose concentration and exposure time (days).

Entre los días 30 y 42, el CL₅₀ presentó valores de 2.068 (928-4.606) y 562 (341-928) mg.kg⁻¹ Cd, indicando alta toxicidad, posiblemente por agotamiento adaptativo o exceso de metal (Owojori y Siciliano, 2012). Luego del día 48, se estabilizó con 526 (145-1.904) mg.kg⁻¹, reflejando un límite fisiológico para procesar Cd (Skubala y Kafel, 2004). En T₃ y T₄, la acumulación superó la tolerancia, causando mortalidad total. Se ha observado un patrón similar en el ácaro *O. nitens* parecido al presente estudio (Keshavarz et al. 2017). En general, los hallazgos actuales en esta investigación sugieren que *P. laevis*, isópodo abundante en el suelo, pueden emplearse de forma útil en programas de biomonitoreo de suelos contaminados por Cd, siempre que el Cd no alcance niveles letales (T₃ y T₄) para esta especie en condiciones de campo (Mazzei et al., 2014).

Efectos en la morfología del *P. laevis*

La exposición prolongada al Cd causa deformidades físicas y malformaciones en *P. laevis* (Koçak et al., 2023) (Figura 7). En T₃ se observó fragilidad en antenas (i) y patas (ii), menor movilidad y caparazón delgado. En T₄ hubo signos severos como antenas quebradizas y casi nula su actividad. Estos efectos se asocian a la reducción de actividad enzimática y alteraciones metabólicas (Novak et al., 2012; Ghemari et al., 2019). Nuestros resultados coinciden con los daños en el caparazón por la exposición al Cd y al Zn y deformidades en su estructura (Odendaal, 2002).

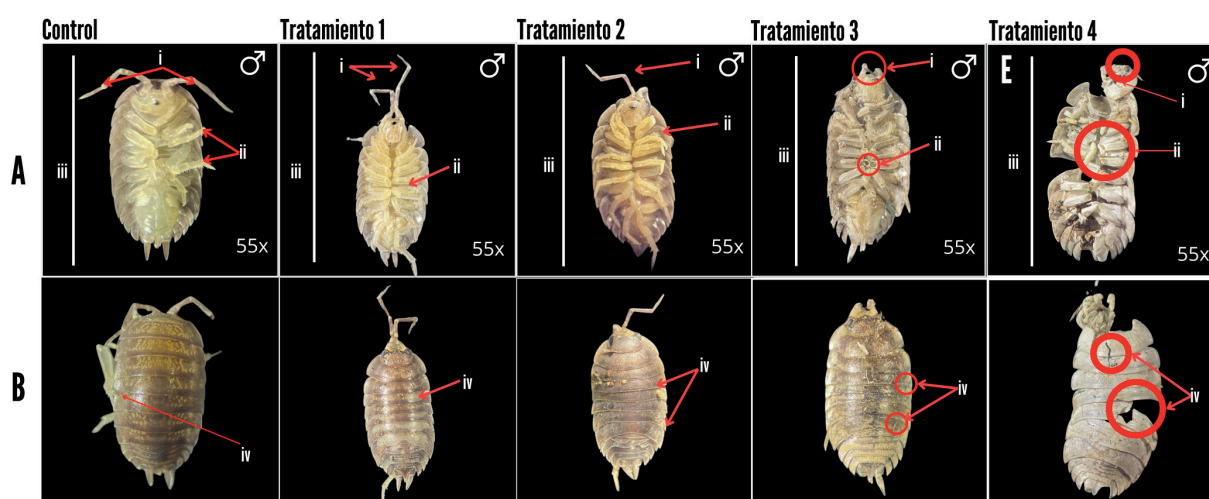


Fig. 7. Morfología del *Porcellio laevis* expuesto a Cd, evaluación a los 60 días del experimento.

Fig. 7. Morphology of *Porcellio laevis* exposed to Cd, evaluation after 60 days of the experiment.

Los isópodos priorizan la detoxificación y reparación en lugar de su crecimiento, lo que reduce su longitud corporal (McGeer et al., 2000). En este estudio, disminuyeron de 16 mm (control) a 14 mm y 13 mm en T₃ y T₄, respectivamente. Esto afecta la síntesis proteica y la regeneración celular, que son clave en su crecimiento y la regeneración (Ghemari et al., 2019). Coincide con lo reportado por otros autores quienes señalan un menor crecimiento en *P. scaber* expuesto a Cd, Pb y Zn (Godet et al. 2011). En T₃ y T₄ se observó debilitamiento y adelgazamiento del exoesqueleto (iv) por interferencia en la reparación y regeneración tisular (Ghemari et al., 2020). En T₃ hubo decoloración, siendo pálido y opaca, y en T₄ fue blanquecinas casi translúcidas. Esto se relaciona con la inhibición de la hormona dispersante del pigmento negro (BPDH), que afecta la dispersión de melanina (Staub, 1983). Lamentablemente, no se encontró literatura previa sobre pigmentación en isópodos expuestos a Cd.

Aplicación de isópodos en escenarios reales de remediación

Los resultados evidencian que el isópodo *P. laevis* podría ser un indicador biológico adecuado de la contaminación del suelo con Cd con base a la correlación entre el suelo y *P. laevis*, incluso a niveles de baja contaminación. En escenarios reales de campo de remediación los trabajos con escasos, se han recolectado muestras de isópodos y suelo en dos lugares del norte de Croacia, un lugar estaba en el bosque y otro en el prado cerca de la carretera, y se analizaron para detectar Cd. La correlación de Cd entre los isópodos y el suelo en cada lugar arrojó relaciones significativas y lineales (Blanuša et al., 2002).

En otro escenario de campo, se recolectaron muestras de suelo, de plantas y del isópodo *Armadillidium vulgare* de 26 sitios de un área de fundición de metales no ferrosos, y se analizaron para determinar las concentraciones de Cd. El Cd se acumuló en el suelo, y el isópodo presentó niveles elevados de Cd. Se observó bioconcentración de Cd en *A. vulgare*, mientras que se observó una biodilución en el sistema suelo-planta. En adición, se encontraron regresiones no lineales entre el Cd presente en *A. vulgare* y en el suelo/planta. Se estimó una mayor toxicidad para *A. vulgare* que para las plantas (Li et al., 2025).

Investigaciones sobre metales pesados como el Cd en suelos e isópodos como *P. laevis* proporcionan información crucial para la gestión ambiental, debido a que se utilizan isópodos como bioindicadores para evaluar la contaminación del suelo y la salud de los ecosistemas, lo que favorece las estrategias de bioremediación. Para la salud pública, la presente investigación ayuda a indagar la transferencia del Cd a lo largo de la cadena alimentaria, revelando los riesgos para los humanos que consumen alimentos cultivados en el suelo o animales silvestres contaminados (Perković et al., 2022; Das et al., 2023).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran que la actividad de *P. laevis* genera modificaciones significativas en las propiedades fisicoquímicas del suelo, siendo el pH y la M.O. los principales factores que condicionan la movilidad del cadmio (Cd). La disminución del pH y el aumento de la MO. reflejan una intensificación de la actividad microbiana y del suelo, mientras que la reducción de la CE y los STD sugieren que los isópodos, al bioacumular Cd, disminuyen la concentración iónica del suelo. En conjunto, estos cambios contribuyen a un entorno menos favorable para la movilidad del metal. Asimismo, se demuestra que el *P. laevis* posee una capacidad notable para remover Cd en el suelo al ser una especie macroconcentradora eficaz. Sin embargo, concentraciones elevadas de Cd genera efectos adversos marcados comprometiendo la viabilidad de los individuos.

Estos efectos se evidenciaron en la reducción del tamaño corporal, la aparición de deformidades, alteraciones en la coloración del exoesqueleto y un aumento en la mortalidad. Por último, la elevada bioacumulación de Cd en los isópodos sugiere un posible riesgo de transferencia del contaminante a niveles tróficos superiores, lo que plantea la posibilidad de biomagnificación en el ecosistema terrestre. Este hallazgo subraya la necesidad de realizar investigaciones adicionales para comprender mejor las implicaciones ecológicas de la bioacumulación y la biomagnificación del Cd en el medio ambiente.

PARTICIPACIÓN

Melany Francia Chang y Nicole Dianderas Cordova participaron en el diseño, adquisición de datos, análisis, redacción o interpretación de la información reportada. José Iannacone participó en el diseño, análisis, redacción o interpretación de la información reportada.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no poseen conflictos de interés ni entre autores, ni con terceros.

FINANCIAMIENTO

El presente estudio fue financiado por la Universidad Científica del Sur a través del concurso de fondos para proyectos de tesis (N° 013-DGIDI-CIENTIFICA-2023-2, PRE-11-2022-00441). Este proyecto fue aprobado por el Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA) con la constancia N° 021-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2023.

LITERATURA CITADA

- Acioly, T. M.S., Francisco da Silva, M., Iannacone, J., Viana, S.C. (2024) Levels of potentially toxic and essential elements in Tocantins River sediment: health risks at Brazil's Savanna-Amazon interface. Scientific Report, 14, 18037. doi: 10.1038/s41598-024-66570-4
- Alvariño, L., Castañeda, L., Panduro, G., Acioly, T.M.S., Viana, D.C., Iannacone, J. (2025). Sediment quality evaluation in a strategic port zone: Application of *Artemia franciscana* and *Emerita analoga* in Callao Bay, Peru. Regional Studies in Marine Science, 82, 104039. doi: 10.1016/j.rsma.2025.104039
- Al-Busaidi, A., Cookson, P., Yamamoto, T. (2005) Métodos de determinación del pH en suelos calcáreos: uso de electrolitos y efecto de suspensión. Revista australiana de investigación del suelo, 43, 541-545. doi: 10.1071/SR04102
- Atanes, E., Cuesta-García, B., Nieto-Márquez, A., Fernández Martínez, F. (2019). Un método mixto de separación-inmovilización para la eliminación de sales solubles y la estabilización de metales pesados en cenizas volantes de incineración de residuos sólidos urbanos. Revista de Gestión Ambiental, 240, 359–367. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.03.122

- Bautista-Medina, Y. B., Iannacone, J. (2020). Toxicidad del lodo de perforación minera en el bioindicador *Porcellio laevis* (Latreille, 1804) (Crustacea: Isopoda). *Paideia XXI*, 10, 95-119. doi: 10.31381/paideia.v10i1.2986
- Berrío-Barragán, D. I. (2022). Verificación de la metodología analítica para la determinación de fósforo total en alimentos para animales en el laboratorio de química analítica del C.I. Turipaná – AGROSAVIA. Trabajo de grado, Universidad de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Bhat, S. A., Bashir, O., Haq, A. U., Amin, T., Rafiq, A., Ali, M., Américo-Pinheiro, J. H. P., Sher, F. (2022). Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, 303, Part 1, 134788. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134788.
- Bjørklund, G., Crisponi, G., Nurchi, V. M., Cappai, R., Buha Djordjevic, A., Aaseth, J. (2019). A review on coordination properties of thiol-containing chelating agents towards mercury, cadmium, and lead. *Molecules*, 24(18), 3247. doi: 10.3390/molecules24183247
- Blanuša, M., Mrković-Milić, R., Durbešić, P. (2002). Lead and cadmium in soil and isopoda woodlice in Croatia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52, 198-202. doi: 10.1006/eesa.2002.2173.
- Cao, X., Ma, L.Q., Chen, M., Hardison, D.W., Harris, W.G. (2003). Lead transformation and distribution in the soils of shooting ranges in Florida, USA. *Science of the Total Environment*, 307, 179-189. doi: 10.1016/S0048-9697(02)00543-0
- Chellaiah, E. R. (2018). Cadmium (heavy metals) bioremediation by *Pseudomonas aeruginosa*: A minireview. *Applied Water Science*, 8(6), 1-10. doi: 10.1007/s13201-018-0796-5
- Chen, D., Chen, D., Xue, R., Long, J., Lin, X., Lin, Y., Song, Y. (2019). Effects of boron, silicon and their interactions on cadmium accumulation and toxicity in rice plants. *Journal of Hazardous Materials*, 367, 447-455. doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.111
- Chen, W., Wang, Y., Sun, Y., Fang, G., Li, Y. (2022). Release of soluble ions and heavy metal during fly ash washing by deionized water and sodium carbonate. *Chemosphere*, 307, 135860. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.135860
- Cooper, E. M., Sims, J. T., Cunningham, S. D., Huang, J. W., Berti, W. R. (1999). Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, 28(6), 1709-1719. doi: 10.2134/jeq1999.00472425002800060004x
- Cortet, J., Gomot-De Vauflery, A., Poinso-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C., Cluzeau, D., (1999). The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35, 115-134. doi: 10.1016/S1164-5563(00)00116-3
- Das, S., Sultana, K.W., Ndhlala, A.R., Mondal, M., Chandra, I. (2023). Heavy metal pollution in the environment and its impact on health:

- exploring green technology for remediation. *Environ Health Insights*, 17, 11786302231201259. doi: 10.1177/11786302231201259
- Ekperusi, O. A., Aigbodon, F. I. (2015). Bioremediation of petroleum hydrocarbons from crude oil-contaminated soil with the earthworm: *Hyperiodrilus africanus*. 3 *Biotech*, 5, 957-965. doi: 10.1007/s13205-015-0298-1
- Ferrer-Bustos, D. (2017). Estudio de los procesos de adsorción-desorción de Cu, Mn, Pb y Zn en suelos chilenos. Tesis de Título. Universidad de Chile. Santiago de Chile. Chile.
- Fijałkowski, K., Kacprzak, M., Grobelak, A., Placek, A. (2012). The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soils. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 15(1), 81-92.
- García-Bravo, N. B. (2024). Evaluación de la calidad del agua que descarga la planta de tratamiento de la Urbanización El Condado, Sector 2. Tesis de pregrado, Universidad Laica Vicente Rocafuerte. Guayaquil, Ecuador.
- Ghannem, S., Touaylia, S., Bejaoui, M. (2018). Assessment of trace metals contamination in soil, leaf litter and leaf beetles (Coleoptera, Chrysomelidae) in the vicinity of a metallurgical factory near Menzel Bourguiba (Tunisia). *Human and Ecological Risk Assessment*, 24, 991-1002. doi: 10.1080/10807039.2017.1405338
- Ghemari, C., Waterlot, C., Ayari, A., Leclercq, J., Douay, F., Nasri-Ammar, K. (2017). Assessment of heavy metals in soil and terrestrial isopod *Porcellio laevis* in Tunisian industrialized areas. *Environmental Earth Sciences*, 76, 623. doi: 10.1007/s12665-017-6946-5
- Ghemari, C., Ayari, A., Hamdi, N., Waterlot, C., Douay, F., Nasri-Ammar, K. (2018). Measure of environmental stress on *Porcellio laevis* Latreille, 1804 sampled near active Tunisian industrial areas. *Ecotoxicology*, 27, 729-741. doi: 10.1007/s10646-018-1955-z
- Ghemari, C., Waterlot, C., Leclercq, J., Douay, F., Nasri-Ammar, K. (2014). Metal bioaccumulation in *Porcellio laevis* and *Porcellionides pruinosus* from Tunisian contaminated sites. *Proceeding of the 9th ISTIB (International Symposium in Terrestrial Isopods Biology, Poitiers, 26-30 June.*
- Ghemari, C., Waterlot, C., Ayari, A., Douay, F., Nasri-Ammar, K. (2019). Effects of heavy metals artificial contamination on *Porcellio laevis* (Latreille, 1804) (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103, 416-420. doi: 10.1007/s00128-019-02684-0
- Ghemari, C., Waterlot, C., Ayari, A., Douay, F., Nasri-Ammar, K. (2020). Bioaccumulation of heavy metals in the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* in the vicinity of Gabes-Ghannouch industrial complex. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26, 1270-1284. doi: 10.1080/10807039.2018.1564621

- Godet, J. P., Demuynck, S., Waterlot, C., Lemi re, S., Souty-Grosset, C., Scheifler, R., Douay, F., Lepr tre, A., Pruvot, C. (2011). Growth and metal accumulation in *Porcellio scaber* exposed to poplar litter from Cd-, Pb-, and Zn-contaminated sites. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74, 607-616. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.09.007
- Grigoriou, P. (2005). The growth and physiology of the common cuttlefish *Sepia officinalis* (L.) (Mollusca: Cephalopoda). Ph.D. dissertation. University of Wales.
- Gul, I., Manzoor, M., Hashim, N., Shah, G. M., Waani, S. P. T., Shahid, M., ... Arshad, M. (2021). Challenges in microbially and chelate-assisted phytoextraction of cadmium and lead—A review. *Environmental Pollution*, 287, 117667. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117667
- Gusi tin, Z. M., Kulikowska, D. (2016). Behaviors of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn) in soil amended with composts. *Environmental Technology*, 37(18), 2337-2347. doi: 10.1080/09593330.2016.1150348
- Gutiérrez-González, D., Urrea-García, G. R., Luna-Solano, G., Cant -Lozano, D., Gómez-Rodríguez, J. (2019). Análisis dinámico del ciclo de adsorción/desorción en el proceso de deshidratación de etanol. *Memorias del Congreso Nacional de Control Automático*, 23-25 de octubre de 2019, Puebla, Puebla, México, pp. 833-838.
- Haider, F. U., Liqun, C., Coulter, J. A., Cheema, S. A., Wu, J., Zhang, R., Farooq, M. (2021). Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111887. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111887
- Hammer,  . (2020). PAST paleontological statistics v. 4.03: Reference Manual. Oslo: University of Oslo. Oslo, Finland.
- Heffner, T., Bami, S.A., Mendes, L.W., Kaupper, T., Hannula, E.S., Poehlein, A., Horn, M. A., Ho, A. (2023). Interkingdom interaction: the soil isopod *Porcellio scaber* stimulates the methane-driven bacterial and fungal interaction. *Isme communications*, 3, 62. doi: 10.1038/s43705-023-00271-3
- Heikens, A., Peijnenburg, W. J. G. M., Hendriks, A. J. (2001). Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution*, 113(3), 385-393. doi: 10.1016/S0269-7491(00)00179-2
- Henríquez, C. (2018). Transferencia suelo-planta de Cadmio en hortalizas cultivadas en un Andisol. Tesis de Maestr a. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Hopkin, S. P., Martin, M. H. (1984). Assimilation of zinc, cadmium, lead, and copper by the centipede *Lithobius variegatus* (Chilopoda). *Journal of Applied Ecology*, 21, 535-546. doi: 10.2307/2403427
- Hopkin, S. P. (1989). *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates* (pp. xiii-366). Springer Dordrechtm Wien, Austria.
- Hopkin, S. P. (1990). Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper, and iron by the terrestrial isopods *Oniscus*

- asellus* and *Porcellio scaber*. Journal of Applied Ecology, 27, 460-474. doi: 10.2307/2404294
- Huang, D., Gong, X., Liu, Y., Zeng, G., Lai, C., Bashir, H., Wan, J. (2017). Effects of calcium at toxic concentrations of cadmium in plants. Planta, 245, 863-873. doi: 10.1007/s00425-017-2664-1
- Iannacone, J., Alayo, M., Abanto, M., Sanchez, J., Zapata, E. (2001). *Porcellio laevis* Latreille, 1804 (Isopoda: Porcellionidae) como bioindicador para evaluación de plomo. Revista Peruana de Entomología, 42, 175-183.
- Iannacone, J., Alvarino, L., Murrugarra, Y., Arrascue, A., Alayo, M., Salazar, N. (2008). Selectividad del insecticida metamidofos en ocho organismos terrestres no destinatarios. Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology, 3, 23-34. doi: 10.5132/jbse.2008.01.004
- Keshavarz, J. M., Verweij, R. A., Van Gestel, C. A., Van Straalen, N. M. (2017). Toxicokinetics and time-variable toxicity of cadmium in *Oppia nitens* Koch (Acari: Oribatida). Environmental Toxicology and Chemistry, 36, 408-413. doi: 10.1002/etc.3548
- Khemaissia, H., Jelassi, R., Ghemari, C., Raimond, M., Souty-Grosset, C., Nasri-Ammar, K. (2019). Evaluation of trace element contamination using *Armadillo officinalis* Duméril, 1816 (Crustacea, Isopoda) as a tool: An ultrastructural study. Microscopy Research and Technique, 82, 2014-2025. doi: 10.1002/jemt.23371
- Koçak, Ş., Bağdatlı, S., İkican, K., Ertuğ, N. D. Y. (2023). Histopathological effects of environmental pollutants on the reproductive system of zebrafish. Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi, 11, 2103-2136. doi: 10.29130/dubited.1182330
- Krásný, J., Sharp, J. (2007). Groundwater in fractured rocks: IAH selected paper series, vol 9, CRC Press, Taylor & Francis, Wallingford, UK.
- Lardies, M. A., Bozinovic, F. (2008). Genetic variation for plasticity in physiological and life-history traits among populations of an invasive species, the terrestrial isopod *Porcellio laevis*. Evolutionary Ecology Research, 10, 747-762.
- Li, J., Lin, Q., Xu, S. (2023). Desorption and migration characteristics of Cu/Cd composite contaminated soil under different pH/ionic strength. Acta Pedologica Sinica, 60, 1026-1034. doi: 10.11766/trxb202108080413
- Li, L., Wang, L., Ippolito, J.A., Xing, W., Wan, M., Zhao, L., Shang, S., Qiu, K. (2025). Long-term nonferrous metal smelting affects metal accumulation/transfer in a soil-plant-woodlouse system. Journal of Environmental Quality, doi: 10.1002/jeq2.70065
- López-Falcón, R. A. (2011). Materia orgánica y multifuncionalidad del suelo. Taller "Introducción a la Química Agrícola", Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.
- Malyan, S. K., Singh, R., Rawat, M., Kumar, M., Pugazhendhi, A., Kumar, A., Kumar, S. S. (2019). An overview of carcinogenic pollutants in groundwater of India. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 21, 101288. doi: 10.1016/j.bcab.2019.101288

- Mazzei, V., Longo, G., Brundo, M. V., Sinatra, F., Copat, C., Conti, G. O., Ferrante, M. (2014). Bioaccumulation of cadmium and lead and its effects on hepatopancreas morphology in three terrestrial isopod crustacean species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 110, 269-279. doi. 10.1016/j.ecoenv.2014.09.015
- McGeer, J. C., Szebedinszky, C., McDonald, D. G., Wood, C. M. (2000). Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd, or Zn in rainbow trout: Iono-regulatory disturbance and metabolic costs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2064-2072. doi. 10.1016/S0166-445X(99)00106-X
- Medfu, T. M., Zewdu, S. F., Ishetu, A.I. (2020). Microbes used as a tool for bioremediation of heavy metal from the environment. *Cogent Food & Agriculture*, 6, 1783174. doi: 10.1080/23311932.2020.1783174
- Meshjel, M.H. (2025). Terrestrial isopoda as Model Organisms in Soil Ecotoxicology. *Dijlah Journal of Agriculture Sciences*, 3, 75-85.
- Mitić, B., Borković-Mitić, S., Stojavljević, A., Stojanović, D., Pavlović, S., Vasiljević, L., Ristić, N. (2022). Metal and metalloid bioaccumulation in three centipedes (Chilopoda). *Archives of Biological Sciences*, 74, 207-215.
- Mohammad, W., Mohammed, T., El-Wakeil, K.A., M. M. Hassan, M.M. (2022). Effects of combined treatment of cadmium and oxytetracycline on the terrestrial isopod *Porcellio laevis*. *Brazilian Journal of Biology*, 82, e246979. doi: 10.1590/1519-6984.246979
- Moreno, P. A. R., Medesani, D. A., Rodríguez, E. M. (2003). Inhibition of molting by cadmium in the crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda Brachyura). *Aquatic Toxicology*, 64, 155-164. doi. 10.1016/s0166-445x(03)00029-8
- Munir, N., Hasnain, M., Roessner, U., Abideen, Z. (2021). Estrategias para mejorar la resistencia de las plantas a la salinidad y el uso de plantas resistentes a la salinidad para la sostenibilidad económica. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52, 2150–2196. doi: 10.1080/10643389.2021.1877033
- Novak, S., Drobne, D., Menard, A. (2012). Prolonged feeding of terrestrial isopod (*Porcellio scaber*, Isopoda, Crustacea) on TiO₂ nanoparticles. Absence of toxic effect. *ZooKeys*, 176, 261-273. doi: 10.3897/zookeys.176.2463
- Odendaal, J. P., Reinecke, A. J. (1999). The toxicity of sublethal lead concentrations for the woodlouse, *Porcellio laevis* (Crustacea, Isopoda). *Biology and Fertility of Soils*, 29, 147-152. doi: 10.1007/s003740050537
- Odendaal, J. P. (2002). Histological change in the hepatopancreas of terrestrial isopods as potential biomarker of cadmium and zinc exposure. Tesis doctoral. University of Stellenbosch, Stellenbosch, South Africa.
- Owojori, O. J., Siciliano, S. D. (2012). Accumulation and toxicity of metals (copper, zinc, cadmium, and lead) and organic compounds (geraniol

- and benzo [a] pyrene) in the oribatid mite *Oppia nitens*. Environmental Toxicology and Chemistry, 31, 1639-1648. doi: 10.1002/etc.1857
- Panza, G., Montanari, M., Lopez, D., Burattini, S., Ciacci, C., Fumelli, P.P., Pasini, G., Fusi, V., Giorgi, L., Grandoni, F., Papa, S., Santolini, R., Canonico, B. (2024). Flow cytometric analysis of hepatopancreatic cells from *Armadillidium vulgare* highlights terrestrial isopods as efficient environmental bioindicators in ex vivo settings. Environmental Science and Pollution Research, 31, 9745–9763. doi: 10.1007/s11356-023-31375-x
- Perković, S., Paul, C., Vasić, F., Helming, K. (2022). Human Health and Soil Health Risks from Heavy Metals, Micro(nano)plastics, and Antibiotic Resistant Bacteria in Agricultural Soils. Agronomy, 12, 2945. doi: 10.3390/agronomy12122945
- Pérez, M. I., Arcia, M. (2024). Hydrological properties of the soil in a micro-watershed of Filo del Tallo, Darién. Revista de I+D Tecnológico, 20, 61-72.
- Proc, K., Bulak, P., Kaczor, M., Bieganski, A. (2021). A new approach to quantifying bioaccumulation of elements in biological processes. Biology, 10(4), 345. doi: 10.3390/biology10040345
- Rainbow, P.S., White, S.L. (1989). Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. Hydrobiologia, 174, 245-262. doi: 10.1007/BF00008164
- Rajkumar, M., Prasad, M. N. V., Swaminathan, S., Freitas, H. (2013). Climate change driven plant–metal–microbe interactions, Environment International, 53, 74-86. doi: 10.1016/j.envint.2012.12.009.
- Ramadan, S.A., Ismail, T.G., El-Rahman, A.A. (2024). Redescription of terrestrial isopod *Porcellio laevis* collected from Sohag Governorate, Egypt with an overview of epicuticular structures using scanning electron microscopy. Sohag Journal of Science, 9, 350-356. doi: 10.21608/sjsoci.2024.258865.1169
- Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., González, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo, 16, 66-77. doi: 10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447
- Ritchie, G.S.P., Dolling, P.J. (1985). The role of organic matter in soil acidification. Soil Research 23, 569-576. doi: 10.1071/SR9850569
- Rittmann, B., McCarty, P. (2001). Environmental biotechnology: Principles and applications. McGraw-Hill Education. New York, USA.
- Ruthsatz, K., Dausmann, K. H., Drees, C., Becker, L. I., Hartmann, L., Reese, J., Sabatino, N. M., Peck, M. A., Glos, J. (2018). Altered thyroid hormone levels affect body condition at metamorphosis in larvae of *Xenopus laevis*. Journal of Applied Toxicology, 38, 1289–1299. doi: 10.1002/jat.3663

- Shanmugaraj, B. M., Malla, A., Ramalingam, S. (2019). Cadmium stress and toxicity in plants: An overview. In M. Hasanuzzaman, M. Prasad, M. Fujita (Eds.), *Cadmium toxicity and tolerance in plants* (pp. 1-17). Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-814864-8.00001-2
- Sharaff, M. M., Subrahmanyam, G., Kumar, A., Yadav, A. N. (2020). Mechanistic understanding of the root microbiome interaction for sustainable agriculture in polluted soils. In: Gupta, V.J., Zeilinger, S., Singh, H.B., Druzhinina, I. (eds.). *New and future developments in microbial biotechnology and bioengineering. Recent Developments in Trichoderma Research*. (pp. 61-84). Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-820526-6.00005-1
- Simba, V. E. (2024). Estudio comparativo *ex-situ* de la capacidad de biorremediación de *Porcellio scaber* y *Eisenia foetida* en el tratamiento de suelos contaminados por petróleo, extraídos del sector Piedra Fina-Parroquia Gonzalo Díaz de Pineda, Cantón El Chaco, Provincia de Napo, 2024. Trabajo de Grado, Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Singh, K., Singh, R., Malyan, S. K., Rawat, M., Kumar, P., Kumar, S., Pandey, G. (2018). Health risk assessment of drinking water in Bathinda district, Punjab, India. *Journal of Indian Water Resources*, 38, 34-41.
- Skubala, P., Kafel, A. (2004). Oribatid mite communities and metal bioaccumulation in oribatid species (Acari, Oribatida) along the heavy metal gradient in forest ecosystems. *Environmental Pollution*, 132, 51-60. doi: 10.1016/j.envpol.2004.03.025
- Song, Y., Jin, L., Wang, X. (2016). Cadmium absorption and transportation pathways in plants. *International Journal of Phytoremediation*, 19, 133-141. doi: 10.1080/15226514.2016.1207598
- Sousa, J.P., Loureiro, S., Pieper, S., Frost, M., Kratz, W., Nogueira, A.J.A., Soares, A.M.V.M. (2000). Soil and plant diet exposure routes and toxicokinetics of lindane in a terrestrial isopod. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2557-2563. doi: 10.1002/etc.5620191023
- Staub, G. C. (1983). Effects and mechanism of action of naphthalene, a petroleum-derived polycyclic aromatic hydrocarbon, on black pigment dispersion in the salt marsh fiddler crab, *Uca pugilator*. Tesis doctoral, Tulane University. Nueva Orleans, EE. UU.
- Strosser, E. (2010). Methods for determination of labile soil organic matter: an overview. *Journal of Agrobiology*, 27, 49. doi:10.2478/s10146-009-0008-x
- Tourinho, P. S., van Gestel, C. A. M., Loftis, S., Soares, A. M. V. M., Loureiro, S. (2013). The effects of soil pH on the toxicity of ZnO nanoparticles (NPs) to the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* were evaluated. Isopods were exposed to a natural soil amended with CaCO₃. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32, 2808-2815. doi: /10.1002/etc.2369

- Van Straalen, N. M., Butovsky, R. O., Pokarzhevski, A. D., Zaitsev, A. S., Verhoef, S. C. (2001). Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia*, 45, 451-466. doi: 10.1078/0031-4056-00099
- Vijver, M. G., Vink, J. P., Jager, T., Van Straalen, N. M., Wolterbeek, H. T., Van Gestel, C. A. (2006). Kinetics of Zn and Cd accumulation in the isopod *Porcellio scaber* exposed to contaminated soil and/or food. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 1554-1563. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.11.006
- Vittori, M., Dominko, M. (2022). A bibliometric analysis of research on terrestrial isopods. *Zookeys*, 18, 13–34. doi: 10.3897/zookeys.1101.81016
- Witzel, B. (2000). The influence of zinc on the uptake and loss of cadmium and lead in the woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Oniscidea). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47, 43-53. doi: 10.1006/eesa.2000.1940
- Wolters, V. (2000). Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and Fertility of Soils*, 31, 1–19. doi: 10.1007/s003740050618
- Zhang, F., Li, H. (2022). Effects of landscape restoration on migration of lead and cadmium at an abandoned mine site. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1057961. doi: 10.3389/fenvs.2022.1057961
- Zidar, P., Van Gestel, C. A., Štrus, J. (2009). Single and joint effects of Zn and Cd on *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda) exposed to artificially contaminated food. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72, 2075-2082. doi: 10.1016/j.ecoenv.2009.06.009
- Zidar, P., Fišer, Z. (2022). Avoidance behaviour toxicity tests should account for animal gregariousness: a case study on the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. *Zookeys*, 18, 87–108. doi: 10.3897/zookeys.1101.76711