2025 | 16·20
GIJÓN | JUNIO
9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1310

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025**.
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza

Remediación de suelos contaminados por arsénico en Azúmara (Lugo) mediante soluciones basadas en la naturaleza

HERNÁNDEZ-NICOLAS, V. (1), SALGADO, L. (1), R. GALLEGO, J. L. (1), BARREIRO, A. (2), FERNÁNDEZ-SANJURJO, M. J. (2), NÚÑEZ-DELGADO, A. (2), ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, E. (2), FORJÁN, R. (1)

(1) Grupo de Biogeoquímica Ambiental y Materias Críticas e INDUROT, Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 Mieres, España.
(2) Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escola Política Superior de Enxeñaría, Campus Terra, Universidade de Santiago de Compostela, 27002 Lugo.

Resumen

Los suelos contaminados por metales y metaloides representan uno de los problemas medioambientales más graves en la Unión Europea, afectando la salud de los ecosistemas, incluidos los sistemas forestales. Además, estos elementos pueden ser absorbidos por la vegetación y la fauna, entrando así en la cadena trófica. La recuperación de suelos contaminados es posible mediante Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN), utilizando tratamientos que combinan enmiendas orgánicas e inorgánicas con la fitorremediación.

Este trabajo estudia técnicas de remediación para la escombrera principal de la mina Constancia, en Azúmara (Castro de Rei, Lugo), un punto de alta concentración fitodisponible de arsénico (As) y zinc (Zn), fuente de contaminación para el monte comunal y el río Azúmara. El estudio, realizado en macetas, evaluó la aplicación de diversas enmiendas alineadas con los principios de la economía circular, combinadas con especies fitorremediadoras como *Lolium multiflorum* y *Betula Celtibérica* remediar este suelo y proponer estrategias replicables en suelos impactados similares.

Palabras clave

Concentración disponible, economía circular, enmiendas orgánicas, enmiendas inorgánicas, recuperación.

1. Introducción

Actualmente el suelo es uno de los recursos más preciado y que a su vez está más afectado por actividades de índole antrópica. Desde la Comunidad Europea se han lanzado diversas iniciativas y reglamentos para la restauración y mejora de calidad de los suelos (European Comission, 2017) (European Comission, 2017). Una de las actividades antropogénicas que más ha impactado en el suelo y en la actualidad lo sigue haciendo en la minería, aunque es un sector indispensable para el desarrollo de la sociedad y la transición energética los impactos que crea no pueden ser obviados (Forján et al., 2018). Derivado de esta actividad industrial y de otras tenemos un alto números de zonas contaminadas por metales y metaloides, algunas debido a zonas mineras abandonadas en la actualidad y otras por mala gestión de minas activas; además según la nueva línea de actuación de la minería moderna es necesario ir restaurando a medida que la explotación avanza “Green minning” (Li y Li, 2024). Los suelos contaminados por metales y metaloides

suponen un reto significativo para la gestión medioambiental en la Unión Europea. Entre estos contaminantes, el arsénico y el zinc destacan por su toxicidad y persistencia, amenazando la biodiversidad y la calidad de los recursos naturales. La contaminación por metales pesados es un problema encubierto, persistente e irreversible. Este tipo de contaminación degrada la calidad de la atmósfera, los cuerpos de agua y los cultivos, además de representar una amenaza significativa para la salud y el bienestar de los animales y los seres humanos a través de su incorporación en la cadena trófica (Li et al., 2014). Entre estos metales, el zinc se considera uno de los más peligrosos y figura en la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA). La exposición a metales pesados, ya sea por ingestión o consumo de agua potable (particularmente en casos de reutilización) y alimentos, puede provocar su acumulación en animales, plantas y seres humanos (Mulligan et al., 2001).

Las Soluciones Basadas en la Naturaleza emergen como una alternativa sustentable para la remediación de estos ecosistemas impactados, priorizando el uso de materiales reciclados y especies vegetales adaptadas (Kisser et al., 2020). Este uso de material reciclados o revalorizados también favorece a la economía circular y está en línea con directrices europeas como Zero Wastes (European Commision, 2014) y demás reducen la producción de gases de efecto invernadero.

Las enmiendas de base orgánica e inorgánica desempeñan un papel fundamental en la remediación de suelos contaminados, ya que pueden mejorar las propiedades físico-químicas del suelo y reducir la movilidad y toxicidad de los contaminantes debido a su capacidad de absorción, los procesos de óxido-redox y los procesos de precipitación que provocan en el suelo (Ahmad et al., 2014; Bolan y Duraisamy, 2003; Salgado et al., 2024). Las enmiendas orgánicas, como el biochar y el compost, no solo contribuyen a la estabilización de metales pesados, sino que también mejoran la estructura del suelo, su capacidad de retención de agua y aporte de nutrientes esenciales para la vegetación lo cual es indispensable para la restauración de estos suelos los cuales suelen carecer de una vegetación estable y de soportarla de forma autosuficiente (Forján et al., 2018). Por otro lado, las enmiendas inorgánicas, como los fosfatos y silicatos, actúan inmovilizando elementos tóxicos a través de procesos de adsorción y precipitación química. Por todo lo anterior, la aplicación de SBN aúnan la restauración integral de suelos degradados con la revalorización de residuos y el secuestro de carbono.

2. Objetivos

- Analizar el suelo de la escombrera de la antigua mina de Azúmara (S) en la cual no se ha llevado a cabo ninguna actuación de restauración y actualmente es un foco de contaminación de suelos y aguas.
- Evaluar la efectividad de diferentes combinaciones de enmiendas orgánicas e inorgánicas en la remediación del suelo S contaminado por As y Zn.
- Analizar la capacidad de instaurar una cubierta vegetal y de fitorremediar de dos especies vegetales: una arbórea (*Betula celtibérica*) y otra herbácea (*Lolium multiflorum*).
- Proponer una estrategia sostenibles final basadas en la economía circular que puedan aplicarse en otros contextos similares afectados por actividades mineras.

3. Material y Metodología

3.1 Historia del Emplazamiento

A mediados del siglo XX, la mina de arsénico situada en el monte Toxeiros, parroquia de Azúmara, representó un importante enclave industrial para el concello de Castro de Rei, Lugo (Figura 1), perteneciente a un yacimiento filoniano de Au-As (Ag-Pb-Zn-Cu-Sb) situado en la provincia de Lugo (NO España) (Martinez-Abad et al. 2015). Su explotación marcó un periodo de desarrollo económico en la región, proporcionando empleo y fomentando la creación de una infraestructura industrial significativa. Los registros históricos denominan a la explotación como "La Constancia". Aunque no se conoce con precisión la evolución de la explotación en sus primeras etapas, se sabe que, durante la década de 1940, la mina fue reactivada específicamente para la extracción de As.

El trabajo en la mina incluía perforaciones, tanto manuales como mecanizadas mediante compresores, para la extracción de mineral, triturado, molienda y separación. La mina estaba compuesta por una red de galerías subterráneas de dimensiones reducidas, reforzadas, zona de operaciones mineras, talleres y suministros eléctricos, zona social. En la década de 1950, la mina cesó sus actividades debido a la disminución de la demanda de As. Aunque la explotación fue breve, su impacto en la economía y en la población de Castro de Rei fue significativo, así como la afección al medioambiente debido a la presencia de una de escombrera al aire libre.

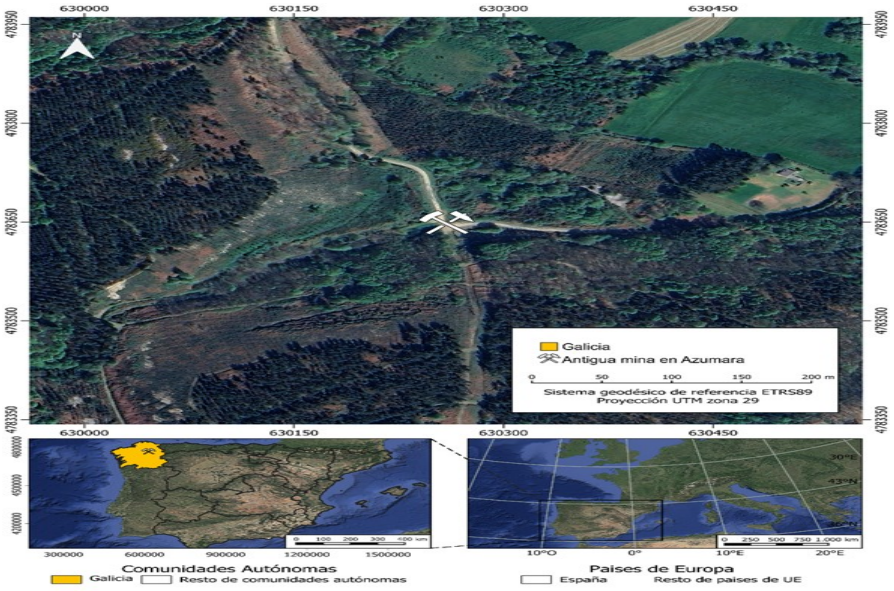

Figura 1. Localización mina Constancia, Azúmara (Lugo, Galicia).

3.2 Muestreo del suelo y enmiendas

Se llevó acabo un muestreo representativo de la zona de la escombrera cercana a la bocamina. Se tomaron 5 puntos muestrales de los que se cogieron un saco de 40 kilos en cada uno. Posteriormente el suelo se secó y se elaboró una mezcla compuesta de los 200 kilos para homogeneizar y que el suelo fuese lo más representativo posible.

Las enmiendas aplicadas fueron:

- Orgánicas:
  - Biochar (B) fue suministrado por la empresa Ibero Massa Florestal, S.A. (Portugal).
  - Vermibiochar (V) fue suministrado por la empresa Vermichar

Lombricompost S.L.

- Inorgánicas:
  - Concha de mejillón (M), cedidas por la empresa Abonomar (Illa de Arousa, Galicia)
  - Residuo inerte de una empresa de productos refractarios (R) cedido por la empresa INTOCAST IBERICA SL
  - Cenizas de biomasa (Z) obtenidas de combustión de biomasa de roble de hospital Ribera Polusa (Lugo, Galicia).

3.3 Material vegetal

- Los árboles de una sabia de *Bétula celtibérica* fueron cedidos por el vivero La Mata (Grado, Asturias) propiedad del Principado de Asturias.
- Las semillas de *Lolium multiflorum* se obtuvieron de la empresa Zoonort SL (Pol, Lugo).

3.4 Diseño experimental

Este experimento tiene una duración de 1 año, y actualmente lleva montado 3 meses. Para llevar a cabo este experimento se montaron en condiciones reales 39 macetas de 5 kg cada una. Las macetas se montaron con diferentes combinaciones de las enmiendas relatadas anteriormente a modo de screening para conocer su eficacia.

Las proporciones en porcentaje aplicadas se pueden observar en la tabla 1, todas las combinaciones se realizaron por triplicado.

Tabla 1. Proporciones, en %, de las enmiendas utilizadas y sus combinaciones.

	S	B	V	M	R	Z
S	100					
SB	95	5				
SV	90		10			
SM	98			2		
SR	98				2	
SZ	98					2
SVM	88		10	2		
SVR	88		10		2	
SVZ	88		10			2
SBM	93	5		2		
SBR	93	5			2	
SBZ	93	5				2
SVB	85	5	10			

Una vez aplicadas las diferentes enmiendas estas se dejaron madurar durante 10 días. Después del periodo de maduración y estabilización se sembraron 5 gramos de semillas de *Lolium multiflorum* por maceta y se plantó un abedul por maceta.

Las macetas se colocaron en campo en la misma zona de la mina para someterlas a las condiciones climatológicas de la zona y se dispusieron de forma aleatoria (Figura 2).

Figura 2. Macetas experimento por enmienda

El suelo de las macetas se muestreará al final del tiempo experimental. A lo largo del experimento se realizarán 8 tomas de agua de poro de las cuales se ha llevado a cabo una a los 45 días para conocer la evaluación de la lixiviación de As y Zn.

Por otro lado, se realizarán medidas dasométricas de los abedules a lo largo del experimento. Actualmente se han tomado medidas en el tiempo inicial y a los 45 días. En cuanto a las herbáceas se realizó una corta a los 45 días para simular el efecto que tendría si fuese comida por herbívoros y los posibles problemas de rebrotar.

3.5 Muestras de suelo y agua

El suelo inicial y las enmiendas se caracterizaron de la siguiente manera:

El suelo se secó al aire y se pasó por un tamiz de 2 mm. El pH se determinó siguiendo el método propuesto por Guitián y Carballas (1976) utilizando un multímetro Mettler Toledo Seven-Compact.

Las concentraciones totales de nitrógeno (N) se determinaron utilizando un analizador LECO CN-2000. La materia orgánica (MO) se determinó mediante la pérdida de peso por ignición (Navarro et al., 1993), y el carbono orgánico (CO) se estimó utilizando el factor de Van Bemmelen (1890),

$C=MO/1.724$. El fósforo (P) disponible se midió mediante el método Mehlich 3 (Mehlich, 1984). La fracción del carbono orgánico (CO) se realizó empleando un método modificado de Ghani et al. (2003). Las concentraciones pseudototales de los metales y metaoides se cuantificaron a partir de un alícuota de 1 g molido en un mortero de ágata hasta alcanzar un tamaño de partícula <100 µm. La extracción se llevó a cabo con aqua regia (H_2NO_3, HCL). Las concentraciones pseudototales de los elementos se determinaron mediante ICP-MS (Perkin Elmer Optima 4300 DV). Las concentraciones disponibles de metales y metaloides se determinaron mediante extracción TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure), siguiendo el método 1311 de la USEPA (US EPA, 1992). Las concentraciones fueron cuantificadas mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, Perkin Elmer Optima 4300 DV).

El agua de poro se extrajo con muestreadores de agua de poro Rhizon samplers. El agua obtenida se analizó por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, (Perkin Elmer Optima 4300 DV).

3.6 Análisis de la vegetación.

Actualmente, se han realizado medidas dasométricas de los abedules para conocer su crecimiento. En cuanto al *Lolium multiflorum* se ha llevado a cabo una siega para conocer su biomasa.

La biomasa fresca se pesó inmediatamente, y la masa seca se determinó tras un secado en horno durante 48 horas a 80°C. Posteriormente, la masa seca se pulverizó en un molino criogénico con nitrógeno líquido (6775 Freezer/Mill® SPEX SamplePrep) antes del análisis de metales. Este análisis consistió en la digestión ácida de una submuestra (0,2 mg) utilizando 8 ml de H_2O_2, 6 ml de HNO_3 y 2 ml de HCl en una placa calefactora dentro de una bomba de teflón, a 150°C durante 90 minutos (Cerdeira-Perez et al., 2019; Gebrekidan et al., 2013; Rosenkranz et al., 2019). Las concentraciones de metales en el sobrenadante se determinaron mediante ICP-AES (Optima 4300 DV; PerkinElmer) (Figura 3).

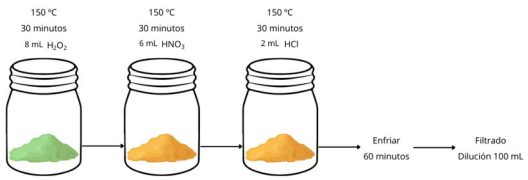

Figura 3. Proceso de digestión de vegetación

4. Resultados

4.1 Caracterización suelo del suelo y las enmiendas

Tanto el suelo como las enmiendas presentan un pH prácticamente neutro (Hazelton y Murphy, 2007) (Tabla 2). Todas las enmiendas exceptuando R y Z presentaron un porcentaje de C más alto que el suelo control (S). En cuanto a la capacidad de intercambio catiónica destacan los altos valores de las enmiendas Z y V (Tabla 2). En lo referente a los metales y metaloides el suelo control presenta unas altas concentraciones de As y Zn las cuales son peligrosas tanto para el medio ambiente como para la salud humana (Tabla 2). El límite para el As según la EPA es de 10 mg/kg en el suelo y de 25 para residuos o suelos peligrosos (US EPA, 1992).

Tabla 2. Caracterización del suelo original y las enmiendas

	S	B	V	M	R	Z
pH	7.10	7.91	7.10	9.39	12.45	11.31
C(%)		49.57	31.71	11.43		13.23
P		0.16	0.41			
N		5.70	15.21			
Ca		3.31	27.09	24.75		95.00
K		13.91	68.14	0.38		250.55
Mg		1.01	29.26	0.72		3.26
Na		3.65	0.65	4.37		12.17
Al		1.80	0.95	0.03		0.07
CEC		23.70	126.11	30.25		361.15
As				1.12	0	8.36
Zn		26.70	275		0	
As	86.30	DL			0	
Zn	86.66	1.18	2.55		0	

4.2 Evolución de la vegetación.

4.2.1 Lolium multiflorum

Una vez tratado el suelo control con las diferentes enmiendas se observaron claras diferencias en la biomasa de *Lolium multiflorum* después de la primera siega (Figura 4). La aplicación directa de R y Z no consiguió aumentar la biomasa seca en comparación con S, y lo mismo ocurrió con SBR esto es lógico ya que la biomasa cosechada en el control y la biomasa cosechada en el suelo tratado solo con biochar presentaron la misma biomasa seca (Figura 4).

Los tratamientos más eficaces a la hora de aumentar la biomasa fueron la aplicación directa de vermibiochar (SV) y de vermichar combinado con concha de mejillón (SVM) y vermichar combinado con ceniza de biomasa (SVZ).

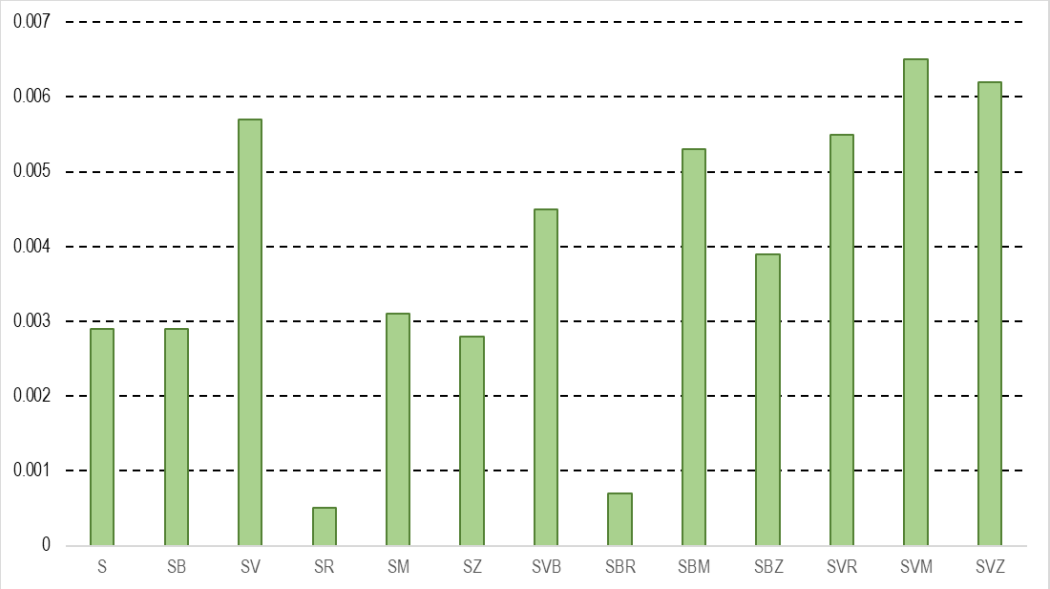

Figura 4. Producción de biomasa, en gr/cm², de Lolium multiflorum por tipo de remediación en los primeros 45 días.

4.2.2 Bétula celtibérica

En relación con el desarrollo de la especie forestal estudiada, en este caso *Betula Celtibérica*, el crecimiento en los primeros 45 días va entre 0.03 y 1.7 cm. Debemos tener en cuenta que esta parte del experimento transcurre en invierno y las

macetas están en condiciones campo.

Los valores máximos se asocian a los tratamientos en los que se aplicó directamente biochar o éste fue combinado con V o M (Figura 5); la aplicación directa de vermibiochar (SV) también fue muy eficaz a la hora de mejorar el crecimiento (Figura X). Los tratamientos en los que se observó un menor crecimiento fue en el que combinó también el biochar, pero con R (Figura 5).

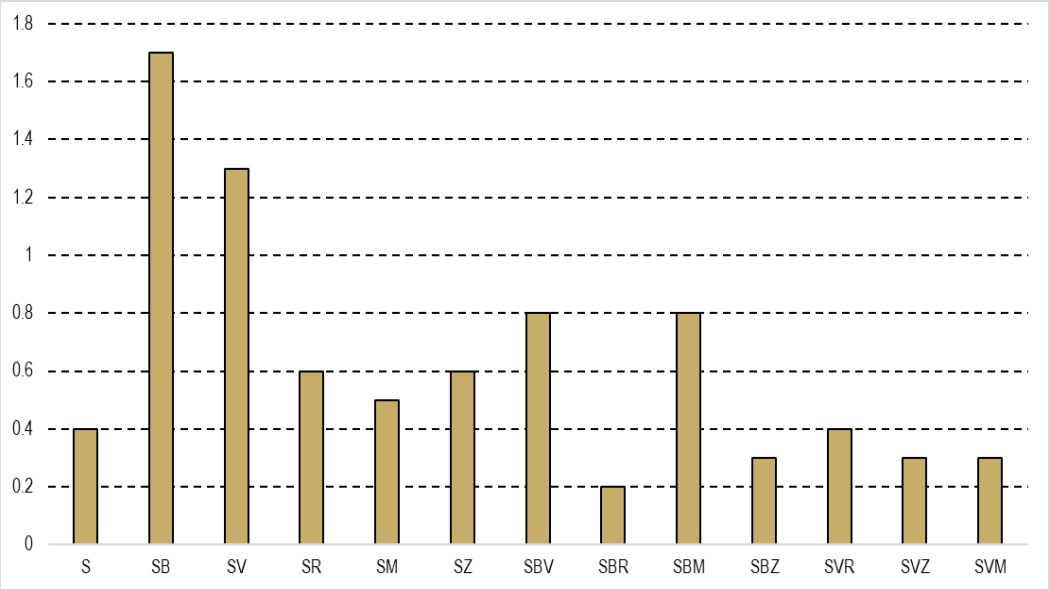

Figura 5. Crecimiento, en cm, de Betula Celtibérica por tipo de remediación en los primeros 45 días.

5.Discusión

5.1 Evolución de la vegetación.

5.1.1 Lolium multiflorum

La mayor eficacia a la hora de aumentar la biomasa de *Lolium multiflorum* por parte del vermibiochar solo o mezclado con R o Z puede ser debido a que el vermichar es una enmienda que suele aportar nutrientes y materia orgánica de calidad al suelo. Además, está comprobado que el vermichar tiene un efecto positivo a la hora de reducir las concentraciones fitodisponibles de metales y metaloides (Reman et al., 2023). Por su parte hay estudios que demuestran que la concha de mejillón tiene la capacidad de reducir las concentraciones fitodisponibles de metales y metaloides (Abd El-Azeem et al., 2013) y las cenizas de biomasa también han sido como mejorantes del suelo (Cruz et al., 2023; Rodríguez-López et al., 2024)

Tanto el suelo como las enmiendas presentan un pH prácticamente neutro (Hazelton y Murphy, 2007). Por lo tanto, el pH como tal en este caso no es un factor que afecte al desarrollo de la vegetación.

5.1.2 Bétula celtibérica

El buen efecto de la aplicación de biochar puede deberse a que debido a su estructura es capaz de estructurar el suelo (Atkinson et al., 210) y de retener más agua y nutrientes (Biederman y Harpole, 2012; Blanco-Canqui, 2017). Además, esta

testado que el biochar tiene capacidad para disminuir las concentraciones biodisponibles de metales y metaloides (Beesley y Marmiroli, 2011). Esta eficacia puede variar cuando el biochar se emplea combinado con otras enmiendas, de hecho, en nuestro estudio ese efecto se puede observar en la figura 5 con SBV, SBR y SBZ.

El efecto positivo del vermibiochar ya se explicó anteriormente con su efecto sobre el crecimiento de Lolium Multiflorum (Reman et al., 2023)

6. Conclusiones

Las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN), fundamentadas en los principios de la economía circular, se destacan como una estrategia viable y sostenible para la remediación de suelos contaminados por metales y metaloides, en lo relativo a la vegetación. Este estudio demuestra que la combinación de enmiendas orgánicas e inorgánicas con especies vegetales, como *Lolium multiflorum* y *Betula celtibérica*, puede reducir la fitodisponibilidad de contaminantes y mejorar significativamente las propiedades del suelo. Los resultados revelan un comportamiento diferenciado: el vermibiochar y sus combinaciones mostraron mayor eficacia en el aumento de la biomasa de *Lolium multiflorum*, mientras que el biochar puro o combinado favoreció el crecimiento de *Betula celtibérica*. Además, el uso de subproductos reciclados y especies autóctonas refuerza el enfoque sostenible, destacando la necesidad de adaptar las estrategias de recuperación a las características del contaminante y las condiciones locales. Este enfoque integrador ofrece una solución replicable para la restauración de ecosistemas degradados por actividades mineras.

7. Agradecimientos

Esta investigación fue parcialmente financiada por el proyecto BIODIVERSIDAD-BIO09NANOCAREM (BIODIVERSIDAD-BIO09 NEXT GENERATION EU BIODIVERSIDAD-BIO09). Lorena Salgado obtuvo una beca del "Programa de Apoyo y Promoción de la Investigación 2021. Ayudas para la realización de tesis doctorales. Modalidad A (PAPI-21-PF-27)", financiado por la Universidad de Oviedo y Banco Santander. Expresamos nuestro agradecimiento por el apoyo brindado para el desarrollo de este trabajo.

8.Bibliografía

ABD EL-AZEEM, S.A., AHMAD, M., USMAN, A.R., KIM, K.R., OH, S.E., LEE, S.S., OK, Y.S. (2013). Changes of biochemical properties and heavy metal bioavailability in soil treated with natural liming materials. *Environ. Earth Sci. 70*, 3411-3420.

AHMAD, M., UPAMALI RAJAPAKSHA, A., EUN LIM, J., ZHANG, M., BOLAN, N., MOHAN, D., VITHANAGE, M., SOO LEE, S., SIK OK, Y. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere, 99*, 19-33.

ATKINSON, C.J., FITZGERALD, J.D., HIPPS, N.A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. Plant Soil 337, 1–18 (2010).

BEESLEY, L., MARMIROLI, M. (2011). The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environ. Pollut, 159*(2), 474-480.

BIEDERMAN, L. A., HARPOLE, W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB bioenergy*, *5*(2), 202-214.

BLANCO-CANQUI, H. (2017). Biochar and soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J, 81*(4), 687-711.

BOLAN. N.S., DURAUSAMY, V.P. (2003). Role of Inorganic and Organic Soil Amendments on Immobilisation and Phytoavailability of Heavy Metals: A Review Involving Specific Case Studies. *Soil Research, 41*, 533-555.

CRUZ, N., AVELLAN, A., RUIVO, L., SILVA, F.C., RÖMKENS, P.F.A.M., TARELHO, L.A.C., RODRIGUES, S.M. (2023). Biomass ash-based soil improvers: Impact of formulation and stabilization conditions on materials' properties. *J. Clean. Prod, 391*, 136049.

EUROPEAN COMISSION (2014). Towards a Circular Economy: A Zero Waste Programme for Europe. Brussels.

EUROPEAN COMISSION (2017). NATURE-BASED SOLUTIONS. Brussels. https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions_

FORJÁN, R., RODRÍGUEZ-VILA, A., CERQUEIRA, B., COVELO, E.F. (2018). Comparison of compost with biochar versus technosol with biochar in the reduction of metal pore water concentrations in a mine soil. *J. Geochem. Explor. 192*, 103-111.

GHANI, A., DEXTER, M., PERROT, K.W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem, 35* (9), 1231-1243.

GUITIÁN, F.; CARBALLAS, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro.

HAZELTON, P., MURPHY, B. (2007) Interpreting soil test results: what do all the numbers mean? CSIRO Publishing, Clayton

KISSER, J., WIRTH, M., DE GUSSEME, B., VAN EEKERT, M., ZEEMAN, G., SCHOENBORN, A., VINNERAS, B., FINGER, D.C., KOLBL REPINC, S., GRIESSLER BULC, T., BANI, A., PAVLOVA, P., STAICU, L.C., ATASOY, M., CETECIOGLU, Z.; KOKKO, M., BERAT H., HANSEN J., ISTECNIC D., CANGA, E., MALAMIS, E., CAMILLERI-FENECH, M., BEESLEY, L. (2020). A review of nature-based solutions for resource recovery in cities. *Blue-Green Syst. 2*, 138–172.

LI, Q., LI, X. (2024). Technological innovation and engineering practice of damage reduction mining and ecosystem restoration in open-pit coal mine. *Global Sustainability, 7*, e50.

LI, Z., MA, Z., VAN DER KUIJP, T.J., YUAN, Z., HUANG, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *STOTEN, 468-469*, 843-853.

MARTÍNEZ-ABAD, I., CEPEDAL, A., ARIAS, D., MARTÍN-IZARD, A. (2015). The Vilalba gold district, a new discovery in the Variscan terranes of the NW of Spain: A geologic, fluid inclusion and stable isotope study. *Ore GeoL. Rev.* 66, 344-365.

MULLIGAN, C.N., YONG, R.N., GIBBS, B.F. (2001). Remediaton technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Eng. Geol. 60*, 193-207.

NAVARRO, A.F., CEGARRA, J., ROIG, A., GARCIA, D. (1993). Relationships between organic matter and carbon contents of organic waster. *Bioresour. Technol, 44*, 203-207.

REMAN, S.U., DE CASTRO, F., MARINI, P., APRILE, A., BENEDETTI, M., FANIZZI, F.P.

(2023). Vermibiochar: A Novel Approach for Reducing the Environmental Impact of Heavy Metals Contamination in Agricultural Land. *Sustainability, 15*(12), 9380.

SALGADO, L., APARICIO, L., AFIF, E., FORJÁN, R. (2024). A second life for mining waste as an amendment for soil remediation. *J Mater Cycles Waste Manag 26*, 2971–2979.

VAN BEMMELEN, J.M. (1890). Die Zusammensetzung des vulkanischen Bodens in Deli (Sumatra) und in Malang (Java), und des Fluss-Thonbodens in Rembang (Java), welche für die Tabakskultur benutzt werden. *Die landwirtschaftlichen Versuchs-Stationen, 37*, 279–361.