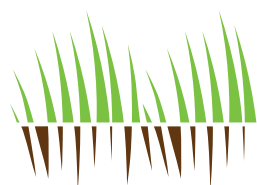




VIII Congreso Ibérico de las **Ciencias del Suelo**

VIII Congresso Ibérico de **Ciências do Solo**

DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN
20 - 22 JUNIO 2018



CICS2018

VIII Congreso Ibérico de las Ciencias del Suelo

VIII Congresso Ibérico de Ciências do Solo

DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN

20 - 22 JUNIO 2018

ISBN 978-84-09-02936-5

ORGANIZAN



COLABORAN



PATROCINAN



| | |
|-----|---|
| 319 | Contenidos y distribución edafogeoquímica de algunos elementos potencialmente tóxicos (PTEx) en suelos de viñedo de La Rioja DOCa. VICTORIA IÑIGO |
| 323 | Diseminación de Genes de Resistencia a Antibióticos como Consecuencia de la Aplicación de Lodos de Depuradora en Suelos Agrícolas. LEIRE JAUREGI |
| 327 | Degradación diferencial entre combustibles de origen fósil y biológico (biodiésel) en suelos con contaminación mixta. RAFAEL G. LACALLE |
| 331 | Efectos de biochar y compost en un suelo de huerto urbano moderadamente contaminado por metales pesados. RAFAEL LÓPEZ NÚÑEZ |
| 335 | Tecnosuelos contruidos a partir de residuos municipales en Vitoria-Gasteiz (España). VILELA LOZANO J. |
| 339 | Aplicación de lodos de depuradora secados térmicamente sobre suelos agrícolas. Efectos sobre el suelo y la producción de cereal. CAROLINA MANCHO ALONSO |
| 343 | Influencia del tipo de suelo y uso del mismo en la salinidad de los suelos de la Vega Media del río Segura (Murcia). PURA MARÍN SANLEANDRO |
| 347 | Evaluación de la contaminación residual en los suelos del Corredor Verde del Guadiana mediante bioensayo con lombriz de tierra (Eisenia andrei). FRANCISCO MARTÍN |
| 351 | Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de arsénico entre los horizontes de un suelo de turbera. FRANCISCO JAVIER MARTÍNEZ |
| 355 | La importancia del manejo post-incendio en las propiedades del suelo: un caso de estudio en el Parque Natural del Montgó (E España). JORGE MATAIX-SOLERA |
| 359 | Proyecto de innovación docente: Degradación y restauración de ambientes mediterráneos (Erasmus + project) AGUSTÍN MERINO |
| 363 | Variación intragénero en la distribución de mercurio en diferentes especies del género Cistus crecidas en la misma parcela. ROCÍO MILLÁN |
| 366 | Utilización de nanopartículas de magnetita en la descontaminación de suelos afectados por actividad minera. ANA MOLINER |
| 369 | Dinámica del C en suelos de mina sujetos a procesos de fitoestabilización asistida con aplicación de enmiendas orgánicas. CARMEN MONTERROSO |
| 373 | Potentially Toxic Elements extraction in a Creosote contaminated soil. ESMERALDA MORILLO |
| 377 | Biorrecuperación de un suelo contaminado con trifluralina usando bioaumento y ciclodextrina. ESMERALDA MORILLO |
| 381 | Utilización de subproductos orgánicos vegetales para mejorar las propiedades físicas de suelos alterados. JOSÉ NAVARRO PEDREÑO |
| 385 | Aplicação de análise espacial para a interpretação do relevo como fator de erosão dos solos da Ilha-do-Fogo, Cabo Verde. MARIA CLOTILDE NETA |
| 389 | Contenido y distribución de Hg en suelos podzólicos del Centro de Portugal. JUAN CARLOS NÓVOA-MUÑOZ |
| 393 | Fraccionamiento de Cu y Zn en la rizosfera de plantas ruderales de viñedos de la Ribeira Sacra (NO Península Ibérica). JUAN CARLOS NÓVOA-MUÑOZ |
| 397 | Retención de cromo VI y fluoruro en suelos y material pirítico tratados con diversos subproductos. AVELINO NÚÑEZ-DELGADO |
| 401 | Adsorción-desorción de MPCA en tres suelos de ambiente mediterráneo enmendados con compost de alperujo DAVID PEÑA ABADES |
| 405 | Efecto de las técnicas de agricultura de conservación en la estabilidad estructural y humedad en suelo dedicado al cultivo del arroz. DAVID PEÑA ABADES |
| 409 | Niveles de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en cenizas y suelos afectados por un incendio forestal en el NO España. CRISTINA PÉREZ NOVO |
| 413 | Variabilidad espacial del contenido de mercurio en suelos de España: Influencia de las centrales térmicas de carbón. JOSÉ ANTONIO RODRÍGUEZ MARTÍN |
| 417 | Efecto de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo. VANESA SANTÁS-MIGUEL |
| 421 | Influencia de la Corteza de Pino en la Toxicidad de la Tetraciclina sobre las Comunidades Bacterianas del Suelo. VANESA SANTÁS-MIGUEL |

Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de arsénico entre los horizontes de un suelo de turbera

Comparative study of the capacity of arsenic adsorption between the horizons of a peatland soil

Martínez, F.J.*; Aguilar, A.; García, M.; Martín, F.J.

Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Campus Fuentenueva s/n, 18001, Granada, España
(autor de contacto: fjarzon@ugr.es)

Resumen

El número de minas, la cantidad de mineral procesado y, por tanto, la cantidad de aguas residuales mineras ha aumentado en las últimas décadas constituyendo una fuente de contaminación de suelos y de aguas al contener altas concentraciones de elementos contaminantes como el arsénico. En España, el ejemplo más representativo es el “Desastre de Aznalcóllar”; donde pese a la gran intervención de descontaminación acometida aún existe contaminación residual. Es necesario contar con herramientas eficaces para actuar ante posibles situaciones futuras. En este sentido, algunos estudios muestran el poder de adsorción de metales y metaloides por los suelos de turbera. En este trabajo se caracteriza el Histosol térrico que es el suelo representativo de la turbera del Agia (El Padul, Granada) y se determina la capacidad de adsorción de sus horizontes turbosos y del horizonte carbonatado frente al As presente en soluciones contaminantes. Se comprueba que el horizonte carbonatado presenta mayor capacidad de adsorción en comparación con los horizontes turbosos, siendo la reducción de la concentración de As soluble superior al 90% en todos los casos.

Palabras clave: Arsénico, turbera, adsorción, remediación de suelos.

Abstract

The number of mines, the amount of ore processed and, therefore, the amount of mine wastewaters have been increasing in recent decades constituting a source of soil and water contamination by high concentrations of harmful substances such as arsenic. In Spain, the most representative example is the “Aznalcóllar Disaster”, where in spite of the great decontamination intervention undertaken there is still residual contamination. It is necessary to have effective tools to act against possible future situations. In this sense, some studies show the adsorption capacity of metals and metaloids by peatland soils. In this study the Histosol terric is characterized, which is the representative soil of the peatbog of Agia (El Padul, Granada) and the adsorption capacity of this soil is assessed against the As in pollutant solutions. The carbonated horizon shows better adsorption capacity in comparison with the peaty horizons, with a reduction of the soluble As concentration higher than 90% in all cases.

Keywords: Arsenic, peatland, adsorption, soil remediation.

Introducción

La contaminación por As provoca alteraciones en el equilibrio y en las características medioambientales y representa un serio problema para la salud humana debido a su alto potencial tóxico y carcinógeno.

La contaminación del agua por As es un grave problema para la salud pública a nivel mundial al amenazar a más de 150 millones de personas, de las cuales unos 110 millones viven en países de Asia como Bangladesh, China, India, Taiwán y Vietnam [1]. En España, la Faja pirítica ibérica representa un foco potencial de contaminación por As para numerosas cuencas hidrológicas. Basta recordar el accidente de Aznalcollar donde se produjo un vertido de $36 \times 10^5 \text{ m}^3$ de aguas ácidas y $9 \times 10^5 \text{ m}^3$ de lodos tóxicos a los ríos Agrio y Guadiamar en 1998 [2]. En este vertido, entre otros elementos contaminantes el As era uno de los principales, con una concentración media de 4953 mg kg^{-1} en lodos y en aguas de $2 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ [3]. En la actualidad existen pequeñas áreas de contaminación residual en el Corredor Verde del Guadiamar al encontrarse suelos contaminados con pH ácido y altas concentraciones de As, Pb, Cu y Zn [4].

Por ello, es esencial la recuperación de áreas contaminadas para prevenir el deterioro del medio ambiente y evitar la exposición al As de los seres vivos [5]. En el caso de aguas contaminadas con As, existen diversas técnicas de descontaminación. Abordamos aquí el uso de los suelos de turbera como técnica de descontaminación. En este sentido, existen antecedentes en otros países que muestran la capacidad de los suelos de turbera de adsorber el As presente en agua, como es el caso de la turbera de Gola di Lago que tras pasar por ella una corriente con una concentración de hasta $400 \text{ } \mu\text{g As L}^{-1}$ disminuye su concentración hasta $2 \text{ } \mu\text{g As L}^{-1}$ [6]. En la turbera de la Laponia Finlandesa se tratan aguas de drenaje de una mina de oro cercana que presentan altos niveles de As con eficacias de retención cercanas al 95% [7]. Otra técnica de descontaminación de suelos y aguas es el uso de Tecnosuelos,

ejemplos de ellos serían los trabajos de Jordan y colaboradores [8], Santini y Frey [9], y Rivas-Pérez y colaboradores [10] en la mina As Pontes (La Coruña).

En este trabajo se plantean dos objetivos fundamentales; el primero caracterizar el suelo representativo de la turbera del Padul (Granada) y el segundo evaluar la capacidad de remediación por los horizontes de este suelo a partir de soluciones contaminadas con As.

Material y métodos

El suelo de la turbera del Padul se localiza en el Valle de Lecrín en Granada ($37^{\circ}00' \text{ N} / 03^{\circ}36' \text{ W}$; altitud: 720–760 m) y procede de los restos de un sistema fluvial de inundación formado por la subsidencia de una fosa tectónica de relleno sedimentario. El clima es Mediterráneo continental y la vegetación se caracteriza por macrófitos y plantas vasculares acuáticas, helófitos y saucedas, choperas y olmos en los bordes. Los suelos de la turbera son Histosoles, y la mayoría se clasifican como Histosoles térricos; presentando alternancia de capas carbonatadas y no carbonatadas [11].

El muestreo se realiza con tres pseudoréplicas por horizonte y posterior mezcla para su homogeneización. Las muestras se secan, muelen y pasan por un tamiz de 2 mm.

Las determinaciones analíticas realizadas son: pH en relación suelo:agua 1:2.5 y conductividad eléctrica (CE) en extracto suelo:agua 1:5 con pH/conductímetro 914 Metrohm, carbono orgánico (CO) mediante el método de Tyurin (Tyurin, 1951), carbonato cálcico equivalente (CaCO_3) por gases volumétricos (Barahona, 1984), textura mediante el método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972), humedad mediante el método de la membrana de Richards (Richards, 1947), contenido en fósforo asimilable mediante el método Olsen (Olsen et al., 1954), bases y capacidad de intercambio catiónico (CIC) según Soil Conservation Service (1972), contenido en N y C total mediante un LECO® TruSpec CN (St. Joseph, MI,

EE.UU.), aniones solubles mediante cromatografía iónica en Dionex DX-120 sobre extracto suelo:agua 1:5, contenido en Fe, Al y Mn soluble mediante ICP-OES, contenido en Fe total con espectrometría de absorción atómica en Varian SpectrAA 220FS y As total mediante ICP-MS, en ambos casos previa digestión ácida.

Para determinar la capacidad de adsorción de As por los horizontes del suelo se aplican 4 tratamientos por triplicado consistentes en la adición de soluciones contaminantes de 0, 50, 100 y 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ de As tanto a la mezcla de los horizontes turbosos (T0, T50, T100 y T200) como al horizonte carbonatado (S0, S50, S100 y S200). Seguidamente se agitan durante 24 h y se filtran separando suelo y lixiviado. En el lixiviado se mide pH, CE y contenido en As soluble.

La distribución normal de los datos se verifica mediante el test de Kolmogorov-Smirnov, las diferencias estadísticas ($p < 0.05$) se determinan a partir del análisis de varianza, y se realizan comparaciones múltiples con la prueba de Tukey.

Resultados y discusión

Descripción y caracterización del suelo

En orden secuencial desde la superficie del suelo hacia abajo se distinguen los siguientes horizontes. En los primeros 35 cm hay un horizonte mineral con gran acumulación de materia orgánica (Ah), entre 35 y 45 cm el horizonte es de material orgánico no descompuesto (2H) que entierra a un horizonte con acumulación de carbonatos poco alterado (2Ck) que llega hasta 200 cm, por debajo hasta 400 cm aparece otro horizonte con material orgánico no descompuesto (3H), hasta 600 cm se encuentra un horizonte mineral poco afectado por la edafogénesis (3C), el cual entierra a otro horizonte rico en materia orgánica no descompuesta (4H) con un espesor de 200 cm, y por último un horizonte poco meteorizado con acumulación de carbonatos (4Ck) de espesor desconocido.

En el cuadro 1 se resumen las características de los horizontes del suelo de la turbera.

Tabla 1 – Características químicas, físico-químicas y físicas de los horizontes del suelo de turbera.

| | Ah | 2H + 3H + 4H | 2Ck | 3C |
|-------------------------------|-----------------|--------------------|-----------------|-----------------|
| pH 1:2.5 | 7.99 | 3.50 | 7.86 | 6.00 |
| CE 1:5 | 2.94 | 10.26 | 2.81 | 3.45 |
| CO | 5.97± 0.69 | 19.85 ± 0.25 | 1.09± 0.02 | 7.28 ± 0.32 |
| CaCO ₃ | 90.10± 0.75 | n.d. | 93.93± 1.50 | 0.44± 0.12 |
| CEC | 28.05 ± 0.05 | 61.59 ± 1.59 | 14.69 ± 0.70 | 44.91 ± 1.01 |
| Ca ²⁺ | 22.14± 1.81 | 29.49± 0.90 | 4.68 ± 2.61 | 26.19 ± 0.99 |
| Mg ²⁺ | 4.56 ± 0.003 | 31.58± 0.99 | 9.08 ± 0.16 | 17.26 ± 0.30 |
| Na ⁺ | 0.06 ± 0.03 | 0.52 ± 0.10 | 0.69 ± 0.04 | 1.00 ± 0.22 |
| K ⁺ | 1.28 ± 0.03 | 0.003± 0.001 | 0.25 ± 0.04 | 0.46 ± 0.22 |
| P asimilable | 41.35 ± 8.24 | 56.27 ± 0.35 | 1.88± 0.49 | 24.64 ± 2.22 |
| N T | 0.31 | 2.08 | 0.07 | 0.38 |
| C T | 46.17 | 21.01 | 12.51 | 39.58 |
| Fe W | 0.16 ± 0.03 | 22.37 ± 8.20 | 0.12 ± 0.01 | 0.13 ±0.004 |
| AlW | 0.09 ± 0.01 | 333.26 ± 108.60 | 0.07 ± 0.007 | 0.07 ±0.002 |
| Mn W | 0.03± 0.002 | 7.00± 2.08 | n.d. | < 0.02 |
| Fe T | 3.04 | 31.56 | 3.76 | 27.70 |
| As T | 16.46 | 23.89 | 6.90 | 18.68 |
| Arena | 10.83 | - | 16.00 | 6.21 |
| Limo | 54.97 | - | 52.90 | 57.00 |
| Arcilla | 34.20 | - | 31.10 | 36.79 |
| Cl ⁻ | 102.85 | 239.2 | 100.10 | 100.65 |
| NO ₃ ⁻ | 52.25 | n.d. | 50.60 | 53.9 |
| SO ₄ ²⁻ | 26336 | 175224 | 26421 | 36694 |
| Agua útil | 25.10 | 10.80 | 12.68 | 18.16 |

CE se expresa en dS m^{-1} , C.O. en %, CaCO₃ en %, bases de cambio y CIC en $\text{cmol}_{(+) } \text{kg}^{-1}$, P asimilable en mg L^{-1} , N y C total en %, Fe, Al y Mn solubles en mg L^{-1} , Fe total en g kg^{-1} , As total en mg L^{-1} , arena, limo y arcilla en %, aniones solubles en mg L^{-1} y en agua útil en %. T - total, W – soluble, n.d. – No detectable.

Evaluación capacidad de adsorción de As por los horizontes del suelo

En la Fig. 1 se puede observar que la capacidad de adsorción de As fue mayor en el horizonte carbonatado (S) respecto de los horizontes turbosos (T). Los porcentajes de reducción en la concen-

tración de As soluble en agua en los tratamientos respecto a los suelos sin contaminar son: T50 – 73.94%, T100 – 99.86%, T200 – 99.01%; S50 – 97.80%, S100 – 98.24%, S200 – 98.74%. Estos porcentajes han sido calculados teniendo en cuenta la concentración de As inicial en el suelo (S0, T0).

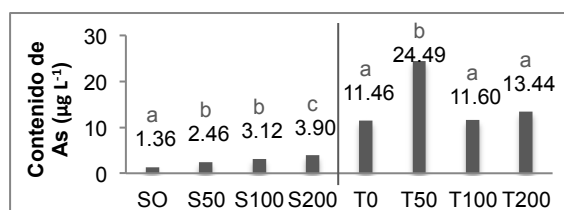


Fig. 1 – Contenido de As en lixiviado tras contacto con horizonte carbonatado (S) y horizontes turbosos (T) de los tratamientos (0, 50, 100 y 200 µg L⁻¹ As).

La mayor concentración de As soluble en los horizontes turbosos puede ser debida a su acidez, ya que a pH menores de 5 la solubilidad del hierro y del aluminio es mayor, los cuales actúan como puentes de unión entre el As de la solución del suelo y los coloides ^[12], produciéndose así una mayor desorción de arsenitos. Es destacable la mayor concentración de As en el tratamiento de 50 µg L⁻¹ usando los horizontes turbosos (T50), la cual se puede deber al alto contenido en sulfatos en estos horizontes, ya que compiten con el As por las posiciones de cambio ^[13], siempre que las concentraciones de As no sean muy elevadas ya que se reduce la influencia de los sulfatos.

4. Conclusiones

1. El suelo estudiado presenta una alta salinidad, relacionada con un alto contenido en sulfatos. En estas condiciones, el As compite con los sulfatos por las posiciones de cambio, especialmente a concentraciones bajas de As.

2. La acidez de la turba puede explicar las mayores concentraciones de As en el agua en relación al horizonte carbonatado. En este sentido, la presencia de carbonatos y un pH básico parecen tener gran influencia en la reducción de la movilidad del As.

Referencias bibliográficas

- [1] Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Pratap, V.S., Mohan, S.P. 2015. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. *Ecotox. Environ. Safe.*, 112: 247-270.
- [2] Aguilar, J., Bellver, R., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., Ortiz, I., Simón, M. 2003. Contaminación de suelos por el vertido tóxico de Aznalcóllar. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- [3] Martín, F.; Simón, M.; Arco, E.; Romero, A.; Dorronsoro, C. 2012. Arsenic behaviour in polluted soils after remediation activities. pp.: 201-216. In: *Soil health and landuse management*. Ed. InTech.
- [4] García-Carmona, M., Romero-Freire, A., Sierra, M. A., Martínez, F.J.G., Martín, F.J.P. 2017. Evaluation of remediation techniques in soils affected by residual contamination with heavy metals and arsenic. *J. Environ. Manage.*, 191: 228–236.
- [5] Pavel, L., Gavrilescu, M. 2008. Overview of ex situ decontamination techniques for soil cleanup. *Environ. Eng. Manag. J.*, 7 (6): 815-834.
- [6] González A, Z.I., Krachler, M., Cheburkin, A.K., Shoty, W. 2006. Spatial distribution of natural enrichments of As, Se y U in a mineratrophic peatland. *Environ. Sci. Technol.*, 40 (21): 6568–6574.
- [7] Palmer, K., Ronkanen, A-K., Kløve, B. 2014. Efficient removal of As, Sb and Ni from mine wastewaters in Northern treatment peatlands and potential risks in their long-term use. *Ecol. Eng.*, 75: 350–364.
- [8] Jordán, M.M., García-Sánchez, E. Almendro-Candel, M.B., Pardo, F., Vicente, A.B., Sanfeliu, T., Bech, J. 2017. Technosols designed for rehabilitation of mining activities using mine spoils and biosolids. Ion mobility and correlations using percolation columns. *Catena*, 148: 74–80.
- [9] Santini, T., Frey, M.V. 2016. Assessment of Technosol formation and in situ remediation in capped alkaline tailings. *Catena*, 136, 17–29.
- [10] Rivas-Pérez, U.M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Núñez – Delgado, A., Macías, F., Monterroso, C., Álvarez-Rodríguez, E. 2016) Aluminum fractionation and speciation in a coal mine dump: Twenty years of time-course evolution. *Geoderma*, 273: 45–53.
- [11] Sierra, C., Ortega, E., Roca, A., Saura, I., Asensio, C. 1992. Mapa de suelos Padul – 1026. Escala 1:100.000. Revisatlas, S.A.
- [12] O'Neill, P. 1995. Arsenic. En: *Heavy metals in soils* (2nd ed.) B.J. Alloway (Ed.), pp. 105–121. Glasgow, UK.
- [13] Ansone – Bertina, L., Klavins, M. 2016. Sorption of V and VI group metalloids (As, Sb, Te) on modified peat sorbents. *Open Chem.*, 14: 46–59.

