



Humedal estacionario construido para el tratamiento de drenaje ácido de mina de la Planta Concentradora de Mesapata-Catac

Constructed stationary wetland for acid mine drainage treatment from the Mesapata-Catac Mineral Concentration Plant

LIBI VERGARAY ANDAGUA¹, LUCIO PALMA LEÓN¹, JULIO PALOMINO CADENAS¹,
RAÚL AUGUSTO LOAYZA MURO², MELANIE MORENO MEJIA¹, MARIO LEYVA COLLAS¹

RESUMEN

La finalidad de esta investigación fue reducir la concentración de hierro y elevar el pH del Drenaje Ácido de Mina (DAM: [Fe]=800 ppm; pH=2,6) de la Planta Concentradora de Mesapata (Ancash-Perú) con un humedal estacionario construido utilizando el consorcio de especies nativas fitorremediadoras (*Juncus imbricatus*, *Distichia muscoides*, *Typha angustifolia*) con Bacterias Sulfato Reductoras (BSR). El humedal estacionario (largo, 64 cm; ancho, 45 cm; alto, 32 cm) se implementó con 4 componentes en el siguiente orden: (a) BSR hasta los 5 cm, (b) grava (diáme-

¹ Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, Facultad de Ciencias del Ambiente, Escuela de Ingeniería Ambiental. Huaraz, Perú.

² Universidad Peruana Cayetano Heredia, Facultad de Ciencias y Filosofía, Laboratorio de Ecotoxicología. Lima, Perú.

©Los autores. Este artículo es publicado por la Revista Aporte Santiaguino de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), que permite: Compartir - copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato, Adaptar - remezclar, transformar y construir a partir del material para cualquier propósito, incluso comercialmente.

tro, 2 cm) hasta los 8 cm, (c) compost, hasta los 17 cm, y (d), especies fitorremediadoras sembradas vegetativamente sobre el sustrato. El humedal se estabilizó en un mes; momento en que se añadió el DAM hasta una altura de 27 cm, quedando 5 cm de espacio libre, para su tratamiento. Para la determinación de la eficiencia del humedal se analizó la concentración de hierro (kit MColortest Iron test - Merck) y el pH (potenciómetro) en el DAM y en el efluente del humedal, alcanzando una eficiencia del 99,8 % para la inmovilización del hierro y un incremento del pH a 7,92, el que se repite hasta al menos en cinco oportunidades consecutivas.

Palabras Clave: humedal construido; compost y BSR; fitorremediación; drenaje ácido de mina.

ABSTRACT

The purpose of this research was to reduce the iron concentration and raise the pH of the Acid Mine Drainage (AMD: [Fe]=800 ppm; pH=2,6) from the Mesapata Concentration Plant with a constructed stationary wetland using the consortium of native phyto-remediating species (*Juncus imbricatus*, *Distichia muscoides*, *Typha angustifolia*) and Sulfate Reducing Bacteria (BSR). The stationary wetland (length, 64 cm; width, 45 cm; height, 32) was built with 4 components in the following order: (a) BSR up to 5 cm; (b) gravel (diameter, 2 cm) up to 8 cm; (c) compost, up to 17 cm; and, (d) phyto-remediating species, planted vegetatively on the substrate. The wetland reached its stability in a month; time at which the AMD was added (up to a height of 27 cm with a clearance of 5 cm) for its treatment. To determine the efficiency of the wetland, the iron concentration (MColortest Iron test kit - Merck) and the pH (potentiometer) in the AMD and in the wetland effluent were analyzed; reaching an efficiency of 99,8 % for the immobilization of iron and an increase in pH to 7,92; this efficiency was repeated up to at least five consecutive times.

Keywords: constructed wetland; compost and SRB; phyto-remediation; acid mine drainage.

INTRODUCCIÓN

Desde tiempos remotos, continuando con la revolución industrial con actividades de minería metálica y no metálica, se ha ocasionado impactos adversos al ambiente, siendo el drenaje ácido de mina y de roca una grave amenaza para las aguas superficiales y subterráneas. Bajo ciertas condiciones, el DAM y el DAR ha devastado ríos, arroyos y vida acuática durante mucho tiempo (Jacobs, 2014), además de la biota. Los drenajes ácidos de mina contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido de sulfatos y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.) (Aduvire, 2006; Vullo, 2003). Los metales y metaloides, como contaminantes en el agua, tienen la capacidad de persistir en los ecosistemas por un largo periodo y acumularse en niveles superiores de la red trófica (Akport & Muchie, 2010). La contaminación por metales es un problema recurrente en el Perú (Chang Kee et al., 2018).

El DAM se caracteriza por ser fuertemente ácido, con valores de pH entre 2 y 4 (Denegri y Iannacone, 2020). Según la normativa peruana, para que las aguas puedan ser devueltas al medio ambiente deben presentar un pH entre 6 y 9 (MINAM, 2010), por lo que es insoslayable la necesidad de tratamiento de las aguas ácidas producidas durante las actividades mineras. Sin embargo, la falta de un tratamiento correcto (Nieto et al., 2007) puede perturbar el medio ambiente, principalmente el agua, la flora y la fauna del lugar (Gray, 1998; Gerhardt et al., 2004). Los metales pesados son capaces de afectar la fisiología y el metabolismo de asimilación de nutrientes esenciales (Papoyan et al., 2007), lo cual puede poner en riesgo la salud humana, causar enfermedades graves y crónicas (Akport & Muchie, 2010) y disminuir la productividad del ecosistema.

Para la remediación de los DAM, puede optarse por el tratamiento activo (tradicional) o pasivo; siendo este último el más compatible con el ambiente. Entre estos, destacan los humedales construidos como un método eficiente, fácil y económico (Sánchez et al., 2018; Villanueva, 2003) que no requiere un mantenimiento continuo para su funcionamiento (Denegri & Iannacone, 2020). Estos humedales de depuración de aguas ácidas son amigables con el ambiente; se basan en la acción sinérgica de plantas, bacterias, hongos y sustrato orgánico para recuperar el pH e inmovilizar los metales de los drenajes ácidos a través de la estabilización, sedimentación, adhesión, acumulación, transformación y precipitación (Ñáñez, 2016; Gutiérrez, 2005).

Los humedales construidos, además de ser útiles en la purificación de los DAM, también contribuyen en la mejora del impacto visual del paisaje, además de servir como hábitat de una amplia fauna (Denegri y Iannacone, 2020). Es decir, ofrecen servicios ecosistémicos, como la regulación del ciclo hídrico y de nutrientes, la retención de sedimentos, la estabilización del microclima, la productividad biológica, y la captura de gases de efecto invernadero (GEI) (Rivas & Paredes, 2014). Por estas razones, este tipo de tratamiento es una buena alternativa en nuestro país para la remediación del DAM (Denegri y Iannacone, 2020).

Entre los grupos vegetales con potencial remediador en la región andina, y que han sido utilizados para el tratamiento de drenajes de relaves y desmontes mineros, se encuentran las familias Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae y Plantaginaceae (Palomino, 2007). Las especies vegetales seleccionadas, *Distichia muscoides* y *Juncus bufonius*, que se clasifican como hiperacumuladoras, tienen la capacidad de bioconcentración de plata, aluminio, arsénico, boro, hierro, cadmio, cromo, cobre y plomo (Palomino, 2007; Ñáñez, 2016; Medina et al., 2013; Chang Kee et al., 2018).

La grava es esencial en los humedales construidos porque cumple al menos tres funciones importantes: constituye una superficie para la formación de biopelículas de microorganismos, favorece la adsorción de contaminantes, y mejora la estructura del humedal garantizando el flujo eficiente de gases y agua (Sanhueza, et al., 2011; Licapa; 2015; Paredes et al., 2004; Hallberg & Berrie, 2005). Las interacciones metal-microbiota son estudiadas para implementar métodos de remoción, por lo que es muy importante considerar el estado de oxidación del metal a tratar y la diversidad microbiana presente. Al ser un elemento no degradable, la comunidad microbiana inmovilizará el metal de la fase acuosa a la sólida, al provocar su insolubilidad (Vullo, 2003).

El propósito del substrato orgánico es erradicar el oxígeno disuelto, producir alcalinidad a través de procesos químicos o con la intervención de microorganismos, y reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} (Skousen et al., 1998; Nuñez, 2021). Esto da lugar al intercambio de materia y fijación de microorganismos, y se convierte en una fuente de carbono y potencial redox, que provee energía para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal (Licapa, 2015).

Aguilar et al. (2017) lograron, en un sistema de fitorremediación, reducir en 97 % la concentración de aluminio, 100 % de arsénico, 81 % de cadmio, 100 % de cobre, 100 % cromo total, 99,8 % de hierro, 71 % de manganeso, 29 % de sodio, 83 % de níquel, 99 % plomo, 38 % de sílice, 78 % de talio, 77 % de vanadio y 56 % de zinc con un tiempo de residencia hidráulica equivalente a 2 días, y elevar el pH de 4,79 a 7,16, demostrando que estas concentraciones están dentro de los estándares de calidad ambiental (ECA) para aguas - categoría 3 (MINAM, 2017).

El objetivo del presente trabajo fue recuperar el pH y reducir la concentración de hierro del DAM de la Planta Concentradora de Mesapata con un humedal estacionario construido utilizando el consorcio de especies nativas fitorremediadoras (*Juncus imbricatus*, *Distichia muscoides*, *Typha angustifolia*), bacterias sulfato reductoras, compost y grava.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de DAM del relave de la Planta Concentradora de Mesapata.

El DAM se trajo del efluente de la Planta Concentradora de Mesapata – Cátac ubicada en la provincia de Recuay a 60 km al sur de Huaraz. Sus características fueron: pH 2.6; conductividad 3608 uS/cm; TDS 1810 ppm y color oscuro vino tinto.



Figura 1. Efluente del drenaje ácido

Colección de plantas fitorremediadoras del entorno del humedal de Mesapata

El sistema fitorremediador estuvo constituido por *Juncus imbricatus*, conocida en la zona como “junco”; *Typha angustifolia*, “tatora”, y *Distichia muscoides*, “champa”. Estas se recolectaron del humedal de Yanayacu en el paraje de Mesapata, con palas de jardinería a una profundidad de 20 cm, evitando dañar la raíz y los tallos para que puedan adaptarse al nuevo hábitat.

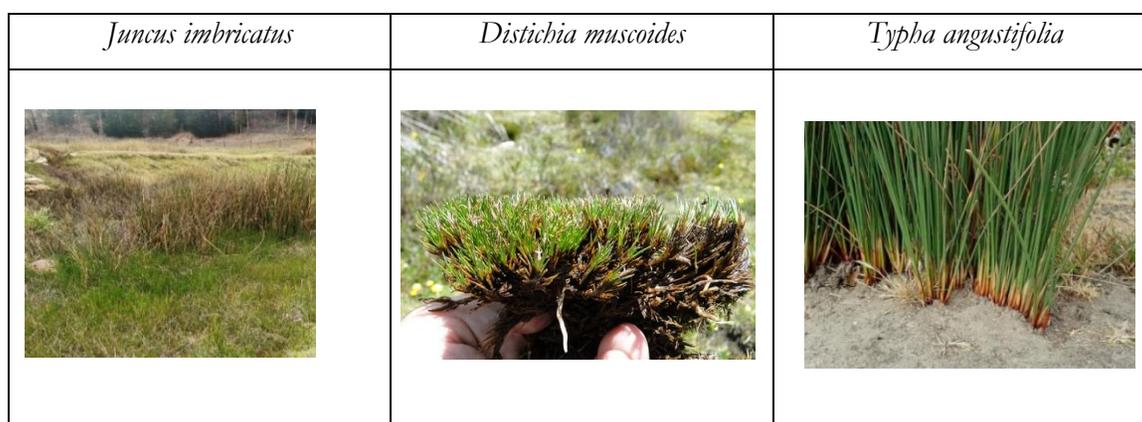


Figura 2. Especies vegetales remediadoras colectadas para el sistema de humedal.

Instalación del prototipo del humedal estacionario construido para tratamiento del DAM

El diseño y construcción del prototipo de humedal construido se hizo en una tina cuyas dimensiones fueron: 64 cm largo, 45 cm ancho y 32 cm de altura. Para su implementación se añadieron 4 componentes en el siguiente orden: (a) bacterias sulfato reductoras (BSR), hasta una altura de 5 cm; (b) grava (rocas volcánicas de 2 cm de diámetro) hasta completar 8 cm del recipiente; (c) compost, hasta completar los 17 cm; (d) especies fitorremediadoras (*Juncus imbricatus*, *Distichia muscoides*, *Typha angustifolia*). Finalmente, se añadió el DAM de la Planta Concentradora de Mesapata hasta completar una altura de 27 cm, para su tratamiento.

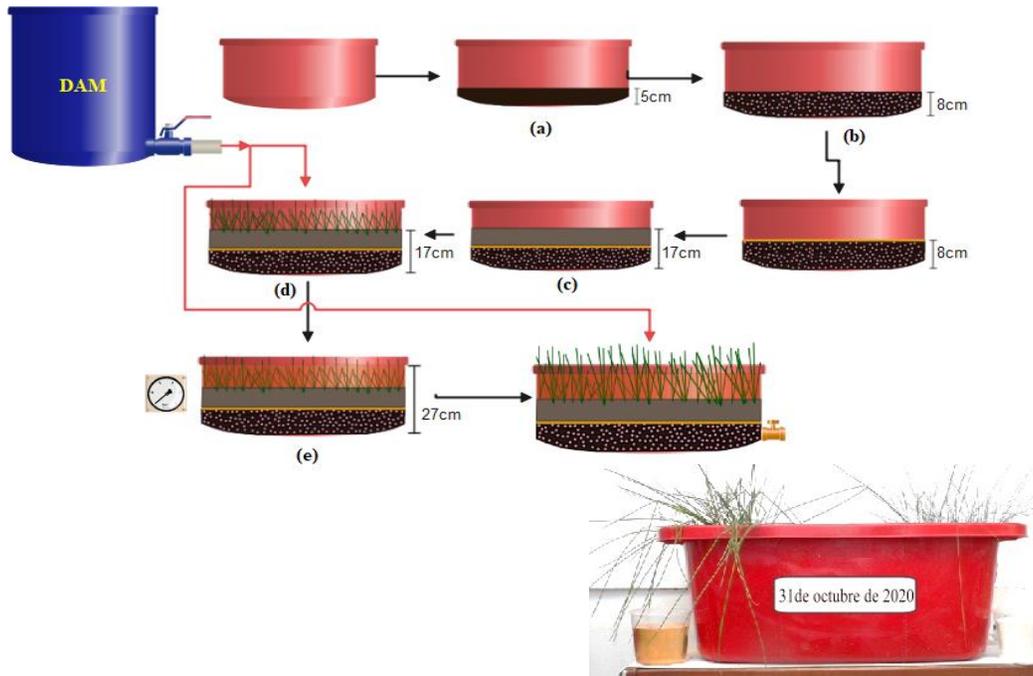


Figura 3. Dimensiones del humedal y capas del sustrato.

(a) BSR; (b) BSR+grava; (c) BSR+grava+compost; (d) BSR+grava+compost+planta

Evaluación de la influencia del compost en la remediación del DAM en Conos Imhoff

En conos de Imhoff de 1 litro de capacidad (diámetro mayor, 11 cm; altura, 44 cm) se añadió compost hasta una altura de 12 cm y DAM hasta completar una altura de 40 cm. Para garantizar la reproducibilidad de los datos, la prueba se realizó por triplicado.



Figura 4: Instalación de Conos Imhoff para la evaluación de la influencia del compost sobre el DAM.

Determinación de pH, conductividad y sólidos totales disueltos en el DAM y en los ensayos de biorremediación.

Luego de instalar el sistema de remediación, se hicieron las mediciones de pH por el método potenciométrico con el pH-metro HANNA HI98130. Primero se colectaron las muestras de agua en potes neutros y luego se filtró para eliminar los restos de materiales que pudieran interferir con las mediciones.



Figura 5. Capacidad biorremediadora del humedal estacionario construido.
pH DAM (2,60), pH efluente del sistema (7,90).

Determinación de hierro.

Se tomó las muestras de agua en frascos de 50 mL y filtró en papel Whatman N.º 1 para retirar las partículas suspendidas. El filtrado se sometió al método de MColortest™ 1 14438, 0001 (Merck, 0 - 2,5 ppm) en el que todos los iones de hierro se reducen a iones de hierro (II), donde el tioglicolato actúa como amortiguador y con la triazina se forma un derivado coloreado violeta rojizo que se determina fotométricamente. Debido a que las concentraciones superaron el rango de detección del método, se realizaron diluciones con agua destilada DAM 1/1000 y Humedal Construido 1/20.



Figura 6. Evidencia de presencia de hierro (izquierda) comparado con el blanco (derecha).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico del comportamiento del pH y concentración de Fe en función al tiempo se hicieron análisis de regresión polinómica y para determinar la existencia de diferencias significativas en el cambio de pH y Fe en el tiempo, se realizó un Análisis de Varianza... ($p < 0,05$).

RESULTADOS

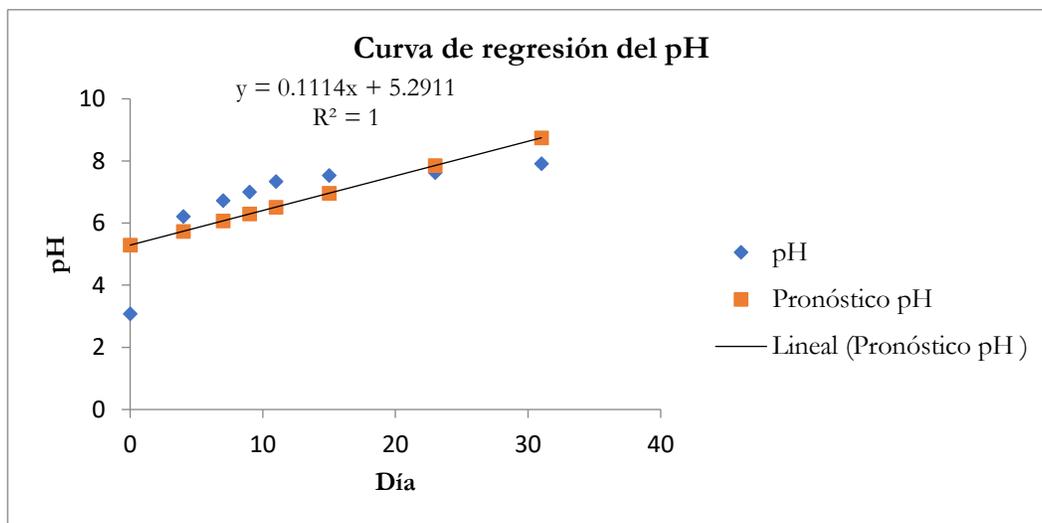


Figura 7. Tendencia del pH del humedal estacionario construido en función al tiempo (día).

Tabla 1. Análisis de varianza del modelo matemático para el pH en función al tiempo, del humedal estacionario construido.

ANÁLISIS DE VARIANZA					
	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de los cuadrados	F	Valor crítico de F
Regresión	1	9,0863	9,0863	6,9789	0,0384
Residuos	6	7,8118	1,3019		
Total	7	16,8981			

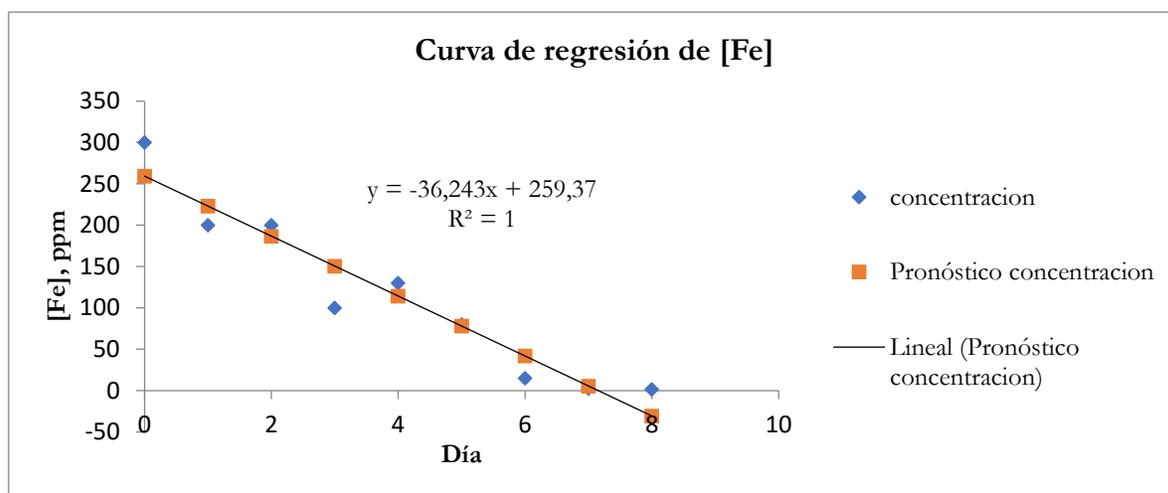


Figura 8. Remoción de hierro (ppm) en función del tiempo(día).

Tabla 2. Análisis de varianza del modelo matemático para la concentración de hierro en función al tiempo, del humedal estacionario construido

ANÁLISIS DE VARIANZA					
	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de los cuadrados	F	Valor crítico de F
Regresión	1	78814,75267	78814,7527	79,5469559	4,52418E-05
Residuos	7	6935,567333	990,795333		
Total	8	85750,32			

Tabla 3. Eficiencia de los sistemas de remediación de DAM en la inmovilización de Fe⁺² en relación al tiempo

		Día 0	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5	Día 6	Día 7	Día 8
Humedal estacionario construido	[Fe ⁺²], ppm	300	200	200	100	130	80	15	3	1.6
	Eficiencia, %	62,5	75,0	75,0	87,5	83,8	90,0	98,1	99,6	99,8
Cono Imhoff Compost	[Fe ⁺²], ppm	600	433	300	267	183	143	120	77	68
	Eficiencia, %	25,0	45,8	62,5	66,7	77,1	82,1	85,0	90,4	91,5

*Estos resultados fueron consistentes hasta por 5 oportunidades ($[Fe^{+2}]_{inicial}$ del DAM = 800 ppm)

Se midió el pH en el DAM y el humedal estacionario construido al inicio del proceso, siendo en ambos casos ácido con un valor promedio de 2,6. Luego de 31 días, el pH del DAM se mantuvo constante, mientras que el del humedal subió a 7,92 (Figura 7 y Tabla 1). Para comparar la eficiencia de remoción de hierro del humedal con un proceso alternativo, se instalaron conos de Imhoff con compost y se realizaron análisis por 8 días consecutivos (Tabla 3). Al inicio, se obtuvo 300 ppm en el humedal y 600 ppm en el cono de Imhoff, y en el último día, 1,6 ppm en el humedal y 68 ppm en el cono de Imhoff. La eficiencia de remoción de Fe fue 99,8 % en el humedal y es 91,5% en el cono de Imhoff (Tabla 3). La concentración de Fe es inversamente proporcional al tiempo (Figura 8 y Tabla 2) y el pH del humedal es directamente proporcional al tiempo (Figura 7), evidenciándose la remediación del DAM.

DISCUSIÓN

Los DAM se caracterizan por la presencia de ácido sulfúrico producido por la oxidación de minerales sulfurados, como la pirita, que disminuye el pH < 2 y favorece la solubilización y biodisponibilidad de metales pesados. Este proceso genera ambientes extremos y limitantes para cualquier forma de vida (Sangita, 2010; Skousen, 1999). Las condiciones ácidas y concentraciones de metales de estos drenajes se han reportado en todo el mundo, como el río Tinto (pH 1 a 3,5,

y de 400 a 20000 ppm Fe; Jacobs, 2014) y el río Amarillo (pH 3 y 1200 ppm Fe; Sánchez, 2016), ambos en España, que coinciden con lo encontrado en los Pasivos Mineros de Mesapata (pH 2,6 y 800 ppm Fe), y denota una fuerte oxidación de la pirita.

Esta problemática se viene abordando a través de diferentes estrategias de remediación activa y pasiva (Skouken, 1999; Palomino, 2007; Sánchez, 2016; Aliaga et al., 2009). Los humedales construidos son ampliamente usados con el propósito de tratar drenajes ácidos de mina. Se han usado diferentes tipos de humedales para este propósito; en todos los casos se optan por acoplar a un sedimentador sistemas aerobios o anaerobios. Weiber (1993) en su sistema de humedales anaerobios utilizó substratos paja/estiércol y compost para tratar el hierro del drenaje ácido procedente de la mina de Greenville (Kentucky, EE. UU). Otra investigación realizada por Ordoñez et al., (1999) en la universidad de Oviedo a escala laboratorio, construyó un sistema combinado de SAPS y un humedal compuesto de caliza, compost y plantas (*Thypha Latifolia*) de acuerdo a USEPA (1998 y 1999) en la mina abandonada de Nickel Rim en Ontario (Canadá) se ha instalado una barrera reactiva de (15 m longitud x 3,6 m profundidad x 4 m grosor) constituida por una mezcla de materiales orgánicos (compost de residuos urbanos y hojas, y astillas de madera) y grava, para tratar los drenajes ácidos de minas procedentes de una presa de residuos de 40 años de antigüedad que descargan un lago cercano.

Los humedales construidos fueron implementados en batch. Licapa (2015) considera dimensiones de 1,08 m de largo; 0,72 m de ancho y 1,00 m de profundidad; y como substratos, la grava de 1 a 1,5 pulgadas de diámetro, y materia orgánica (80 % de estiércol de vaca y 20 % de musgo y aserrín) a 30 cm de altura, como soporte de las raíces de la totora (*Scirpus californicus*). Por otro lado, Huamán (2018) utiliza humedales con 4 celdas (cada una de 0,34 m) en serpentín, con una capa delgada de cuarzo (para evitar saturación de lodos), substrato orgánico ('yanahumu') a 15 cm de altura, y como especies fitorremediadoras a *Phragmites australis*, *Hydrilla verticillata*, *Scirpus boloschoenus* en sistema tres bolillos, inundadas entre 4 y 6 cm.

Al pasar por el humedal construido, el DAM del relave de Mesapata logra un pH 7,92, que está dentro de los ECA en la categoría 3, correspondiente al de riego de vegetales y bebida de animales (MINAM, 2017). Sin embargo, Aliaga et al. (2009) reportó que el humedal natural de Mesapata produjo valores de pH entre 3,58 y 6,02, que están por debajo de los valores mínimos permisibles del ECA. Esto podría deberse al impacto de la presa de relave cuando es erosionado por la lluvia, que provoca la reacción de metales sulfurados generando ácido y disolución de los metales.

Licapa (2015) reporta la remoción de 97,66 % de Fe para un tiempo de retención de 48 h para tratar drenaje ácido procedente de Hualgayoc, y Huamán (2018), alcanza un rendimiento de 97,9 % para la disminución de Fe en 4 días con un flujo de 25 mL/min en el tratamiento de DAM del depósito de desmonte Unsuitable, Yanacocha Norte. Trabajos previos en Mesapata permiten evidenciar una reducción significativa de Fe (4,86 a 1,53 ppm en estiaje y 5,86 a 0.12 ppm en lluvia), que representa una eficiencia de 85 % de remoción anual de Fe (Palomino, 2007). Para el presente trabajo, con el humedal estacionario construido estabilizado, se obtuvo una eficiencia de 99,8 % (800 a 1,6 ppm) de remoción de Fe en un promedio de ocho días.

CONCLUSIONES

1. El prototipo de humedal estacionario construido con *Juncus imbricatus*, *Distichia muscoides*, *Typha angustifolia*, alcanza su estabilidad en 30 días. Su capacidad remediadora de DAM se evidencia al elevar el pH de 2,6 a 7,92, e inmovilizar el Fe de 800 a 1,6 ppm, lo que equivale a una eficiencia de 99,8 %.
2. La capacidad remediadora del humedal estacionario construido mantiene una eficiencia de 99,8 %, al menos, hasta en 5 oportunidades continuas, con un promedio de 8 días por cada repetición.
3. Al ensayar la actividad del compost en Conos Imhoff, se logra inmovilizar la concentración de hierro en 8 días con una eficiencia de 91,5 %.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer de forma especial al proyecto CASCADA (“Cascading impacts of Peruvian Glacier Shrinkage on biogeochemical cyclin and Acid Drainage in Aquatic ecosystems- Toxin or Treat) (Convenio N.º 006-2019-FONDECYT).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aduvire, O. 2006. *Control y Tratamiento de aguas acidas en Procesos Mineros-Metalúrgicos. Instituto Geológico y Minero de España. Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente. Madrid, España. pp. 1-136.* <http://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258_0000001.pdf> [23-09-2020].

Aguilar-Díaz, A y Aguilar-Díaz, H. 2017. *Sistemas piloto de fitorremediación para el tratamiento de aguas ácidas de los pasivos ambientales mineros de la quebrada Mesa de Plata.* Tesis de Titulación, Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo, Cajamarca. Perú. <<http://repositorio.upagu.edu.pe/handle/UPAGU/363>> [Consulta: 3-10-2021].

Akport, O.; Muchie, M. 2010. «Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications». *International Journal of the Physical Sciences.* <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=5ACBE2AAE58274769D7F0CD9015EDB9B?doi=10.1.1.1010.5810&rep=rep1&type=pdf>> Consulta: 10-10-2020].

Aliaga, Palomino y otros. 2009. «Capacidad de las plantas nativas en ambientes con drenaje ácido para la bioacumulación de metales pesados». *Aporte Santiaguino*, Vol.2, N.º 1. Perú. 11-17. <http://181.176.163.42/index.php/Aporte_Santiaguino/article/view/371/343> [Consulta: 12-11-2021].

Jacobs, J. et al. 2014. *Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Solids.* Wiley.

- Chang, J. et al. 2018. «Accumulation of heavy metals in native Andean plants: potential tools for soil phytoremediation in Ancash (Peru)» *Springer link*. <<https://doi.org/10.1007/s11356-018-3325-z>> Denegri, J.; Iannacone, J. 2020. «Tratamiento de drenaje ácido de minas mediante humedales artificiales». *Biotempo*, Vol. 2; N.º 17: 345-369. <<https://revistas.urp.edu.pe/index.php/Biotempo/article/view/3349/4105>> Consulta: 10-10-2020].
- Gray, N. 1998. «Acid Mine Drainage composition and the implications for its impact on lotic systems». *Elsevier*, Vol. 32, N.º 7. Ireland. 2122-2134. <[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00449-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00449-1)>
- Hallberg, B.; Berrie, J. 2005. «Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine». *Elsevier*, Vol. 338, N.º 1-2. Reino Unido. School of Biological Sciences, Memorial Building, Deiniol Road, Bangor. 53-66. <<http://dzumervis.nic.in/microbes%20and%20metals%20interaction/pdf/microbiology%20of%20a%20wetland%20ecosystem.pdf>> [13-10-2020].
- Huamán-Chavéz, C. 2018. *Tratamiento de drenaje ácido del depósito de desmonte Unsuitable IV Yanacocha Norte por el proceso de humedales en serpentín*. Tesis de título, Universidad Privada del Norte, Cajamarca. Perú. <<https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/13946>> [Consulta: 29-11-2021].
- Medina-Marcos, K. y Montano-Chavez, Y. 2013. *Determinación del factor de Bioconcentración y Traslocación de metales pesados en el Juncus arcticus Willd. y Cortaderia rudiusscula Stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero Alianza*. Tesis de Titulación, Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo, Huaraz. Perú. <<http://siar.regionancash.gob.pe/documentos/determinacion-factor-bioconcentracion-traslocacion-metales-pesados>> [Consulta: 11-10-2020].
- Ministerio del Ambiente, MINAM .2010. *Decreto Supremo N.º 010-2010-MINAM: Aprueban los Límites Máximos Permisibles - LMP, para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas. (R-62)* <<https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-limites-maximos-permisibles-descarga-efluentes-liquidos>> [Consulta: 10-10-2020].

Libi Vergaray Andagua, Lucio Palma León, Julio Palomino Cadenas, Raúl Augusto Loayza Muro, Melanie Moreno Mejía, Mario Leyva Collas

Ministerio del Ambiente, MINAM .2017. *Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM: Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias.* <<https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-agua-establecen-disposiciones>> [Consulta: 12-11-2021]

Nieto, J. et al. 2007. «Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary» *Elsevier*, Vol. 33, N.º 4. España. 445-455. <[10.1016/j.envint.2006.11.010](https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.010)>

Núñez-Bustamante, E. 2021. *Tratamiento de drenaje ácido de mina, mediante humedal artificial en condiciones de laboratorio.* Tesis de maestría, Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima. Perú. <<https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4740>> [Consulta: 11-10-2020].

Núñez-Bustamante, E. 2021. *Tratamiento de drenaje ácido de mina, mediante humedal artificial en condiciones de laboratorio.* Tesis de maestría, Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima. Perú. <<https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4740>> [Consulta: 3-11-2021].

Palomino-Cadenas, E. 2007. *Sistemas de Humedales para la Biorremediación de Drenajes Ácidos de Mina o Roca en Ancash.* Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Trujillo. Perú. <<https://dspace.unitru.edu.pe/handle/UNITRU/5359>> [Consulta: 11-10-2020].

Papoyan, A. et al. 2007. «Plant Cd²⁺ and Zn²⁺ status effects on root and shoot heavy metal accumulation in *Thlaspi caerulescens*». *New Phytol.* Vol.175, N.º 1: 51–58. <[10.1111/j.1469-8137.2007.02073.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02073.x)>

Paredes, M.; Palomino, E.; Villanueva, R. 2004. *Biorremediación de Drenajes Ácidos de Mina (DAM) mediante el sistema de humedales.* Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, Áncash. Perú.

Sánchez, J.; Ferreira, J. 2016. «Drenajes ácidos de mina alternativas de tratamiento». *Scielo*, N.º 1: 29-33. <http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522016000100003> [Consulta: 29-11-2021].

Sánchez y col. 2018. *IV Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales*. 1era.ed. Perú

Sangita, G.; Udayabhanu, and Prasad, B. 2010. «Studies on environmental impact of acid mine drainage generation and its treatment: An appraisal» *Environmental Management*, Vol. 30, N.º 11. India: Central Institute of Mining and Fuel Research.953-967. <<https://core.ac.uk/download/pdf/228821919.pdf>> [Consulta: 18-05-202].

Skousen, J. et al. 1998. *A Handbook of Technologies for Avoidance and Remediation of Acid Mine Drainage, the National Mine Land Reclamation Centre*, West Virginia University. <<https://wvri.wvu.edu/files/d/c2e42b2b-e40d-4ada-8bad-3c264d867e76/99-handbook-avoidance-remediation.pdf>> [Consulta: 10-10-2020].

Skousen, J. et al. 1999. «Acid mine drainage treatment with a combined wetland/anoxic limestone drain: Greenhouse and field systems». *ResearchGate*. <10.21000/JASMR99010621>

Vullo, D. 2003. «Microorganismos y metales pesados: Una interacción en beneficio del medio ambiente». *Químicaviva*, Vol.2, N.º 3. Argentina: Universidad de Buenos Aires.93-104. <<https://www.redalyc.org/pdf/863/86320303.pdf>> [Consulta: 10-10-2020].

Fecha de recepción: 31/03/22

Fecha de aceptación: 13/05/22

Correspondencia

Vergaray Andagua Libi Ursula

lvergaraya@unasam.edu.pe