

Desarrollo de una metodología heurística para la selección de un tratamiento pasivo aplicada a drenajes ácidos de mina en Santander, Colombia

Elkin Dario Rojas-Marin¹ ; Gustavo Andrés Angarita-Izaquita¹ ;
Jhon Freddy Palacios^{1*} ; Pedro Delvasto¹ 

¹Escuela de Ingeniería Metalúrgica y Ciencia de los Materiales, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. elkin.rojas1@correo.uis.edu.co; gustavo.angarita@correo.uis.edu.co; (*) jhon.palacios1@correo.uis.edu.co; delvasto@uis.edu.co

Resumen

Se desarrolló una metodología heurística, con el propósito de seleccionar un tratamiento pasivo caracterizado por poseer procesos químicos y/o biológicos para tratar los drenajes ácidos de mina, el cual no utiliza equipos externos y pueden cumplir su funcionamiento hasta por 20 años, lo anterior como alternativa para la remediación de un drenaje ácido de mina en la región de Soto Norte, Santander y que, de acuerdo con estudios realizados, presentó niveles de concentración de elementos, compuestos, tales como hierro, plomo, cobre, aluminio y sulfatos elevados, y pH ácido. Con el objetivo de encontrar alternativas exitosas y replicables de otras partes del mundo que presentan problemáticas similares, se realizó una búsqueda bibliográfica, que dio como resultado, 40 plantas industriales ubicadas en los siguientes países: Estados Unidos, Reino Unido, España, Nueva Zelanda y Canadá. Posteriormente, se evaluó cada una de ellas y se definieron las siguientes variables para su selección: la dilución de elementos contaminantes, flujo y el tiempo de funcionamiento, luego se procedió a graficarlas, categorizarlas y priorizarlas según su probabilidad de éxito. En este proceso, se obtuvo como resultado 3 plantas con una categorización de muy alta y 8 plantas con alta probabilidad de éxito, de las cuales, la planta denominada *Cadillac Molybdenite* de Canadá presentó el mejor desempeño teniendo en cuenta, el costo, número de etapas entre otros indicadores evaluados y la posibilidad que estas tecnologías puedan ser replicadas en Santander.

Palabras clave: Contaminación ambiental; Toma de decisión; Minería; Remediación; Tratamiento de aguas.

Development of a heuristic methodology for the selection of a passive treatment for acid mine drainage in Santander, Colombia

Abstract

A heuristic methodology was developed, with the purpose of selecting a passive treatment characterized by having chemical and/or biological processes to treat acid mine drainage, which does not use external equipment and can operate for up to 20 years, the above as an alternative to remediation of acid mine drainage in the province of Soto Norte, Santander and that, according to studies carried out, showed high concentration levels of elements, compounds such as iron, lead, copper, aluminum and sulphates, and acid pH. In order to find successful and replicable alternatives from other parts of the world that present similar problems, a bibliographic search was carried out, which resulted in 40 industrial plants located in the following countries: United States, United Kingdom, Spain, New Zealand and Canada. Subsequently, each of them was evaluated and the following variables were defined for their selection: dilution of pollutants, flow and time of operation, then they were graphed, categorized and prioritized according to their probability of success. In this process, we obtained as

Forma de citar: Rojas-Marin, E.D.; Angarita-Izaquita, G.A.; Palacios, J.F.; Delvasto, P. (2024). Desarrollo de una metodología heurística para la selección de un tratamiento pasivo aplicada a drenajes ácidos de mina en Santander, Colombia. *Boletín de Geología*, 46(1), 73-101. <https://doi.org/10.18273/revbol.v46n1-2024005>

a result 3 plants with a very high categorization and 8 plants with high probability of success, of which, the plant called Cadillac Molybdenite of Canada presented the best performance taking into account, the cost, number of stages among other indicators evaluated and the possibility that these technologies can be replicated in Santander.

Keywords: Environmental pollution; Decision making; Mining; Remediation; Water treatment.

Introducción

Los drenajes ácidos de minería (AMD por sus siglas en inglés) es uno de los problemas ambientales más comunes en las actividades mineras, ocasionándose cuando la mena, rica en minerales sulfurosos y metales disueltos (p. ej. hierro (Fe), manganeso (Mn), magnesio (Mg) entre otros metales pesados) (Jamieson *et al.*, 2015), es expuesta al ambiente reaccionando con el oxígeno y a su vez con las fuentes hídricas más cercanas, afectando directamente las propiedades físico-químicas de las zonas a las cuales son vertidas (Mavhungu *et al.*, 2021; Ferreira *et al.*, 2021). Por tal motivo es necesario el tratamiento de dichos efluentes para evitar la contaminación del ecosistema (Ighalo y Adeniyi, 2020).

En consecuencia, se han desarrollado tecnologías de tratamiento de AMD, clasificadas en activas y pasivas, que se diferencian entre ellas en aspectos tales como el tiempo de funcionamiento, los equipos e insumos utilizados, el flujo del sistema y los costos de construcción de este. Los tratamientos activos se caracterizan por ser de corto plazo, hacer uso de equipos de valor como motores o bombas, requerir la adición de productos químicos neutralizantes como la cal y de manejar flujos relativamente altos (Skousen *et al.*, 2019). Los procesos activos pueden incluir la ósmosis inversa, la sedimentación, la adsorción y la precipitación selectiva (Gamió y Horna, 2021). Por otro lado, los tratamientos pasivos son propuestos como una solución de largo plazo, que no requiere de equipos de gran valor para su funcionamiento, son eficientes para caudales bajos o flujos inferiores a 180 m³/h o 50 L/s (Favas *et al.*, 2018) y que se vale de materiales ricos en CaCO₃ o CaO como agentes neutralizantes. Por lo anterior, y con la intención de otorgarle un uso a los productos

de otras industrias, se ha experimentado también con otros materiales que pueden cumplir la función de neutralizar, tales como desechos provenientes de la industria papelera, vinícola y siderúrgica, los cuales han demostrado un desempeño prometedor para aplicarse en la remediación de los AMD (Moodley *et al.*, 2018).

Colombia, como país biodiverso y rico en recursos naturales, no es ajeno a esta problemática debido a la explotación de estos últimos en muchas zonas del país (Arango-Aramburo y Olaya, 2012). En la región de Soto Norte, en el Departamento de Santander, la minería es la principal actividad económica, siendo la mayor fuente de empleo en los municipios de California, Vetas, Suratá y Matanza, los cuales se encuentran en las cercanías del páramo de Santurbán, principal proveedor de agua de este Departamento. Por tal motivo, las comunidades aledañas se esfuerzan por proteger la zona aplicando los debidos procesos de remediación durante y después de finalizados los procesos de extracción (Galindo, 2021).

En esta zona de estudio, los yacimientos que predominan se caracterizan por ser sulfuros polimetálicos. En estos casos, el drenaje ácido de mina (AMD), es un flujo de agua proveniente de trabajos mineros, que es generado por la oxidación acelerada de la pirita (FeS₂) u otros minerales sulfurosos. Este proceso ocurre por la exposición de estos minerales a la intemperie, lo que ocasiona que el oxígeno y/o el agua oxiden al azufre a una tasa mayor de lo que se reduce, promoviendo la movilización del azufre y de los metales que formaban parte del mineral. El mecanismo químico de generación de AMD se muestra en la Figura 1, en la cual se aprecia la oxidación de la pirita que genera los AMD y conduce a la formación de hierro, sulfatos y protones disueltos.

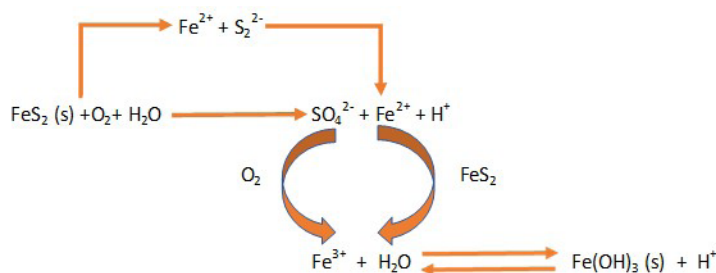


Figura 1. Mecanismo químico de generación de AMD propuesto por Saha y Sinha (2018).

Considerando esta realidad, en la investigación se efectuó una búsqueda bibliográfica sobre los tratamientos pasivos de drenajes ácidos de diferentes tipos de mina que presentan yacimientos que contienen sulfuros metálicos, y que fueron implementados con éxito en países tales como Canadá, Colombia, Estados Unidos, España y Nueva Zelanda. Así, se conformó una base de datos, que posteriormente fue evaluada utilizando una metodología heurística, en la cual se compararon, mediante indicadores, las características fundamentales de índole técnica, que debe tener un proceso de remediación de AMD. Con los anteriores resultados, se seleccionó y determinó el tratamiento pasivo y su probabilidad de ser aplicado a nivel industrial, en la región de Soto Norte, Santander, teniendo en cuenta factores técnicos y económicos. Si bien esta metodología proporciona una disminución en el espectro del tipo de tratamiento que se debe aplicar, es necesario realizar una evaluación *in situ* y pruebas a nivel de laboratorio.

Aspectos metodológicos

Descripción general de la metodología heurística multicriterio empleada

La heurística es la parte de la ciencia que se encarga de la resolución de problemas, en los cuales la estrategia a seguir se centra en operaciones mentales plausibles, provisionales y útiles, pero falibles, para descubrir soluciones lógicas (Romanycia y Pelletier, 1985). Al ser soluciones falibles, se entiende que no tiene por qué ser la solución exacta u óptima del problema planteado (Silver *et al.*, 1980).

Para efectos de este manuscrito, se considera que la resolución de problemas en ingeniería mediante métodos heurísticos consiste en una aproximación intuitiva en la cual la estructura del problema se puede interpretar y aprovechar razonablemente, para obtener una solución aproximada. Es importante aclarar que los métodos heurísticos, por definición, pueden resultar más simples de entender, lo cual facilita la toma de decisiones y, por tanto, incrementa las posibilidades de su implementación como soluciones de ingeniería (Silver *et al.*, 1980).

El caso que atañe a esta investigación es el tratamiento de drenajes ácidos de mina, el cual se destaca por su complejidad, al ser un problema de tipo multifactorial. Es bien conocido que los drenajes ácidos varían dependiendo del tipo de mina, características geomorfológicas del sitio, asociaciones mineralógicas, microbiología, factores climáticos inherentes, e incluso

circunstancias de conflictos sociales alrededor de los lugares en los cuales se generan dichos drenajes, que impiden la implementación de cierto tipo de soluciones para lograr su mitigación (Favas *et al.*, 2018).

Entonces, partiendo del principio que en el campo de los drenajes ácidos no van a existir dos problemas idénticos, pero que, gracias a la ingeniería, siempre pueden existir experiencias transferibles para resolverlos, en el presente trabajo se ha planteado analizar de una manera simple, distintas soluciones exitosas a nivel mundial, disponibles en la literatura, para el tratamiento de aguas ácidas de minería. Este análisis condujo a la creación de una herramienta gráfica para la visualización de las posibilidades de éxito de cada tratamiento, bajo las condiciones específicas de las aguas ácidas de la provincia de Soto Norte, Santander y, a partir de ésta, seleccionar una metodología de tratamiento que mejor aplique para la zona. En otras palabras, el trabajo pretende constituirse en una investigación bibliográfica, dirigida a establecer un procedimiento práctico para elegir de forma preliminar un sistema de tratamiento pasivo para drenajes ácidos.

En tal sentido, en el presente manuscrito se utilizó una metodología multicriterio (Gutiérrez, 2017), basado en el sentido común, los criterios profesionales de los autores y la lógica (Romanycia y Pelletier, 1985), cuyo propósito fue depurar y categorizar diferentes plantas de tratamiento pasivo, para identificar aquella que, de acuerdo con sus características, se pueda adaptar mejor para el tratamiento de un drenaje ácido de mina en la región de Soto Norte, Santander.

Se tuvo en cuenta la metodología heurística descrita en Polya (2019) para resolución de problemas, en donde los primeros pasos que se realizaron en el estudio fueron los siguientes:

- i) **Comprender el problema:** para ello se realizó una lectura, análisis y recaudación de datos de la región auro-argentífera de Soto Norte Santander, relacionada con la problemática que se presenta con los daños ambientales no resueltos, debido principalmente a minas abandonadas sin un adecuado plan de cierre y post cierre.
- ii) **Resolver un problema más sencillo:** en este caso, inicialmente se buscaron en la bibliografía plantas de tratamiento pasivo para drenajes ácidos de mina que hayan sido exitosos, considerando la disminución de elementos contaminantes y el aumento del pH, teniendo en cuenta la legislación colombiana vigente.

iii) **Llevar a cabo un plan:** por medio de indicadores, los cuales se definieron a través de una metodología multicriterio, en términos de elementos contaminantes y de probabilidad de éxito de las plantas de tratamiento pasivo, con respecto al efluente problema. Luego, se evaluó el puntaje obtenido y se categorizó, de acuerdo con la ponderación inicial definida, para posteriormente proceder a ubicar sus valores numéricos sobre la gráfica de probabilidad de éxito versus caudal normalizado. Es pertinente mencionar, que esta metodología gráfica se adaptó a partir de los diagramas de probabilidad de éxito propuestos por [Lewrick \(2009\)](#), la cual permite agrupar datos de diversas plantas de forma visualmente más sencilla.

iv) **Evaluación del procedimiento:** al definir aquellas plantas ubicadas en la zona de muy alta y alta probabilidad de éxito, se evaluaron, comparándolas con una serie de plantas de tratamientos activos que presentarán la siguiente información: costo, área, flujo y porcentaje de remoción del hierro, y luego se crearon indicadores utilizando fórmulas matemáticas sencillas de carácter lineal, asignándoles una calificación de 1 a 10 y seleccionando, aquella que de acuerdo con su valoración fuera la de mayor puntaje y por ende se consideraba la que mejor se adaptase a las condiciones de tratamiento del drenaje ácido de mina en estudio.

Por tanto, el desarrollo del presente estudio se llevó a cabo mediante varias etapas que se detallarán en los siguientes apartados de esta sección (ver [Figura 2](#)):

- Búsqueda de las características de las aguas ácidas para establecer las condiciones de tratamiento.
- Recopilación de información acerca de experiencias internacionales sobre tratamientos pasivos para aguas ácidas de minería.
- Representación gráfica de las probabilidades de éxito de cada tipo de tratamiento sobre un agua ácida seleccionada en el Departamento de Santander.
- Calificación cuantitativa de los sistemas con mayor probabilidad de éxito.
- Selección final del tratamiento adecuado para un efluente específico en la región de Soto Norte, Santander.

A continuación, se muestra la [Figura 2](#), que establece el desarrollo de la metodología heurística multicriterio utilizada.

Búsqueda de las características de las aguas ácidas para establecer las condiciones de tratamiento

Se encontró información acerca de cuatro drenajes ácidos de mina (denominados A, B, C y D), los cuales fueron muestreados, por otros autores, en la región de Soto Norte del Departamento de Santander. En la [Tabla 1](#), se muestran los parámetros fisicoquímicos para estos efluentes y se calcula, para efectos prácticos, un valor promedio de los mismos, el cual se utilizará para todos los cálculos posteriores del presente estudio. En la zona de interés (Soto Norte, Santander), los yacimientos auro-argentíferos se caracterizan por presentar sulfuros polimetálicos ([Mantilla et al., 2009](#)).

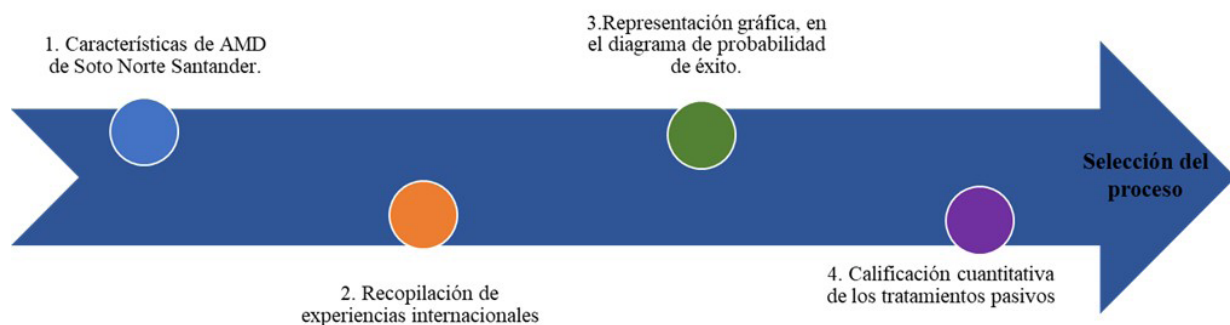


Figura 2. Representación esquemática de las etapas establecidas para el desarrollo de la metodología heurística multicriterio para la selección de un proceso para el tratamiento de drenajes ácidos de mina.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de las aguas ácidas de minería provenientes del Departamento de Santander utilizada en este trabajo.

Análisis	Ramírez <i>et al.</i> (2012)			Peña-Ortiz y Pérez-Vega (2009)
	A (mg/L)	B (mg/L)	C (mg/L)	D (mg/L)
Alcalinidad, CaCO ₃ (acidez)	-81,00	-1,30	-59,00	-
CO ₃ , CaCO ₃	N/A	N/A	N/A	-
Aluminio	3,90	100,00	6,77	36,89
Arsénico	<0,0050	0,06	0,01	-
Bario	0,03	<0,010	0,07	-
Cadmio	0,00	0,06	0,01	-
Calcio	3,70	22,00	3,00	-
Cloro	<1,00	<10	1,10	-
Cromo	<0,0050	0,14	<0,0050	-
Cobalto	0,02	0,42	0,02	-
Cobre	0,23	23,00	0,91	1,30
Flúor	0,26	1,60	0,27	-
Hierro	3,50	280,00	11,80	2,30
Plomo	<0,0025	<0,0025	<0,0025	0,21
Magnesio	2,50	21,00	1,80	-
Manganeso	0,61	5,50	0,57	-
Mercurio	<0,00010	<0,00010	<0,00010	NP<0,002
Molibdeno	<0,010	<0,010	<0,010	-
Níquel	0,02	0,60	0,02	-
pH, <i>in situ</i>	3,62	2,67	3,44	3,56
Potasio	3,90	1,80	4,40	-
Plata	<0,0050	<0,0050	<0,0050	0,14
Sodio	3,60	2,30	2,00	-
Sulfato	93,00	1,40	63,00	52,47
Total, sólidos disueltos	120,00	990,00	100,00	284,00
Vanadio	<0,010	0,05	<0,010	-
Zinc	0,15	3,30	0,25	-
Cationes, meq/L	2,13	43,40	1,79	-
Aniones, meq/L	1,95	37,60	2,34	-
Balance, %	4,40	7,20	13,00	-
Sólidos totales	-	-	-	440,00
Sólidos suspendidos	-	-	-	156,00
DBO	-	-	-	25,00
DQO	-	-	-	36,00
Grasas y aceites	-	-	-	0,85
Cianuros	-	-	-	NP <0,05
Sólidos sedimentables	-	-	-	-
Turbiedad	-	-	-	-
Antimonio	-	-	-	-
Berilio	-	-	-	-
Caudal (L/min)	204,70	132,20	6,00	720,00

Como etapa inicial se realizó una búsqueda bibliográfica de AMD en el Departamento de Santander en Colombia, y su respectiva caracterización, con el fin de seleccionar el efluente a tratar. Posterior a esto, se compararon los datos con la resolución 631 del 2015 y el decreto 1207 del 2014, los cuales regulan las concentraciones máximas permitidas de metales pesados y sulfatos para aguas ácidas mineras y agrícolas respectivamente en Colombia (Tabla 2).

Para comparar cada AMD con los valores de aceptación de la norma, se determinó el porcentaje de reducción de contaminante necesario (% r.c.n.) para cada metal y para el sulfato, por medio de la ecuación 1. En dicha ecuación, C se refiere a la concentración en mg/L de cada sustancia. En cuanto al pH, teniendo en cuenta la Tabla 2, es necesario saber el aporte alcalino que se le debe hacer al agua, el cual se obtiene mediante la ecuación 2. Finalmente, con los porcentajes de reducción, el aporte alcalino (a.a.), y el flujo de cada drenaje, se seleccionó el AMD a analizar.

Tabla 2. Concentración permitida para el vertimiento de aguas ácidas mineras en Colombia, según la resolución 631 del 2015 y de aguas agrícolas de acuerdo con el decreto 1207 del 2014.

Elemento	Concentración (mg/L)
Aluminio	5,0
Sulfato	500,0
Cobre	1,0
Hierro	2,0
Plomo	0,2
pH (unidades)	6,0

Recopilación de información acerca de experiencias internacionales sobre tratamientos pasivos para aguas ácidas de minería

Para la selección y recopilación de datos de las plantas de tratamiento pasivo para drenajes ácidos de mina, se tuvo en cuenta la mayor cantidad de información

bibliográfica disponible en las bases de datos tales como: Web of Science®, Scopus®, Springer®, Google Scholar®. Se consideraron experiencias exitosas en este campo, que tuvieran la mayor cantidad de datos, especialmente, en lo referente a la caracterización del AMD (composición química y pH), antes y después del tratamiento, así como también los detalles de caudal, tiempo de tratamiento y materiales utilizados.

Como resultado, se analizaron 40 plantas de tratamiento pasivo de AMD de acuerdo con las características enunciadas. No se limitó la búsqueda a ningún país, siempre y cuando se cumpliera con los criterios anteriormente mencionados y con el fin de seleccionar aquella que mejor se adaptase al efluente de estudio. Para aquellos donde no se tenía información, se tomó un valor de 8% como referencia del porcentaje de remoción de metales, debido a que dicho valor corresponde con la mitad del valor mínimo de remoción encontrado para cualquier elemento, en siete (7) plantas de tratamiento pasivo de acuerdo con los estudios realizados por Doshi (2006).

La ecuación matemática utilizada, para realizar el cálculo del indicador de eliminación (i.e.) para cada metal y del sulfuro presente en el AMD se muestra a continuación en la ecuación 3.

Además, para calcular el indicador de aporte alcalino (i.a.a.) de cada planta encontrada se utilizó la ecuación 4.

Finalmente, se calculó el indicador de tiempo de funcionamiento (i.t.) tomando un valor base de 20 años, debido a que este es el mínimo tiempo para la remediación ambiental después de cerrar la mina (Ospina-Betancur y Molina-Escobar, 2013). La ecuación 5, evidencia el cálculo del indicador de tiempo de funcionamiento.

$$\%r.c.n. = \frac{C. inicial del elemento - C. permitida por la norma}{C. inicial del elemento} * 100 \quad (1)$$

$$a.a. = 6 - pH \text{ del efluente} \quad (2)$$

$$i.e. = \frac{\% \text{ de reducción del elemento en cada tratamiento pasivo}}{\% \text{ de reducción necesario del elemento para cada agua ácida de Santander}} \quad (3)$$

$$i.a.a. = \frac{\text{Aporte alcalino de cada tratamiento pasivo}}{\text{Aporte alcalino necesario de cada agua ácida de Santander}} \quad (4)$$

$$i.t. = \frac{\text{Tiempo de funcionamiento del tratamiento pasivo (años)}}{20 \text{ (años)}} \quad (5)$$

$$p.e. = \frac{1}{j+2} * \left\{ \left(\sum_{j=1}^n i.e.j \right) + i.a + i.t. \right\} \quad (6)$$

$$i.f. = \frac{\text{Flujo de agua ácida}}{\text{Flujo de agua ácida de cada tratamiento pasivo}} \quad (7)$$

Es importante aclarar, que todos los indicadores anteriormente mencionados están diseñados para que tomen valores entre 0 y 1. Así mismo, los valores negativos se tomaron como 0 y aquellos que superen el intervalo se les asignó el valor de 1.

Posteriormente, se calcularon el indicador de probabilidad de éxito (ordenadas) y el indicador de flujo (abscisas), con el fin de graficar estos resultados y clasificarlos en muy baja, baja, alta y muy alta probabilidad de éxito. El índice compuesto de probabilidad de éxito (*p.e.*), se definió en este trabajo como el promedio de los indicadores de eliminación de metales, sulfato, aporte alcalino y tiempo de funcionamiento. Esto está representado en la ecuación 6.

Por su parte, la ecuación 7, evidencia como se definió en el presente trabajo el indicador de flujo (*i.f.*), el cual es el cociente entre el flujo que se desea tratar, en m³/h, y el flujo que maneja cada planta de tratamiento, en m³/h. Una vez recopilados los datos obtenidos mediante las ecuaciones mencionadas, se graficaron, como se explica seguidamente.

Representación gráfica de las probabilidades de éxito de cada tipo de tratamiento sobre un agua ácida seleccionada en el Departamento de Santander

Se procedió a graficar los resultados obtenidos y seleccionar las plantas de tratamiento ubicadas en la zona de alta y muy alta probabilidad de éxito; estos tratamientos fueron esquematizados por medio de diagramas de flujo para entender el funcionamiento de cada planta. La Figura 3 muestra el diseño de la gráfica para clasificar los tratamientos pasivos según su probabilidad de éxito.

Calificación cuantitativa de los sistemas con mayor probabilidad de éxito y selección final del tratamiento adecuado para un efluente específico en la región de Soto Norte, Santander

Con la intención de calificar cuantitativamente las características trascendentes en la selección de un tratamiento pasivo, fue imperioso crear indicadores

que relacionen el desempeño de estos tratamientos frente al obtenido por los tratamientos activos y, de esta manera, obtener una valoración que permitió escoger aquel que mejor se adapta al efluente.

Descripción de los indicadores a calificar: con el fin de encontrar la tecnología de la planta de tratamiento pasivo de AMD con mejor desempeño frente al efluente problema (efluente B de la Tabla 1), se crearon los indicadores nombrados en la Tabla 3, los cuales evalúan el nivel de desempeño al compararse con un tratamiento activo y con la norma colombiana (ver Tabla 2). Para ello, fue imperativo establecer una base de datos de plantas de tratamiento activas que proporcionó los siguientes datos: flujo del drenaje, área ocupada, costos, año de construcción y valores de concentración del hierro (Fe); este último se escogió debido a que es el contaminante común de las AMD. Finalmente, se diseñó un método de cálculo propio para cada indicador, junto con el rango en el que este puede variar. La Tabla 3 describe en detalle el proceso de calificación de los indicadores.

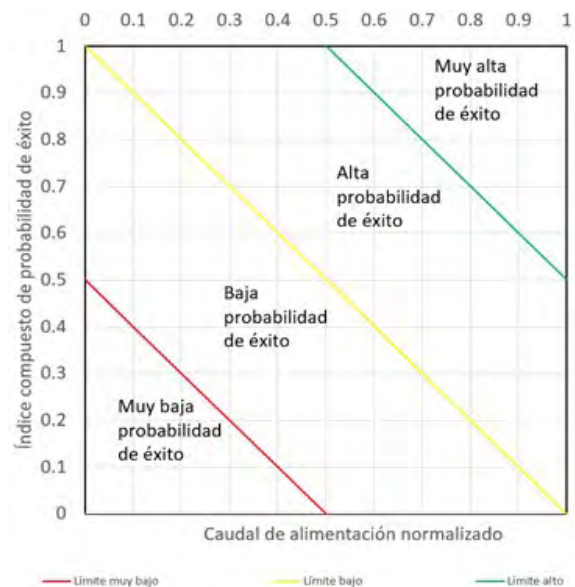


Figura 3. Gráfica de caudal de alimentación normalizado en función del índice compuesto de probabilidad de éxito.

Tabla 3. Indicadores evaluados de las plantas de tratamiento escogidas.

Nombre del indicador	Significado	Método de cálculo	Rangos
Tipo de tratamiento	Clasificar si el tratamiento es activo o pasivo.	Lectura y análisis de los documentos.	Activo o pasivo
Número de etapas en el tratamiento	Cuantificar la cantidad de etapas en las diferentes plantas de tratamiento pasivo.	Analizar y cuantificar el número de etapas presentes en cada uno de los tratamientos.	2 a 13
Indicador de capacidad global para eliminar Fe en comparación con plantas activas	Comparar el porcentaje de remoción de hierro de los tratamientos pasivos con el valor de referencia de los tratamientos activos.	Dividir el porcentaje de remoción de Fe en cada una de las plantas seleccionadas entre el porcentaje de remoción de Fe promedio de los tratamientos activos usados en la base de datos; todo multiplicado por 100 para obtener un porcentaje.	0 a 120
Factor de flujo en comparación con plantas activas	Comparar la cantidad de flujo manejado en los tratamientos pasivos con el valor de referencia de los tratamientos activos.	Los tratamientos pasivos se caracterizan por manejar flujos menores o iguales a 180 (m ³ /h) 50 (L/s) (Favas <i>et al.</i> , 2018). Teniendo en cuenta lo anterior, este indicador consiste en dividir el flujo (m ³ /h) que ingresa en cada una de las plantas seleccionadas entre 180; todo multiplicado por 100 para obtener un porcentaje.	1 a 150
Indicador de capacidad de tratamiento en comparación con plantas activas	Comparar la cantidad de flujo tratado por cada m ² de área ocupada por la planta pasiva con un valor de referencia equivalente para los tratamientos activos.	Primero, dividir el flujo que ingresa en cada una de las plantas pasivas seleccionadas entre el área que ocupa cada una. Luego, se hace la misma operación para las plantas activas, y se promedian los valores obtenidos para generar el valor de referencia. Finalmente, se divide el valor de cada tratamiento pasivo entre el valor de referencia de los tratamientos activos; todo multiplicado por 100 para obtener el porcentaje.	1 a 100
Costo por unidad de área en comparación con plantas activas (n), (USD a valores constantes de 2020).	Comparar el costo de construcción por m ² de cada tratamiento pasivo con un valor de referencia para los tratamientos activos a valores constantes del 2020.	El valor es el cociente del costo por m ² en el 2020 para cada planta pasiva, sobre el 5% del costo por m ² promedio en el 2020 para las plantas activas; todo multiplicado por 100 para obtener un porcentaje. El costo por m ² para cada planta pasiva se halló dividiendo el valor de construcción de la planta sobre la huella de espacio de esta (área ocupada por toda la instalación). De igual manera, se hizo en las plantas activas, donde cada uno de estos valores se promedió y se le calculó el 5%, para así obtener una cifra representativa para este tipo de plantas. Es necesario aclarar que, cada una de las plantas mencionadas fue construida en años diferentes, por esto fue indispensable identificar el año de construcción, para así conocer el valor actual (año 2020) del dinero necesario. Mediante el uso de calculadoras de inflación de moneda, se obtuvieron dichos valores https://www.dineroeneltiempo.com/).	1 a 100

Continuación Tabla 3.

Nombre del indicador	Significado	Método de cálculo	Rangos
Cumplimiento con la norma colombiana	Evaluar la capacidad de remoción de cada elemento y especie química contaminante, en cada tratamiento pasivo, para el promedio de la composición elemental de las aguas de Santander, y así, comparar las concentraciones finales con las normas colombianas que rigen el vertimiento de efluentes.	Aplicar el porcentaje de remoción de cada planta pasiva de Fe, Cu, Al, Pb, SO ₄ ²⁻ y pH registrados en la Tabla 1 . Finalmente, comparar los valores obtenidos con los valores permisibles de la norma colombiana (resolución 631 del 2015 y decreto 1207 de 2014).	No existe un rango numérico, sólo debe analizarse si cumple o no con los valores mínimos aceptables por la legislación colombiana.

(*) Se contó con 3 plantas pasivas donde no se conocía su costo de construcción (Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada ([Kuyucak et al., 2006](#)); SIMCO, Near Coshocton, Ohio ([Kilborn Inc. 1996](#)) y SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA ([Kilborn Inc. 1996](#))). En consecuencia, fue necesario hacer uso de otras que tuvieran un número de etapas y procesos similares para calcular su valor por m². Siendo el valor de West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA ([Doshi, 2006](#)) el que mejor encajaba para Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canadá ([Kuyucak et al., 2006](#)) y, Lyon Mine, Ohio, USA ([Hamilton et al., 2007](#)) y Lindentree, Ohio, USA ([Hamilton et al., 2007](#)), para SIMCO wetland, Near Coshocton, Ohio ([Kilborn Inc. 1996](#)) y SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA ([Kilborn Inc. 1996](#)).

(**) En el indicador de capacidad de tratamiento comparado con plantas activas, se optó por utilizar el flujo por m² para tener un punto de comparación entre los casos evaluados, ya que las plantas pasivas no cuentan con equipos que puedan compararse directamente con los utilizados en los tratamientos activos. El objetivo es lograr, en una primera aproximación, la selección de un tratamiento pasivo para un drenaje ácido de la región de Soto Norte Santander.

Con referencia al indicador de capacidad de tratamiento en comparación con plantas activas basado en los flujos de tratamiento para las plantas activas y sus distintas capacidades, es necesario aclarar que lo idóneo sería diseñar un indicador que priorice las capacidades y potencias de los sistemas pasivos versus sus contrapartes en los sistemas activos. Sin embargo, poca literatura menciona o enuncia con detalle las capacidades y rendimientos de los equipos con que se llevan a cabo tratamientos activos para drenajes ácidos, por tal motivo, se optó por construir un indicador menos preciso, pero igualmente eficaz, para comparar ambos tipos de procesos, basado en la huella constructiva y la capacidad de tratamiento de cada tipo de planta. Este parámetro, relativamente sencillo y directo de encontrar, permitió comparar ambos tipos de tecnología en términos del área ocupada por los sistemas de tratamiento. Esto cobra particular relevancia, si se tiene en cuenta que, en la zona geográfica en la región de Soto Norte (Santander, Colombia), la orografía es compleja y la disponibilidad de espacio reducida, por lo que el indicador en términos de áreas constituye un elemento de juicio válido para calificar y diferenciar entre posibles opciones de tratamiento.

Calificación de los indicadores: para la calificación de los indicadores se tuvo en cuenta, el rango en el cual cada uno puede variar y se utilizó, una ecuación matemática que permitió calificarlo de forma cuantitativa, para

después conocer su desempeño global. A continuación, se enuncian los indicadores empleados:

Tipo de tratamiento: se otorgó un valor de 5, a aquellas plantas que tuvieran alguna etapa de tratamiento activo y un valor de 10 a aquellas completamente pasivas.

Número de etapas en tratamiento: se creó un sistema de 1 a 10, en el cual la calificación ideal la obtuvieron aquellas plantas que constan de una sola etapa, y la calificación más baja aquella con el mayor número de etapas. Se calculó mediante una interpolación, como se aprecia en la ecuación 8, y cuyo resultado se aproxima al entero más cercano mediante el proceso de redondeo.

$$\text{Calificación} = -0,75 * (\text{No. de etapas}) + 10,75 \quad (8)$$

Capacidad global de los tratamientos pasivos para eliminar Fe en comparación con el valor de referencia de los tratamientos activos: para la determinación de los valores relacionados con la capacidad global para eliminar Fe y flujo de los tratamientos pasivos, se procedió de la siguiente manera: las plantas cuyos porcentajes en el indicador fueran ≥ 100 , obtendrán una calificación de 10. Las otras calificaciones se otorgaron al dividir los porcentajes del indicador para cada planta por 10, y aproximando este valor al número entero más cercano empleando reglas de redondeo.

Flujo de los tratamientos pasivos en comparación con el valor de referencia de los tratamientos activos:

las plantas cuyos porcentajes en el indicador fueran ≥ 100 , obtendrán una calificación de 10. Las otras calificaciones se otorgaron al dividir los porcentajes del indicador para cada planta por 10, y aproximando este valor al número entero más cercano empleando reglas de redondeo.

Capacidad de tratamiento de las plantas pasivas en comparación con el valor de referencia de los tratamientos activos:

se otorgó una calificación de 1 a 10, luego se tomó como valor máximo aquel que tuviera un 0,242% al relacionar la cantidad de flujo tratado por cada m² de área ocupada por la planta pasiva con un valor de referencia equivalente para los tratamientos activos, y el de menor desempeño sería aquel con un indicador de 0,001%. Esto fue calculado mediante la interpolación lineal presentada en la ecuación 9.

$$\text{Calificación} = 37,365 * (m) + 0,9461 \quad (9)$$

Donde *m*, es el indicador de capacidad de tratamiento de las plantas pasivas en comparación con el valor de referencia de los tratamientos activos y resulta del cociente entre el flujo multiplicado por el área de cada una de las plantas pasivas que se encuentran categorizadas entre muy alta y alta probabilidad de éxito, dividido entre el producto del valor de referencia (promedio) del flujo y el área de las plantas activas, y este resultado se multiplica por 100 (se toma una sola cifra decimal).

Costo por unidad de área en el 2020 para los tratamientos pasivos en comparación con el valor de referencia de los tratamientos activos (USD):

se procedió a elaborar un sistema de calificación de 1 a 10, obteniendo como máxima, aquella representada con 1,25%, y como mínima con un 63,2%. Los valores

ubicados entre este intervalo se calculan mediante la interpolación lineal de la ecuación 10.

$$\text{Calificación} = -0,1407 * (n) + 10,141 \quad (10)$$

Donde *n*, es el indicador de costo por unidad de área en el 2020 para los tratamientos pasivos en comparación con el valor de referencia de los tratamientos activos (USD) (ver Tabla 3).

Selección final del tratamiento adecuado para un efluente específico en la región de Soto Norte, Santander:

teniendo en cuenta el cumplimiento de la norma colombiana para la determinación de los parámetros de calidad de aguas, como indicador, se calificó con un 10, a aquellos que presentaban concentraciones iguales al valor máximo y con un 5, a los que no cumplieran con la normativa. De esta manera, se seleccionó la planta con mayor calificación, como modelo para el tratamiento del agua ácida minera en Santander.

Resultados y discusión

Una vez recopilada esta información se comparó con la norma colombiana (Tabla 2) para determinar aquellos metales que sobrepasaban la concentración máxima permitida. De esta manera, se halló que el hierro (Fe), cobre (Cu), plomo (Pb), aluminio (Al) y sulfato (SO₄²⁻) eran los elementos por tratar junto con la estabilización del pH en un rango de 6 y 9. Como consecuencia, se determinó el porcentaje de reducción y el aporte alcalino necesario por medio de la ecuación 1 y ecuación 2. Así mismo, se estableció un tiempo de funcionamiento o trabajo de 20 años para cada uno de los caudales de los drenajes ácidos según lo mencionado anteriormente. La Tabla 4 muestra los resultados de los cálculos, donde aquellos elementos que cumplieran con la normativa se les asignó como valor 1%.

Tabla 4. Porcentaje de reducción necesario para el cumplimiento de la legislación colombiana por parte de las aguas ácidas de Santander.

Valor referencia agua ácida	% de reducción de Fe necesario	% de reducción de Cu necesario	% de reducción de Pb necesario	% de reducción de Al necesario	% de reducción de SO ₄ ²⁻ necesario	Aporte alcalino del sistema	Tiempo de trabajo (años)	Caudal (L/min)
A	42,9	1*	1*	1*	1*	2,4	20	204,7
B	99,3	95,7	1*	95	1*	3,3	20	132,2
C	83,05	1*	1*	26,14	1*	2,61	20	6
D	13,0	23,1	4,8	86,0	1*	2,4	20	720

* En los casos el efluente ya cumplía con la legislación, se asignó un porcentaje de reducción del 1%.

Al analizar la [Tabla 4](#), se optó por seleccionar el agua ácida B, ya que para este AMD era necesario alcanzar un mayor porcentaje de reducción para el Fe, Cu, Pb (>95%) y un mayor aporte alcalino para neutralizar el pH del AMD (3.3), en comparación con las demás aguas cuyos porcentajes de reducción necesario no superaban el 86% y cuyo aporte alcalino necesario era inferior a 2,61. Luego, se realizó una búsqueda bibliográfica de plantas de tratamientos pasivos alrededor del mundo, encontrando un total de 40 plantas de países tales como Canadá, Estados Unidos, España, Nueva Zelanda y Reino Unido, a las cuales se le analizó el porcentaje de remoción de cada elemento anteriormente mencionado, el flujo de dicho drenaje, el tiempo de funcionamiento o de trabajo y el aporte alcalino que presentó cada una. En el [Anexo 1](#)

se muestra la información recopilada para cada una, así como su ubicación.

Una vez recopilada y tabulada la información, se compararon los valores del [Anexo 1](#) con los porcentajes de disminución de concentración necesario para cada elemento, el aporte alcalino y el tiempo de funcionamiento mediante ecuación 3, ecuación 4 y ecuación 5, respectivamente. De esta manera, se hallaron indicadores de eliminación (i.e.) del Fe, Cu, Pb, Al, SO₄²⁻, alcalinización (i.a.) y tiempo de funcionamiento (i.t.). Además, se calculó el índice de probabilidad de éxito (p.e.) y el indicador de flujo (i.f.) por medio de la ecuación 6 y ecuación 7. El [Anexo 2](#) registra los resultados obtenidos para el AMD seleccionados y seguidamente se muestra un cálculo base.

Cálculos tipo para Yellow Creek 2B:

$$i.e.delFe = \frac{\% \text{ de reducción del Fe en cada tratamiento pasivo}}{\% \text{ de reducción necesario del Fe para cada agua ácida de Santander}}$$

$$i.e. del Fe = \frac{98,9}{99,3} = 0,99 \approx 1$$

$$i.a.a. = \frac{\text{Aporte alcalino de cada tratamiento pasivo}}{\text{Aporte alcalino necesario de cada agua ácida de Santander}}$$

$$i.a.a. = \frac{3,6}{3,3} = 1,09 \approx 1$$

$$i.t. = \frac{\text{tiempo de funcionamiento del tratamiento pasivo (años)}}{20 \text{ (años)}}$$

$$i.t. = \frac{4}{20} = 0,2$$

$$p.e. = \frac{\sum_{j=1}^n i.e.j + i.a. + i.t.}{j + 2}$$

$$p.e. = \frac{1 + 1 + 1 + 1 + 1 + 1 + 0,2}{7} = 0,885$$

$$i.f. = \frac{\text{Flujo de agua ácida}}{\text{Flujo de agua ácida de cada tratamiento pasivo}}$$

$$i.f. = \frac{38}{132,2} = 0,287$$

Después, con la información obtenida y los cálculos realizados, se graficaron los resultados para clasificarlos según su desempeño en: muy baja, baja, alta y muy alta probabilidad de éxito. La Figura 4 muestra la gráfica correspondiente a las probabilidades de éxito para el agua ácida de Santander seleccionada, donde el indicador de probabilidad de éxito y de flujo

tomó respectivamente el eje de las ordenadas y el eje de las abscisas. Cada punto en las gráficas representa el desempeño de cada planta con respecto al AMD de Santander. Luego, se recopilaron aquellas plantas que presentaban una mayor probabilidad de éxito por medio de la Tabla 5, y se categorizaron como alta y muy alta.

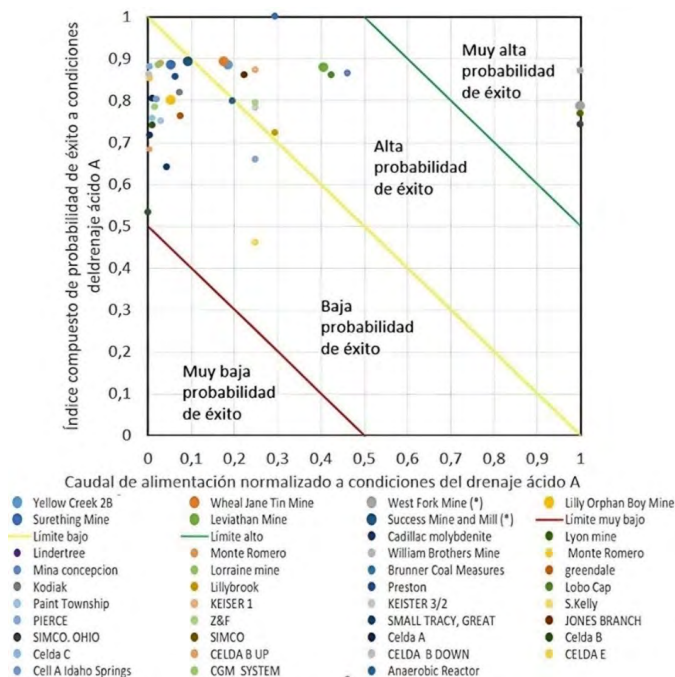


Figura 4. Gráfica de caudal de alimentación normalizado en función del índice compuesto de probabilidad de éxito para los datos del drenaje ácido A mostrados en el Anexo 2.

Tabla 5. Plantas de tratamiento con muy alta y alta probabilidad de éxito para el drenaje ácido B.

Mina y localización geográfica del tratamiento pasivo	Probabilidad de éxito
West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA (Doshi, 2006).	Muy Alta
Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak et al., 2006).	Muy Alta
Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006).	Muy Alta
Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006).	Alta
Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006).	Alta
Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto et al., 2016).	Alta
Lobo Cap, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994).	Alta
Lindentree, Ohio, USA (Hamilton et al., 2007).	Alta
Lyon Mine, Ohio, USA (Hamilton et al., 2007).	Alta
SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio (Kilborn Inc. 1996).	Alta
SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA (Kilborn Inc. 1996).	Alta

Con el fin de tener un mejor panorama para analizar y estudiar las diferencias entre los tratamientos previamente seleccionados, estos fueron esquematizados en diagramas de flujo. Por ende, la [Figura 5](#), [Figura 6](#), [Figura 7](#), [Figura 8](#) y [Figura 9](#), permite observar de forma general cada una de las etapas de las que están compuestos. Cabe aclarar que Lyon Mine, Ohio, USA

([Hamilton et al., 2007](#)) y Lindentree, Ohio, USA ([Hamilton et al., 2007](#)) presentan el mismo proceso por ende solo se graficó un diagrama para las dos plantas, al igual que SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio ([Kilborn Inc. 1996](#)) y SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA ([Kilborn Inc. 1996](#)).

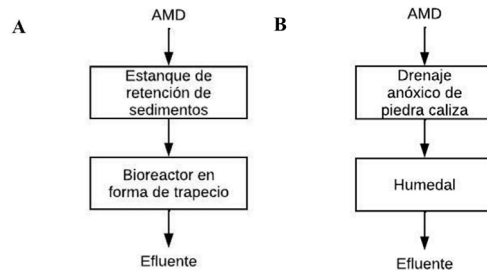


Figura 5. A. Diagrama de flujo para Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda. Generado a partir de [DiLoreto et al. \(2016\)](#). **B.** Diagrama de flujo para Lobo Cap, West Virginia, USA. Generado a partir de [Faulkner y Skousen \(1994\)](#).

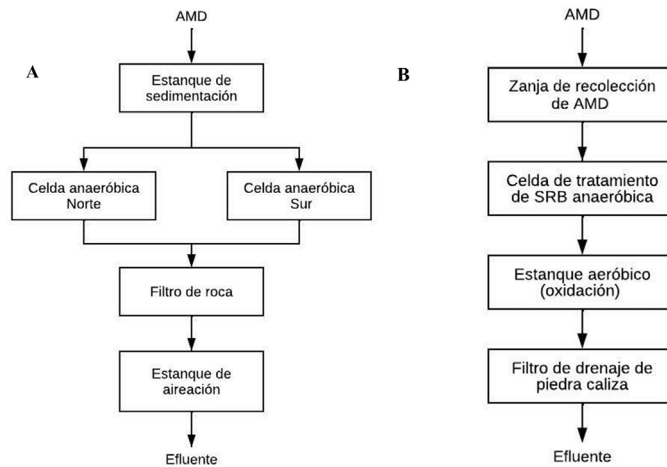


Figura 6. A. Diagrama de flujo para West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA. Generado a partir de [Doshi \(2006\)](#). **B.** Diagrama de flujo para Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canadá. Generado a partir de [Kuyucak et al. \(2006\)](#). SRB es la abreviatura de bacterias sulfato reductoras.

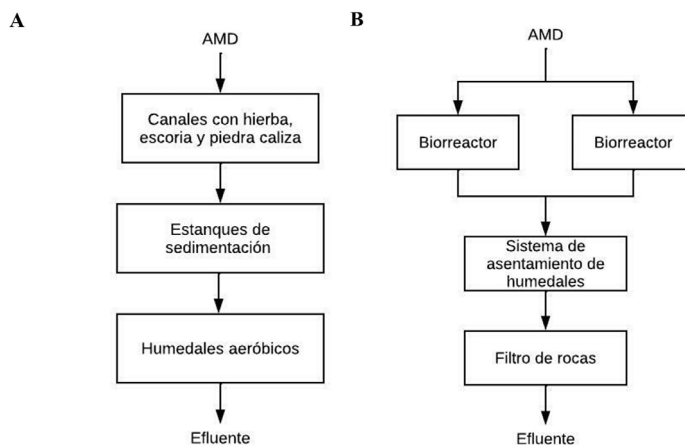


Figura 7. A. Diagrama de flujo para Lyon Mine y Lindentree, Ohio, USA. Generado a partir de [Hamilton et al. \(2007\)](#). **B.** Diagrama de flujo para Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA. Generado a partir de [Doshi \(2006\)](#).

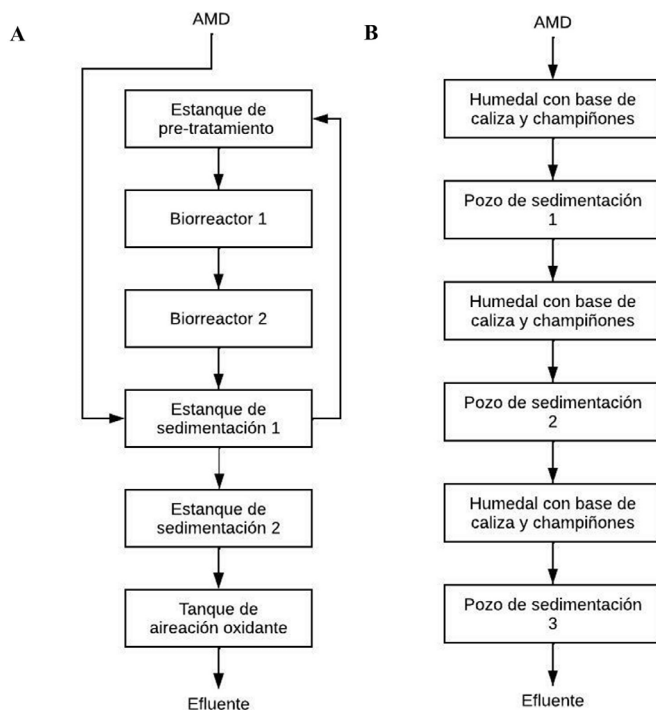


Figura 8. A. Diagrama de flujo para Leviathan Mine, Markleeville, California, USA. Generado a partir de [Doshi \(2006\)](#). B. Diagrama de flujo para SIMCO wetland, near Coshocton y Near Coshocton, Ohio, USA. Generado a partir de [Kilborn Inc. \(1996\)](#).

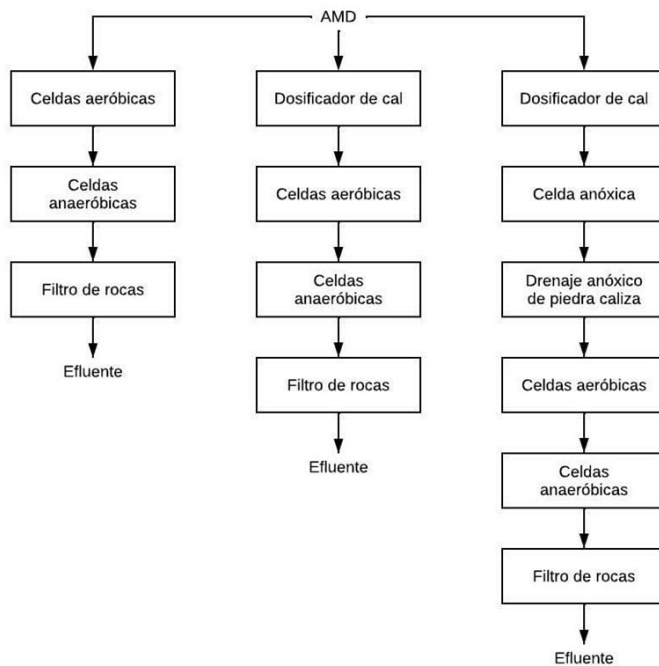


Figura 9. Diagrama de flujo para Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK. Generado a partir de [Doshi \(2006\)](#).

Para evaluar los indicadores se recopiló información de plantas que emplean tratamientos activos. Se encontró en [Chaulk et al. \(2003\)](#), apéndice D, cerca de 100 plantas, de las cuales fueron seleccionadas siete (7) que tuvieran información completa acerca del año de creación, análisis de costo, área y caudal del agua ácida tratada y posteriormente fueron comparadas con las plantas de tratamientos pasivos.

La [Tabla 6](#) muestra la base de datos de los tratamientos activos, en términos de costo (dólares canadienses),

área, flujo y año de implementación del tratamiento. Cabe aclarar que para convertir el costo de dólares canadienses (CAD) a dólares americanos (USD) se tomó un valor de referencia de 0.75 USD por cada CAD, debido a que esta fue la variación que presentó durante el 2020 ([Bank of Canada, 2023](#)).

Así mismo, la [Tabla 7](#) muestra la base de datos de los tratamientos pasivos, año de creación del tratamiento, % de remoción de Fe, flujo, área y costo en dólares (USD).

Tabla 6. Valores de los ejemplos de procesos activos de tratamientos de drenajes ácidos de minería llevados a cabo en diversos lugares.

ID de la planta según el apéndice D (Zinck y Griffith, 2013)	Año de creación	% de remoción de Fe	Flujo (m ³ /h)	Área (m ²)	Dólares canadienses (CAD)			Costo en 2020 por m ² en USD
					Costo	Costo en 2020	Costo en 2020 por m ²	
14	2007	42,0	55	22500	2000000	2491733,60	110,70	83,10
22	2000	*	700	150000	12000000	17455431,50	116,40	87,30
32	2007	99,5	8385	40900	7500000	9344001,10	228,50	171,30
46	2020	*	250	670000	17000000	17000000	25,40	19,00
47	2007	100,0	205	50	1500000	1868800,20	37685,90	28264,40
74	2020	*	935	30000	42000000	42000000	1400	1050
80	1990	99,6	1853	53	4500000	8059661,40	152097,80	114073,30
Valor de referencia (promedio)	-	85,3	1769	130500	-	-	-	20535,50 **

(*) Los valores de remoción de Fe para estas plantas de tratamiento no pudieron ser hallados debido a la falta de conocimiento del valor de concentración de entrada o de salida del drenaje ácido.

(**) En este caso el valor de referencia usado es el 5% de este número, es decir, 1026,8 USD.

Tabla 7. Valores de los parámetros de las plantas para los tratamientos pasivos de drenajes ácidos de minería, seleccionadas para ser comparadas.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	Año de creación	% de remoción de Fe	Flujo (m ³ /h)	Área (m ²)	Costo de (USD)	Costo de en el 2020 (USD)	Costo de por m ² en el 2020 (USD)
Muy alta probabilidad de éxito							
West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA (Doshi, 2006).	1994	67,3	272,4	20,000	700,000	1,233,757,20	61,70
Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak et al., 2006).	2004	99,1	78,6	8,000	280,000	493,502,90	61,70
Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006).	2003	99,0	5,0	3,000	864,000	1,227,338,50	409,10

Continuación Tabla 7.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	Año de creación	% de remoción de Fe	Flujo (m ³ /h)	Área (m ²)	Costo de (USD)	Costo de en el 2020 (USD)	Costo de por m ² en el 2020 (USD)
Alta probabilidad de éxito							
Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006).	2000	99,8	2,2	*	1,700,000	2,595,696,90	*
Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006).	1998	98,9	2,3	1,300	158,000	251,716,60	193,60
Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto <i>et al.</i> , 2016).	2015	94,7	3,6	1,500	837,000 + 50,000 NZD	973,405,70	648,90
Lobo Cap, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994).	1992	39,6	5,2	*	*	*	*
Lindentree, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007).	2003	89,2	5,7	70,000	665,788	945,772,30	13,50
Lyon Mine, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007).	2005	58,3	5,7	70,000	665,788	945,772,30	13,50
SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio (Kilborn Inc. 1996).	1985	74,7	27,1	4,138	39,357,60	53,147,60	12,80
SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA (Kilborn Inc. 1996).	1985	62,2	19,7	3,196	30,398	41,048,30	12,80

(*) No existía información acerca del área ocupada por estas plantas, debido a esto, no fue posible calcular el indicador de capacidad de tratamiento, ni el indicador de costo por m² en el 2020, en comparación con plantas activas.

Posteriormente, se realizaron los respectivos cálculos y se ordenaron en la [Tabla 8](#), donde se expresan los valores de cada indicador obtenido de forma previa a la calificación para cada tratamiento pasivo seleccionado. En dicha tabla se puede observar que las plantas presentan un índice de capacidad de tratamiento bajo, mostrando un rango entre 0,0-0,2 en comparación con las plantas activas, demostrando así los bajos flujos que se manejan para realizar dichos tratamientos. Sin embargo, esto no es un impedimento para tratar a cabalidad los metales pesados, el sulfato

y el pH de los efluentes, ya que plantas como Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canadá (Kuyucak *et al.*, 2006), Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006), Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006), Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006; DiLoreto *et al.*, 2016), Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto *et al.*, 2016) y Lindentree, Ohio, USA (Hamilton *et al.*, 2007) muestran porcentajes de remoción del Fe por encima del 90% (ver [Tabla 7](#)).

Tabla 8. Valor de los indicadores evaluados para cada planta de tratamiento escogida (muy alta y alta probabilidad de éxito).

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	Tipo de tratamiento	No. Etapas	Indicador de capacidad global para eliminar Fe	Indicador capacidad de tratamiento	Indicador de factor de flujo	Indicador de costo por unidad de área	Muy alta probabilidad de éxito					
							Fe	Al	Cu	Pb	SO ₄ ²⁻	pH
West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA (Doshi, 2006).	Pasivo	4	78,9	0,2	151,3	6,0	24,3	33,7	1,4	0,0	40,8	3,3
Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak <i>et al.</i> , 2006).	Pasivo	4	116,2	0,2	43,7	6,0	0,7	8,0	0,2	0,1	36,2	6,6
Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006).	Pasivo	6	116,1	0,0	2,8	39,8	0,7	0,6	0,0	0,1	43,6	7,3
Alta probabilidad de éxito												
Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006).	Activo	13	117,0	*	1,2	*	0,1	6,5	3,1	0,1	20,9	6,3
Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006).	Pasivo	3	116,0	0,0	1,3	18,9	0,8	0,1	0,6	0,1	48,3	6,9
Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto <i>et al.</i> , 2016).	Pasivo	2	111,1	0,0	2,0	63,2	3,9	0,1	5,9	0,1	48,2	7,4
Lobo Cap, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994).	Pasivo	2	46,4	*	2,9	*	45,0	0,0	5,9	0,1	38,7	6,6
Lindentree, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007).	Pasivo	3	104,6	0,0	3,2	1,3	8,0	5,7	5,9	0,1	48,3	7,8

Continuación Tabla 8.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	Tipo de tratamiento	No. Etapas	Indicador de capacidad global para eliminar Fe	Indicador de capacidad de tratamiento	Indicador de factor de flujo	Indicador de costo por unidad de área	Alta probabilidad de éxito					
							Fe	Al	Cu	Pb	SO ₄ ²⁻	pH
Lyon Mine, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007).	Pasivo	3	68,3	0,0	3,2	1,3	31,0	0,0	5,9	0,1	48,3	6,5
SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio (Kilborn Inc. 1996).	Pasivo	6	87,6	0,1	15,0	1,3	18,8	33,7	5,9	0,1	11,9	3,5
SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA (Kilborn Inc. 1996).	Pasivo	6	72,9	0,1	10,9	1,3	28,2	33,7	5,9	0,1	48,9	3,2

(*) No existía información acerca del área ocupada por estas plantas, debido a esto el indicador de capacidad de tratamiento y el indicador de costo por unidad de área en comparación con plantas activas, no pudo ser calculado.

Seguidamente, se calificaron los indicadores de la Tabla 8 con el fin de ordenar de mayor a menor puntaje los tratamientos pasivos (Tabla 9). Cabe destacar, que todas las plantas cumplían con los valores de concentración exigidas por la

norma colombiana para el plomo (Pb) y el sulfato (SO₄²⁻), por dicha razón, no fueron tabuladas porque su calificación no afecta el resultado final.

Tabla 9. Calificación de los indicadores evaluados para cada planta de tratamiento escogida.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	Tipo de tratamiento	No. Etapas	Indicador de capacidad global para eliminar Fe	Indicador de capacidad de tratamiento	Indicador de factor de flujo	Indicador de costo por unidad de área	Indicador de cumplimiento con la norma colombiana				Promedio	Posición
							Fe	Al	Cu	pH		
Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak <i>et al.</i> , 2006).	10	8	10	7	4	9	10	5	10	10	8,3	1
Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006).	10	9	10	2	1	7	10	10	10	10	7,9	2
West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA (Doshi, 2006).	10	8	8	10	10	9	5	5	5	5	7,5	3

Continuación Tabla 9.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	Tipo de tratamiento	No. Etapas	Indicador de capacidad global para eliminar Fe	Indicador de capacidad de tratamiento	Indicador de factor de flujo	Indicador de costo por unidad de área	Indicador de cumplimiento con la norma colombiana				Promedio	Posición
							Fe	Al	Cu	pH		
Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006).	10	6	10	2	1	5	10	10	10	10	7,4	4
Lyon Mine, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007).	10	9	7	1	1	10	5	10	5	10	6,8	5
Lindentree, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007).	10	9	10	1	1	10	5	5	5	10	6,6	6
Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto <i>et al.</i> , 2016).	10	9	10	3	1	1	5	10	5	10	6,4	7
SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio (Kilborn Inc. 1996).	10	6	9	5	2	10	5	5	5	5	6,2	8
SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA (Kilborn Inc. 1996).	10	6	7	5	1	10	5	5	5	5	5,9	9
Lobo Cap, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994).	10	9	5	*	1	*	5	10	5	10	5,5	10
Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006).	5	1	10	*	1	*	10	5	5	10	4,7	11

(*) No existía información acerca del área ocupada por estas plantas, debido a esto el indicador de capacidad de tratamiento y el indicador de costo por unidad de área en comparación con plantas activas, no fue calculado y, en consecuencia, tampoco fue calificado.

Finalmente, después del análisis efectuado, se escogió Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak *et al.*, 2006) como la planta de tratamiento pasivo que mejor se adapta a las condiciones encontradas en el agua ácida minera B desde el punto de vista teórico. Dicha planta, se destacó por su bajo número de etapas de remediación (4 etapas); mayor índice de eliminación del hierro, el cual fue superior al de las plantas de tratamiento activas (99,1%); y su bajo costo por unidad de área (61,7 USD/m²).

Conclusiones

En este estudio se encontraron y analizaron 40 plantas para el tratamiento pasivo de drenaje ácido de mina en los siguientes países; España, Estados Unidos, Canadá, Reino Unido y Nueva Zelanda. La información obtenida de estas plantas fue el porcentaje de remoción de compuestos contaminantes, el pH, tiempo de funcionamiento o de trabajo y el caudal. Con base en esta información se crearon los indicadores

de eliminación de los elementos, aporte alcalino, tiempo de funcionamiento y flujo, que se utilizaron para graficar y categorizar los tratamientos según su probabilidad de éxito. Lo anterior dio como resultado que 11 plantas tuvieran altas probabilidades para que su proceso sea empleado en la remediación del drenaje ácido de mina B, encontrado en la región de Soto Norte, Santander.

De acuerdo con la metodología diseñada de tipo heurístico y aplicada en las 11 plantas preseleccionadas, la mina Cadillac Molybdenite, ubicada en el Norte de Quebec, Canadá se destacó con respecto a las demás por su valor de pH muy cercano a la neutralidad (6,6), el costo económico de construcción relativamente bajo con un precio de 61,7 USD/m² y la capacidad de remediación ambiental, disminuyendo las concentraciones de Fe, Cu, Pb, y SO₄²⁻ en porcentajes de 99,1%, 97,3%, 8% y 31,1% respectivamente. Esta planta consta de 4 etapas las cuales incluye una zanja de recolección de piedra caliza, un biorreactor, un estanque aeróbico y un filtro de piedra caliza.

La importancia de este estudio radica en lograr identificar el proceso que se puede replicar en la región de Soto Norte en el Departamento de Santander, como una alternativa sostenible a la problemática que se presenta en la actualidad con los drenajes ácidos de mina. Consecuencia de daños ambientales no resueltos en la región y que en otros países hacen parte de los denominados pasivos ambientales mineros.

Con los resultados obtenidos, se recomienda realizar estudios posteriores que permitan el desarrollo de una ingeniería básica y de detalle, para que en un futuro cercano sea posible la implementación de este tipo de tecnologías en la región.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el proyecto No. 2833 titulado “Estudio prospectivo de la aplicabilidad de subproductos industriales colombianos en procesos de remediación ambiental, bajo enfoque de economía circular: caso específico de los pasivos ambientales mineros en la provincia de Soto Norte, Santander”, cuya financiación corrió a cargo de la Vicerrectoría de Investigación y Extensión (VIE) de la Universidad Industrial de Santander. A su vez, los autores agradecen profundamente al Semillero de Investigación en Pasivos Ambientales (SIPAM) del Grupo de Investigación en Minerales, Biohidrometalurgia y Ambiente (GIMBA) de la Universidad Industrial de Santander por permitir

la presentación y discusión del presente trabajo durante su etapa de desarrollo.

Referencias

- Arango-Aramburo, M.; Olaya, Y. (2012). Problemática de los pasivos ambientales mineros Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 15(3), 125-133.
- Bank of Canada (2023). Annual exchange rates. <https://www.bankofcanada.ca/rates/exchange/annual-average-exchange-rates/>
- Chaulk, J.; Zinck, J.; Griffith, W.; Mackinnon, T. (2003). Review of Mine Drainage Treatment and Sludge Management Operations. CANMET Mining and Mineral Sciences Laboratories Final Version.
- Clyde, E.J.; Champagne, P.; Jamieson, H.E.; Gorman, C.; Sourial, J. (2016). The use of a passive treatment system for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine (California): Pilot-scale study. *Journal of Cleaner Production*, 130, 116-125. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.145>
- DiLoreto, Z.A.; Weber, P.A.; Olds, W.; Pope, J.; Trumm, D.; Chaganti, S. R.; Heath, D.D.; Weisener, C.G. (2016). Novel cost effective full scale mussel shell bioreactors for metal removal and acid neutralization. *Journal of Environmental Management*, 183, 601-612. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.023>
- Doshi, S.M. (2006). Bioremediation of acid mine drainage using sulfate-reducing bacteria. US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response and Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, 65, 13-39.
- Faulkner, B.B.; Skousen, J.G. (1994). Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems. *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, Pennsylvania EE. UU.
- Favas, P.J.; Martino, L.E.; Prasad, M.N. (2018). Abandoned Mine Land Reclamation—Challenges and Opportunities (Holistic Approach). In: Prasad, M.N.; Favas, P.J.; Maiti, S.K. (eds.). *Bio-*

- Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation* (pp. 3-31). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00001-4>
- Ferreira, R.A.; Pereira, M.F.; Magalhães, J.P.; Maurício, A.M.; Caçador, I.; Martins-Dias, S. (2021). Assessing local acid mine drainage impacts on natural regeneration-revegetation of São Domingos mine (Portugal) using a mineralogical, biochemical and textural approach. *Science of the Total Environment*, 755, 142825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142825>
- Galindo, D. (2021). ¿Un adiós o una bienvenida al desarrollo de la minería tradicional en California, Santander? Tesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia.
- Gamión, J.L.; Horna, O.J. (2021). Revisión sistemática de los métodos activos y pasivos en el tratamiento de drenajes ácidos de mina. Tesis, Universidad César Vallejo, Perú.
- Genty, T.; Bussière, B.; Paradie, M.; Neculita, C.M. (2016). Passive biochemical treatment of ferrous mine drainage: Lorraine mine site, Northern Québec, Canada. *International Mine Water Association (IMWA) Conference*, Leipzig, Germany.
- Gutiérrez, E. (2017). Herramienta de selección de tecnologías de tratamiento de aguas residuales basada en modelos de decisión multicriterio. Tesis, Universidad de los Andes, Colombia.
- Hamilton, J.; Gue, J.; Socotch, C. (2007). The use of steel slag in passive treatment design for AMD discharge in the Huff Run Watershed Restoration. *American Society of Mining and Reclamation*, 1, 272-282. <https://doi.org/10.21000/jasmr07010272>
- Ighalo, J.O.; Adeniyi, G.A. (2020). A comprehensive review of water quality monitoring and assessment in Nigeria. *Chemosphere*, 260, 127569. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127569>
- Jamieson, H.E.; Walker, S.R.; Parsons, M.B. (2015). Mineralogical characterization of mine waste. *Applied Geochemistry*, 57, 85-105. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.014>
- Kilborn Inc. (1996). Review of passive systems for treatment of acid mine drainage. In Mine environment neutral drainage (MEND) program (Vol. 37, Issue 5).
- Kuyucak, N.; Chabot, F.; Martschuk, J. (2006). Successful implementation and operation of a passive treatment system in an extremely cold climate, Northern Quebec, Canada. *7th International Conference on Acid Rock Drainage - Also Serves as the 23rd Annual Meetings of the American Society of Mining and Reclamation*, San Luis, Missouri EE.UU. <https://doi.org/10.21000/jasmr06020980>
- Macías, F.; Caraballo, M.A.; Nieto, J.M.; Rötting, T.S.; Ayora, C. (2012a). Natural pretreatment and passive remediation of highly polluted acid mine drainage. *Journal of Environmental Management*, 104, 93-100. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.027>
- Macías, F.; Caraballo, M.A.; Rötting, T.S.; Pérez-López, R.; Nieto, J.M.; Ayora, C. (2012b). From highly polluted Zn-rich acid mine drainage to non-metallic waters: Implementation of a multi-step alkaline passive treatment system to remediate metal pollution. *Science of the Total Environment*, 433, 323-330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.084>
- Mantilla, L.C.; Valencia, V.A.; Barra, F.; Pinto, J.; Colegial, J. (2009). Geocronología U-Pb de los cuerpos porfiríticos del distrito aurífero de Vetás - California (Dpto. de Santander, Colombia). *Boletín de Geología*, 31(1), 31-43.
- Martínez, N.M.; Basallote, M.D.; Meyer, A.; Cánovas, C.R.; Macías, F.; Schneider, P. (2019). Life cycle assessment of a passive remediation system for acid mine drainage: Towards more sustainable mining activity. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1100-1111. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.224>
- Mavhungu, A.; Foteinis, S.; Mbayi, R.; Masindi, V.; Kortidis, I.; Mpenyana-Monyatsi, L.; Chatzisymeon, E. (2021). Environmental sustainability of municipal wastewater treatment through struvite precipitation: Influence of operational parameters. *Journal of*

- Cleaner Production*, 285, 124856. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124856>
- Moodley, I.; Sheridan, C.M.; Kappelmeyer, U.; Akcil, A. (2018). Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*, 126, 207-220. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.08.008>
- Lewrick, M. (2009). Introduction of an evaluation tool to predict the probability of success of companies: The innovativeness, capabilities and potential model (ICP). *Journal of Technology Management and Innovation*, 4(1), 33-47. <https://doi.org/10.4067/S0718-27242009000100004>
- Nairn, R.W.; Hedin, R.S.; Watzlaf, G.R. (1992). Generation of Alkalinity in an Anoxic Limestone Drain. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 1, 206-219. <https://doi.org/10.21000/jasmr92010206>
- Ospina-Betancur, E.; Molina-Escobar, J.M. (2013). Legislación colombiana de cierre de minas. ¿Es realmente necesaria? *Boletín de Ciencias de la Tierra*, 34, 51-62.
- Peña-Ortiz, J.; Pérez-Vega, W. (2009). Manejo de drenajes ácidos de mina (DAM). Monografía, Universidad Industrial de Santander, Colombia.
- Polya, G. (2019). *How to Solve It: A New Aspect of Mathematical Method*. Princeton University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctvc773pk>
- Ramírez; F.; López, J.; A., Ardila, R. (2012). Simulación de la respuesta hidrogeoquímica de drenajes ácidos de mina, incrementando el pH usando CaO (cal) como agente alcalino en el distrito minero Vetas-California, Santander. Tesis, Universidad Industrial de Santander, Colombia.
- Romanycia, M.H.J.; Pelletier, F.J. (1985). What is a heuristic? *Computational Intelligence*, 1(1), 47-58. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8640.1985.tb00058.x>
- Saha, S.; Sinha, A. (2018). A review on treatment of acid mine drainage with waste materials: A novel approach. *Global Nest Journal*, 20(3), 512-528. <https://doi.org/10.30955/gnj.002610>
- Silver, E.A.; Victor, R.; Vidal, V.; De Werra, D. (1980). A tutorial on heuristic methods. *European Journal of Operational Research*, 5(3), 153-162. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(80\)90084-3](https://doi.org/10.1016/0377-2217(80)90084-3)
- Skousen, J.G.; Ziemkiewicz, P.F.; McDonald, L.M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*, 6(1), 241-249. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>
- Zinck, J.; Griffith, W. (2013). Review of mine drainage treatment and sludge management operations. MEND report, 3(1), 111.

Fecha de recibido: 29 de mayo de 2023
Fecha de aceptado: 09 de noviembre de 2023

Anexo 1. Ejemplos de procesos pasivos de tratamientos de drenajes ácidos de minería llevados a cabo en diversos países.

Mina y localización geográfica del tratamiento pasivo	% de reducción de Fe	% de reducción de Cu	% de reducción de Pb	% de reducción de Al	% de reducción de SO₄²⁻	Aporte alcalino del sistema	Tiempo de trabajo (años)	Caudal (L/min)
Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006)	98,9	91,0	8,0	99,8	8,0	3,6	4,0	38,0
Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006)	99,8	51,0	8,0	82,3	60,2	3,0	5,0	36,0
West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA (*) (Doshi, 2006)	67,3	78,4	91,7	8,0	22,2	0,0	10,0	4540,0
Lilly Orphan Boy Mine, South of Elliston, Montana, USA (**) (Doshi, 2006)	-25,1	87,2	8,0	94,7	8,0	3,0	12,0	11,0
Surething Mine, South of Elliston, Montana, USA (Doshi, 2006)	99,9	99,9	97,4	99,9	59,6	4,7	4,0	11,0
Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006)	99,0	99,3	8,0	98,3	16,9	4,0	3,0	83,0
Success Mine and Mill, Northern Idaho, USA (*) (Doshi, 2006)	99,8	8,0	99,7	8,0	40,0	2,5	5,0	19,0
Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak <i>et al.</i> , 2006)	99,1	97,3	8,0	78,1	31,1	3,3	2,0	1310,0
Lyon Mine, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007)	58,3	8,0	8,0	100,0	8,0	3,2	1,0	94,6
Lindentree, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007)	89,2	8,0	8,0	84,5	8,0	4,5	1,0	94,6
Monte Romero, Almonaster La Real, España (**) (Macías <i>et al.</i> , 2012a)	100,0	100,0	100,0	100,0	-10,0	3,6	0,5	1,0

Continuación Anexo 1.

Mina y localización geográfica del tratamiento pasivo	% de reducción de Fe	% de reducción de Cu	% de reducción de Pb	% de reducción de Al	% de reducción de SO ₄ ²⁻	Aporte alcalino del sistema	Tiempo de trabajo (años)	Caudal (L/min)
William Brothers Mine, Sierra National Forest, California, USA (**) (Clyde <i>et al.</i> , 2016)	-17,0	-2,0	8,0	8,0	7,0	1,6	1,3	0,1
Monte Romero, Suroeste de la Península Ibérica, España (Macías <i>et al.</i> , 2012b)	99,9	99,8	99,2	99,7	8,0	5,7	3,4	1,0
Mina Concepción, Península Ibérica, España (Martínez <i>et al.</i> , 2019)	90,7	8,0	8,0	100,0	8,0	4,5	4,5	6,0
Lorraine Mine, Northern Quebec, Canada (Genty <i>et al.</i> , 2016)	77,2	8,0	84,2	8,0	8,0	2,7	4,0	5,0
Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto <i>et al.</i> , 2016)	94,7	8,0	8,0	99,8	8,1	4,1	20,0	60,0
Greendale, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	10,6	8,0	8,0	73,4	18,8	2,6	2,0	15,5
Kodiak, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	99,2	8,0	8,0	99,0	95,2	1,5	2,0	15,0
Lillybrook, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	28,3	8,0	8,0	8,0	55,4	0,7	2,0	60,0
Preston, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	38,6	8,0	8,0	98,0	8,0	2,6	2,0	13,0
Lobo Cap, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	39,6	8,0	8,0	100,0	26,3	3,3	2,0	87,0

Continuación Anexo 1.

Mina y localización geográfica del tratamiento pasivo	% de reducción de Fe	% de reducción de Cu	% de reducción de Pb	% de reducción de Al	% de reducción de SO ₄ ²⁻	Aporte alcalino del sistema	Tiempo de trabajo (años)	Caudal (L/min)
Paint Township, Clarion County, Pennsylvania, USA (Nairn <i>et al.</i> , 1992)	19,2	8,0	8,0	66,7	12,3	1,8	1,0	6,0
Keiser 1, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	60,9	8,0	8,0	51,9	30,8	2,3	3,0	51,0
Keiser 3/2, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	72,7	8,0	8,0	20,0	2,5	0,8	3,0	51,0
S. Kelly, West Virginia, USA (**)(Kilborn Inc. 1996)	68,6	8,0	8,0	-3,8	-4,0	0,2	3,0	51,0
Pierce, West Virginia, USA (**)(Kilborn Inc. 1996)	80,0	8,0	8,0	22,2	-4,6	1,1	3,0	51,0
Z y F, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	77,1	8,0	8,0	63,1	41,1	1,0	3,0	51,0
Small Tracy, Great Falls, Montana, USA (Kilborn Inc. 1996)	36,6	8,0	8,0	2,1	0,6	-0,3	1,2	9,0
Jones Branch, McCreary County, Kentucky, USA (Kilborn Inc. 1996)	86,7	8,0	8,0	89,5	76,2	4,5	0,5	45,5
SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA (**)(Kilborn Inc. 1996)	62,2	8,0	8,0	8,0	6,9	-0,1	4,0	328,0
SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio (Kilborn Inc. 1996)	74,7	8,0	8,0	8,0	7,3	0,2	6,0	451,3
Celda A, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	37,1	81,3	8,0	8,0	8,0	1,6	1,6	2,3
Celda B, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	45,7	23,8	8,0	8,0	8,0	0,2	1,6	2,2

Continuación Anexo 1.

Mina y localización geográfica del tratamiento pasivo	% de reducción de Fe	% de reducción de Cu	% de reducción de Pb	% de reducción de Al	% de reducción de SO ₄ ²⁻	Aporte alcalino del sistema	Tiempo de trabajo (años)	Caudal (L/min)
Celda C, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	51,1	47,5	8,0	8,0	8,0	0,5	1,6	2,2
Celda B UP, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	24,1	16,1	8,0	8,0	8,0	0,4	0,8	0,9
Celda B Down, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	82,1	71,0	8,0	8,0	8,0	2,2	0,8	0,8
Celda E, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	89,7	91,9	8,0	8,0	8,0	3,3	0,8	0,3
Celda A, Idaho Springs-Central City mining district, Colorado (Kilborn Inc. 1996)	36,8	78,2	8,0	8,0	10,0	1,6	2,0	4,0
CGM System, Jackson, Alabama (Kilborn Inc. 1996)	96,6	8,0	8,0	8,0	8,0	1,1	0,7	3,3
Anaerobic Reactor, Durango, Colorado (Kilborn Inc. 1996)	100,0	8,0	8,0	8,0	8,0	0,8	5,0	40,0

(*) La reducción corresponde al promedio del resto de metales ya que el hierro no era problema en esas minas.

(**) Los valores negativos se deben a la presencia de factores como: mayor concentración en el elemento compuesto o pH en el flujo de salida.

Anexo 2. Indicadores de remoción de elementos, alcalinización, tiempo de funcionamiento, probabilidad de éxito y de flujo para el drenaje ácido A.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	i.e. Fe	i.e. Cu	i.e. Pb	i.e. Al	i.e. SO₄²⁻	i.a.	i.t.	p.e.	i.f.
Yellow Creek 2B, Western Pennsylvania, USA (Doshi, 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,2
Wheal Jane Tin Mine, Carnon Valley, Cornwall, UK (Doshi, 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,9	0,2
West Fork Mine, New Missouri Lead Belt, USA(Doshi, 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,5	0,8	1,0
Lilly Orphan Boy Mine, South of Elliston, Montana, USA (Doshi, 2006)	0,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,6	0,8	0,1
Surething Mine, South of Elliston, Montana, USA (Doshi, 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,1
Leviathan Mine, Markleeville, California, USA (Doshi, 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,4
Success Mine and Mill, Northern Idaho, USA (Doshi, 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,9	0,1
Cadillac Molybdenite, Northern Quebec, Canada (Kuyucak <i>et al.</i> , 2006)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,9	1,0
Lyon Mine, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,9	0,5
Lindentree, Ohio, USA (Hamilton <i>et al.</i> , 2007)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,9	0,5
Monte Romero, Almonaster La Real, España (Macías <i>et al.</i> , 2012a)	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	1,0	0,0	0,7	0,0
William Brothers Mine, Sierra National Forest, California, USA (Clyde <i>et al.</i> , 2016)	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,1	0,5	0,0
Monte Romero, Suroeste de la península ibérica, España (Macías <i>et al.</i> , 2012b)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,0

Continuación Anexo 2.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	i.e. Fe	i.e. Cu	i.e. Pb	i.e. Al	i.e. SO₄²⁻	i.a.	i.t.	p.e.	i.f.
Mina Concepción, Península ibérica, España (Martínez <i>et al.</i> , 2019)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,0
Lorraine Mine, Northern Quebec, Canada (Genty <i>et al.</i> , 2016)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,0
Brunner Coal Measures, Nueva Zelanda (DiLoreto <i>et al.</i> , 2016)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3
Greendale, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	0,2	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,8	0,1
Kodiak, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,6	0,1	0,8	0,1
Lillybrook, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	0,7	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,1	0,7	0,3
Preston, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,9	0,1
Lobo Cap, West Virginia, USA (Faulkner y Skousen, 1994)	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,9	0,4
Paint Township, Clarion County, Pennsylvania, USA (Nairn <i>et al.</i> , 1992)	0,4	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,1	0,8	0,0
Keiser 1, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,9	0,2
Keiser 3/2, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,2	0,8	0,2
S. Kelly, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,5	0,2
Pierce, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,5	0,2	0,7	0,2
Z y F, West Virginia, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,4	0,2	0,8	0,2
Small Tracy, Great Falls, Montana, USA (Kilborn Inc. 1996)	0,9	1,0	1,0	1,0	0,6	0,0	0,1	0,6	0,0
Jones Branch, McCreary County, Kentucky, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,9	0,2

Continuación Anexo 2.

Mina y localización geográfica de la instalación de tratamiento pasivo	i.e. Fe	i.e. Cu	i.e. Pb	i.e. Al	i.e. SO₄²⁻	i.a.	i.t.	p.e.	i.f.
SIMCO, Near Coshocton, Ohio, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,2	0,7	1,0
SIMCO wetland, near Coshocton, Ohio (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,3	0,8	1,0
Celda A, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,1	0,8	0,0
Celda B, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,1	0,7	0,0
Celda C, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,1	0,8	0,0
Celda B UP, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	0,6	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	0,0	0,7	0,0
Celda B Down, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	0,0	0,9	0,0
Celda E, Idaho Springs, Colorado, USA (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,9	0,0
Celda A, Idaho Springs-Central City mining district, Colorado (Kilborn Inc. 1996)	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,1	0,8	0,0
CGM System, Jackson, Alabama (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,0	0,8	0,0
Anaerobic Reactor, Durango, Colorado (Kilborn Inc. 1996)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,3	0,3	0,8	0,2

