

Universidad Nacional de Ingeniería

Facultad de Ingeniería Ambiental



TESIS

Eficacia del residuo de concreto en la remoción de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023.

Para obtener el título profesional de:

Ingeniero ambiental

Elaborado por:

Jereme Jesús Velásquez López

 [0009-0001-3953-6123](https://orcid.org/0009-0001-3953-6123)

Asesor:

Ing. Karla Mónica Valer Cerna

 [0000-0002-1715-5952](https://orcid.org/0000-0002-1715-5952)

LIMA – PERÚ

2024

Citar/How to cite	Velásquez Jereme [1]
Referencia/Reference	[1] J. Velásquez López, <i>“Eficacia del residuo de concreto en la remoción de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023.”</i> [Tesis]. Lima (Perú): Universidad Nacional de Ingeniería, 2024.
Estilo/Style: IEEE (2020)	
Citar/How to cite	(Velásquez, 2024)
Referencia/Reference	Velásquez, J. (2024) <i>“Eficacia del residuo de concreto en la remoción de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023.”</i> [Tesis, Universidad Nacional de Ingeniería]. Repositorio institucional UNI.
Estilo/Style: APA (7ma ed.)	

Dedicatoria

A Dios, mi guía y fortaleza, por ser el soporte espiritual en cada experiencia de vida, iluminando mi camino y dándome la sabiduría necesaria para superar cada desafío.

A mi futura esposa Jackeline Izaguirre, cuyo amor infinito y perseverancia han sido una inspiración constante en cada acto de mi vida. Gracias por enseñarme el significado más profundo del compromiso y la dedicación.

A mis padres, Violeta López y Jesús Velásquez, por su incondicional apoyo en todos los aspectos de mi vida y por tener fe en la culminación exitosa de esta investigación. Su respaldo ha sido mi mayor motivación.

A mi hermano mayor, Carlos Velásquez, a quien considero mi referente en todos los aspectos de la vida. Su ejemplo y sabios consejos han sido fundamentales en mi crecimiento personal y profesional.

A la Ing. Karla M. Valer Cerna, agradezco su apoyo incondicional como asesora de mi presente proyecto de tesis. Su experiencia y orientación han sido clave en el desarrollo de esta investigación.

Al equipo de trabajo INNODEVEL, liderado por el Ing. Camilo Joaquín, quienes forman parte esencial de este proceso de investigación. Agradezco su colaboración y dedicación, contribuyendo al éxito de este proyecto.

A Héctor, José, Justo, Zoila y todos mis seres queridos que ahora son ángeles, su recuerdo me fortalece y motiva a seguir adelante. Su legado vive en mi corazón.

A mis hermanos, familiares y amigos, agradezco su constante aprecio y valiosos consejos en el largo camino del aprendizaje. Su respaldo ha sido fundamental para alcanzar este logro.

Agradecimiento

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a todas aquellas personas que han contribuido de manera significativa al desarrollo y éxito de esta investigación.

En primer lugar, al equipo de trabajo INNODEVEL, y en particular al Ingeniero Camilo Joaquín, agradezco su incansable dedicación al explicarme la trascendental importancia de purificar las aguas residuales mediante el reúso de materiales de construcción, específicamente los residuos de concreto. Su liderazgo y compromiso durante la fase de campo, junto a un equipo joven pero enérgico, ha sido fundamental para llevar a cabo este proyecto de manera responsable. Su entusiasmo y profesionalismo han dejado una huella imborrable en esta investigación.

A mi hermano mayor, Carlos Velásquez, le agradezco por su constante orientación, guía y por demostrarme que el esfuerzo continuo es la clave para alcanzar cualquier meta. Su sabio consejo y apoyo incondicional han sido un faro en mi camino.

A la Universidad Nacional de Ingeniería, en especial a la Facultad de Ingeniería Ambiental (FIA), agradezco su respaldo y apertura para llevar a cabo este estudio. Mi reconocimiento se extiende a la Ingeniera Karla M. Valer Cerna, asesora de esta investigación, y al equipo administrativo de la FIA por su colaboración incansable.

A la Unidad de Pregrado de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería, mi reconocimiento por brindarme orientación a lo largo de mis años de estudios, contribuyendo al desarrollo académico y profesional.

A mis compañeros de estudios de la FIA UNI y a mis colegas actuales en mi centro de labores, agradezco su constancia y positivismo, del cual aprendo cada día. Su compañerismo ha enriquecido mi experiencia académica y laboral.

A todos, mi más profundo agradecimiento por ser parte esencial de este camino de aprendizaje y crecimiento.

Resumen

La presente investigación tiene como objetivo determinar la eficacia del residuo de concreto en la remoción de Fe, Cu, As y Zn del drenaje ácido de la unidad minera Nivel V – Algamarca. Las altas concentraciones de metales y bajos valores de pH del drenaje ácido de mina (DAM), requieren la aplicación de un agente alcalinizante con la suficiente capacidad de neutralizar estos efluentes, de ahí que, se probó el residuo de construcción o demolición (RCD) para la remediación del DAM.

La experimentación consistió en aplicar 4 dosis de 35, 40, 45 y 50 g/L de RCD en 500 mL de DAM a una agitación rápida de 200 RPM durante 30 min y un tiempo de reposo de 60 min; y posteriormente, la filtración y medición directa del pH y metales totales de cada tratamiento. Se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) un factor y la prueba de Tukey para determinar la significancia de los datos, se comparó con los LMP y se calculó la eficacia del RCD.

Finalmente, el pH y los metales fueron afectados significativamente (valores $p < 0.05$) por el RCD, es decir, el pH ascendió a 6.8 y la concentración de As, Fe, Cu y Zn, se removieron en un 99.85 a 99.98% para una dosis de 45 g/L; y para la dosis de 50 g/L, el pH ascendió a 8.8 y removió un 99.94 a 99.99% de metales. Seguidamente, los tratamientos alcanzaron los valores de los LMP y cumplieron satisfactoriamente con los parámetros. Finalmente, el RCD es una opción rentable y eficiente para el tratamiento de los DAM.

Palabras clave: Drenaje ácido de mina, residuos de construcción o demolición (RCD), neutralización, hierro, cobre, arsénico, zinc, concentración.

Abstract

The objective of this research is to determine the effectiveness of concrete waste in the removal of Fe, Cu, As and Zn from the acid drainage of the Level V mining unit – Algamarca. The high concentrations of metals and low pH values of acid mine drainage (AMD) require the application of an alkalizing agent with sufficient capacity to neutralize these effluents, hence, Construction or demolition waste (CDR) was tested for AMD remediation.

The experiment consisted of applying 4 doses of 35, 40, 45 and 50 g/L of RCD in 500 mL of DAM with rapid stirring at 200 RPM for 30 min and a rest time of 60 min; and subsequently, the filtration and direct measurement of the pH and total metals of each treatment. One-way analysis of variance (ANOVA) and Tukey's test were applied to determine the significance of the data, compared with the LMP and the effectiveness of the RCD was calculated.

Finally, the pH and metals were significantly affected (p values <0.05) by the RCD, that is, the pH rose to 6.8 and the concentration of As, Fe, Cu and Zn, were removed by 99.85 to 99.98% for a dose of 45 g/L; and for the dose of 50 g/L, the pH rose to 8.8 and removed 99.94 to 99.99% of metals. Subsequently, the treatments reached the LMP values and satisfactorily met the parameters. Finally, RCD is a cost-effective and efficient option for the treatment of AMD.

Keywords: Acid mine drainage, construction or demolition waste (CDW), neutralization, iron, copper, arsenic, zinc, concentration.

Prólogo

La preocupación por la conservación ambiental y la recuperación de zonas degradadas, son objetivos que las disciplinas ambientales tienen en su agenda; todavía más en un país donde los recursos naturales son abundantes y ricos en especies. Por esta razón, es importante aplicar los principios de conservación, prevención y recuperación ambiental con la finalidad de no presenciar ambientes contaminados, degradados y desértico (sin vida). El Perú, es un ejemplo visible de esta problemática ambiental, pues, se observa en la actividad doméstica e industrial el ascenso de los problemas ambientales que perjudican a la salud de las personas y del ambiente.

Esta investigación, entraña en el tratamiento de los drenajes ácidos de mina (DAM), con el propósito de minimizar su impacto negativo en los recursos hídricos (aguas superficiales) y suelos aptos para la agricultura. Los DAM son conocidos por sus bajos valores de pH (1.5 – 4), creciente acidez y concentraciones altas de sulfato, metales y sólidos disueltos; los cual influyen en la calidad del agua y suelo de su entorno. Esto ha motivado a investigadores a buscar técnicas de remediación eficientes para el tratamiento de los DAM. El tratamiento más conocido es la neutralización mediante agentes alcalinizantes (hidróxido de calcio, hidróxido de sodio, hidróxido de potasio, cal, piedra caliza, entre otros) para el incremento del pH y remoción de metales y sulfatos de los DAM; no obstante, el costo de los agentes alcalinizantes no deja de incrementarse de tal manera que el costo de operación se vuelve insostenible y en momentos difícil de sustentar para una unidad minera que está en proceso de formalización.

Por tal razón, nuestra investigación comprueba la capacidad de neutralización del cemento residual o RCD, como agente alcalinizante, en la remoción de metales e incremento de pH de aguas ácidas, la experimentación demostró que ambas características del DAM son remendadas satisfactoriamente; volviéndolo en una alternativa barata y eficiente para el tratamiento de los DAM. En adición, este estudio aporta una nueva perspectiva del cemento residual de construcción y demolición en el ámbito de la tratabilidad del agua residual provenientes de la actividad minera.

Tabla de contenido

Dedicatoria	iii
Agradecimiento	iv
Resumen	v
Abstract	vi
Prólogo	vii
Tabla de contenido	viii
Lista de tablas	x
Lista de figuras	xi
Capítulo I: Parte introductoria del trabajo	1
1.1 Generalidades.....	1
1.2 Descripción del problema de investigación.....	2
1.2.1 Formulación del problema.....	3
1.3 Objetivos.....	4
1.3.1 Objetivos generales.....	4
1.3.2 Objetivos específicos.....	4
1.4 Hipótesis.....	4
1.4.1 Hipótesis general.....	4
1.4.2 Hipótesis específica.....	4
1.5 Antecedentes.....	5
1.6 Justificación e importancia.....	12
Capítulo II: Marco teórico y conceptual	14
2.1 Marco teórico.....	14
2.1.1 Drenaje ácido de mina – DAM.....	14
2.1.2 Residuos de construcción y demolición - RCD.....	27
2.2 Marco Conceptual.....	33
2.2.1 Neutralización de los DAM mediante RCD.....	33
2.3 Marco Legal.....	37
Capítulo III: Metodología de la investigación	40
3.1 Metodología de investigación.....	40
3.2 Población, muestra y unidad de análisis.....	40
3.2.1 Población.....	40
3.2.2 Muestra.....	41
3.2.3 Unidad de análisis.....	41
3.3 Método, modelos, procesos y procedimientos del trabajo de la investigación.....	41
3.3.1 Método.....	41
3.3.2 Modelo.....	41
3.3.3 Procesos y procedimientos del trabajo.....	42
3.3.4 Procedimiento de experimentación.....	42
3.3.5 Recursos.....	44
3.3.6 Técnica e instrumentos de recolección y procesamiento de datos.....	45

Capítulo IV: Resultados y discusión	46
4.1 Prueba de normalidad.....	46
4.2 Efecto del cemento residual sobre el pH del DAM.....	47
4.3 Efecto del cemento residual sobre el As del DAM.	50
4.4 Efecto del cemento residual sobre el Fe del DAM.	52
4.5 Efecto del cemento residual sobre el Zn del DAM.	54
4.6 Efecto del cemento residual sobre el Cu del DAM.....	56
4.7 Eficacia del cemento residual sobre los metales del DAM.	58
4.8 Discusión.....	60
Conclusiones	62
Recomendaciones	64
Referencias bibliográficas.....	66
Anexos	71

Lista de tablas

Tabla 1:	Fuentes de generación de DAM.....	15
Tabla 2:	Caracterización del drenaje ácido de mina de la unidad minera nivel V.....	18
Tabla 3:	Caracterización del drenaje ácido de mina de la unidad minera nivel II.....	19
Tabla 4:	Principales características del impacto ambiental generado por DAM.	22
Tabla 5:	Contenido elemental de residuos sólidos y Cemento Portland Ordinario (OPC).	29
Tabla 6:	Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero – metalúrgicas.	38
Tabla 7:	Coordenadas del punto de muestreo	40
Tabla 8:	Diseño experimental.	43
Tabla 9:	Resultados experimentales.	46
Tabla 10:	Prueba de normalidad de Shapiro Wilk para el pH, arsénico, cobre, hierro y zinc.	46
Tabla 11:	Análisis de varianza para el pH.	47
Tabla 12:	Comparación en parejas de Tukey para pH.....	48
Tabla 13:	Análisis de varianza para el As.....	50
Tabla 14:	Comparación en parejas de Tukey para As.	50
Tabla 15:	Análisis de varianza para el Fe.....	52
Tabla 16:	Comparación en parejas de Tukey para Fe.	52
Tabla 17:	Análisis de varianza para el Zn.....	54
Tabla 18:	Comparación en parejas de Tukey para Zn.	54
Tabla 19:	Análisis de varianza para el Cu.	56
Tabla 20:	Comparación en parejas de Tukey para el Cu.....	56
Tabla 21:	Eficacia de las diferentes dosificaciones vs Metales (As, Fe, Zn y Cu).	58

Lista de figuras

Figura 1:	Etapas de la formación de aguas ácidas	16
Figura 2:	Esquema de humedal aeróbico	24
Figura 3:	Esquema de humedal anaeróbico	25
Figura 4:	Eliminación de metales pesados por polvo de horno de cemento.	35
Figura 5:	Efecto del tamaño de partícula sobre el pH.	37
Figura 6:	Punto de monitoreo.....	41
Figura 7:	Comparación del pH con el LMP.....	49
Figura 8:	Comparación del As con el LMP.	51
Figura 9:	Comparación del Fe con el LMP.	53
Figura 10:	Comparación del Zn con el LMP.	55
Figura 11:	Comparación del Cu con el LMP.....	57
Figura 12:	Eficacia de las diferentes dosificaciones vs. Metales (As, Fe, Zn y Cu).	59

Capítulo I: Parte introductoria del trabajo

1.1 Generalidades

El cuidado ambiental, en estos últimos años, ha tenido una relevancia significativa, pues, las diferentes actividades de difusión a nivel internacional, nacional y local son evidencia del trabajo arduo que organizaciones gubernamentales y no gubernamentales realizan en conjunto para concientizar a las personas sobre el cuidado ambiental. Este propósito se extiende hasta las exigencias legales, pues, el estado suma esfuerzos para minimizar la contaminación al ambiente, principalmente, en el sector industrial, de ahí que, entidades privadas invierten en el tratamiento y remediación de los aspectos ambientales que su actividad afecta.

Uno de los recursos ambientales con mayor contaminación en el Perú es el agua, y esto debido a que, en el Perú existen un aproximado de “106 cuencas hidrológicas, que representan un recurso hidráulico importante.” (MINEM, 2023, p. 3). No obstante, existe también un aproximado de “180 minas operativas en el Perú (grande, mediana y pequeña minería) y unas 25 a 30 presentan problemas de drenaje ácido de mina.” (MINEM, 2023, p. 2). Y debido a que la mayoría de las minerías se ubican en los andes y por ende con mucha aproximación a las cuencas o en las cuencas, se infiere que los cuerpos receptores de agua son contaminados por los drenajes ácidos de mina. Esto se puede demostrar por un segundo hecho, que el MINEM ha registrado: “En el Perú tiene 176 minas metálicas en operación con un número desconocido de **depósitos de relaves activos e inactivos**. De estas minas, 54 producen más de 100 tons/día y sólo 26 más de 500 tons/día.” (MINEM, 2023). En consecuencia, se puede afirmar que la actividad minera tiene relaves que son la fuente principal en la producción de los drenajes ácidos de mina (DAM). Un reflejo de tal situación se encuentra en la reciente situación actual que ha sufrido el río Tablachaca, en el distrito de Pampas, provincia de Pallasca (Áncash) el cual desemboca en el río Santa, pues, se ha visualizado un color amarillento producido por los relaves mineros (SPDA, 2024).

En la actualidad, existen “6903 pasivos ambientales en el Perú, en Cajamarca existen 1015 y en Cajabamba 13, de los cuales todos se ubican en Algamarca” (MINEM, 2022). Estos números no solo contempla a las minerías formales sino las artesanales (sin registro), lo que significa que la mayoría de los pasivos ambientales está relacionada con los relaves y drenajes ácidos que se producen en estos campamentos, sin embargo, no todos los relaves o DAM se origina por la actividad minera, sino que son producidos por los siguientes factores: a) la compleja configuración geológica, principalmente, en lo referente a vetas; b) la variada mineralogía con potencial para contribuir con diferentes contaminantes en el tiempo, y en diferentes lugares; y c) la asociación del mineral con la pirita como el principal mineral sulfurado, Siendo el punto “c” el factor con mayor influencia en las minas artesanales del centro poblado de Algamarca.

1.2 Descripción del problema de investigación

Pero ¿Qué contienen estos DAM que genera tanta preocupación en los gobiernos locales y/o personas aledañas?, la respuesta es simple: “los DAM contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido en sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.), alcanzando sus concentraciones las decenas y centenas de miligramos por litro. Estos elementos en esas concentraciones son nocivos para la actividad biológica, contaminan los cauces, y además esas aguas pueden llegar a dañar la estructura y la cimentación de construcciones.” (López Pamo, Aduvire, & Baretino, 2002, p. 3). Este hecho se evidencia con lo mencionado por el MINEM, cuando dice: “En el Perú no existe tratamiento del drenaje ácido, a excepción de una compañía de mediana a gran minería. Actualmente, el DAM drena a cursos de agua naturales o se elimina en lagos o ríos” (MINEM, 2023, p. 2).

En consecuencia, se evidencia que los DAM son efluentes que no son tratados pero que afecta intensamente la calidad del agua de los cuerpos receptores, añadiéndole hierro, cobre, plomo y cadmio al agua de las diferentes quebradas del centro poblado de Algamarca.

Por otro lado, la manera más efectiva de remediar estos drenajes ácidos es mediante el proceso de neutralización, pues la cantidad y costos del reactivo alcalinizante son accesibles y cómodos, de ahí que, los minerales que pueden consumir acidez y neutralizar el drenaje ácido, son: los carbonatos (calcita), hidróxidos (limonita), silicatos (clorita) y arcillas.

Sin embargo, a pesar de que sus costos no son muy altos, aún se requiere de grandes cantidades para remediar los inmensos volúmenes de drenaje ácido, y es aquí donde se inicia el problema de los campamentos mineros, dado que, se requieren grandes cantidades de material para tratar estos tipos de efluentes.

Una alternativa al consumo del material alcalinizante es la utilización de materiales auxiliares como la ceniza y el concreto residual. Este último con investigaciones muy escasas. No obstante, se infiere que el concreto residual fino se puede utilizar como neutralizador, dado que en su composición química se conforma por el “58.2 a 65.6 % de óxido de calcio” (Sanjuán Barbudo & Chinchón Yepes, p.20). El cual puede ser un factor importante a la hora de tratar el drenaje ácido de mina.

El concreto residual o residuo de construcción y demolición (RCD) es “el tercer problema ambiental de Lima” (Yachachi-Elguera, Segovia-Luna Victoria, Orosco-Chiclla, & Iannacone, 2022, p. 266), pues se ha registrado “denuncias vecinales de arrojo de desmontes y residuos de construcción en zonas que con el tiempo han pasado a ser puntos de incidencia media y/o alta.” (p.266). Lo que significa que los RCD se han vuelto en una problemática significativa de la ciudadanía, debido a los efectos que ocasionan en estas zonas. Por consiguiente, esta investigación busca estudiar el residuo de concreto con la finalidad de asignarle un valor económico y sobre todo una utilidad de reaprovechamiento, dado que, este material se utilizaría como un auxiliar en el tratamiento de DAM.

Por lo tanto, la problemática se resume de la siguiente manera: primero, existen dos problemáticas de contaminación: los DAM y RCD; y segundo, el RCD tiene un potencial de alcalinización que puede ser utilizado como medio de neutralización, sin embargo, no se ha evaluado aún su eficacia con respecto a la remoción de metales (Fe, Cu, As y Zn), lo que nos inclina a preguntar.

1.2.1 Formulación del problema

¿Cuál es la eficacia del residuo de concreto en la remoción de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023?

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivos generales

- Determinar la eficacia del residuo de concreto en la remoción de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023.

1.3.2 Objetivos específicos

- Estimar la eficacia del residuo de concreto en diferentes dosificaciones para la remoción de hierro del drenaje ácido de mina.
- Estimar la eficacia del residuo de concreto en diferentes dosificaciones para la remoción de cobre del drenaje ácido de mina.
- Estimar la eficacia del residuo de concreto en diferentes dosificaciones para la remoción de arsénico del drenaje ácido de mina.
- Estimar la eficacia del residuo de concreto en diferentes dosificaciones para la remoción de zinc del drenaje ácido de mina.
- Determinar la neutralización del drenaje ácido de mina que produce el concreto residual.

1.4 Hipótesis

1.4.1 Hipótesis general

H₀: El residuo de concreto no es eficaz, si no neutraliza y no reduce la concentración de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023.

H_A: El residuo de concreto es eficaz, si neutraliza y reduce la concentración de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023.

1.4.2 Hipótesis específica

- El residuo de concreto incrementará el pH del drenaje ácido de mina a niveles de neutralización.
- El residuo de concreto reducirá la concentración de hierro a nivel del valor de los límites máximos permisible para minería.

- El residuo de concreto reducirá la concentración de cobre a nivel del valor de los límites máximos permisibles para minería.
- El residuo de concreto reducirá la concentración de arsénico a nivel del valor de los límites máximos permisibles para minería.
- El residuo de concreto reducirá la concentración de zinc a nivel del valor de los límites máximos permisibles para minería.

1.5 Antecedentes

Hsing-Jung *et al* (2023) investigó el potencial de los finos de concreto como neutralizador novedoso para el drenaje ácido de minas (DAM) para explorar el uso efectivo de los finos de concreto, pues en su estudio titulado: *“Investigación potencial de finos de hormigón como material alternativo: un neutralizador novedoso para el tratamiento de drenaje ácido de minas”*, tuvo como objetivo: mejorar el valor de los finos de concreto que se generaron a partir del reciclaje de agregados mediante la exploración de su uso en el tratamiento DAM como neutralizador. Motivo por lo que, la solución DAM se preparó utilizando sulfato de hierro (III) n-hidrato (99,5 %, FUJIFILM Wako Pure Chemical Corporation, Japón) y solución de ácido arsénico (60 %, Wako Pure Chemical Corporation, Japón) para simular DAM que se genera en los sitios mineros de Japón; su pH de la solución simulada fue 2 con concentraciones de Fe^{3+} y As de 300 y 5 mg/L, respectivamente. Se usaron finos de concreto (0.4, 0.8 y 1.2 g) y 200 mL de solución DAM a una velocidad de agitación de 200 rpm y temperatura ambiente (21 ± 3 °C). Los tiempos de muestreo fueron 0, 1, 2, 3, 5, 10, 20, 30, 60 y 120 min. Para evaluar el efecto del tamaño de partícula en el desempeño de la neutralización, el tamaño de partícula de los finos de concreto se tamizó para: 53, 53–106, 106–212, 212–1000 y 1000 – 1180 μm . Por otro lado, se analizó la dosificación, tamaño de la partícula, la comparación con otros neutralizadores, rendimiento de sedimentación y la relación de emisión de CO_2 . Los resultados fueron: a) una dosis más alta y un tamaño de partícula más pequeño de finos de concreto produjeron un mejor rendimiento de neutralización. El consumo de álcali, especialmente portlandita, fue el principal contribuyente en la neutralización. b) El rendimiento de neutralización fue comparado con los

neutralizadores convencionales. c) Se determinó el rendimiento de la sedimentación. El lodo que fue neutralizado por finos de concreto tuvo buenas propiedades de sedimentación y una buena compacidad y capacidad de deshidratación; finalmente, d) La sustitución de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 por finos de hormigón podría reducir las emisiones de CO_2 en la neutralización de DAM. En consecuencia, el tratamiento con el concreto fino ocasionó muchos beneficios en el tratamiento de DAM, sin embargo, existe un vacío en la utilización de concreto residual y un drenaje de mina propiamente dicha, algo que este estudio busca cubrir.

Sephton & Webb, (2017) en su estudio titulado “*Aplicación de cemento Portland para controlar la generación de drenaje ácido de mina a partir de rocas estériles*”, tuvo como objetivo probar la eficacia del cemento Portland en el control de DAM. Los experimentos de columna de lixiviación (establecidos por triplicado) investigaron el efecto de aplicar lechadas de cemento Portland con tres proporciones diferentes de agua/cemento (a/c) (0,8, 1,0, 1,2) a roca estéril con pirita de la mina Brukungu en el sureste de Australia. Se evaluó los siguientes parámetros: pH, concentraciones de Fe, Al, Mn, Zn y Cu. Donde obtuvieron resultados en la reducción de la acidez en comparación con las columnas de control de 85 % y 100 % para relaciones a/c de 0,8 y 1,0 y 1,2 respectivamente. El mayor tiempo de contacto entre el lixiviado y el cemento significaron que no se lixivió drenaje ácido de estas columnas (pH 7–8, concentraciones de Fe, Al, Mn, Zn y Cu rara vez por encima de los límites de detección). En consecuencia, el cemento Portland tuvo un efecto positivo en el control de DAM, sin embargo, la aplicación fue en rocas y no en una fuente propia de DAM. Por otro lado, se utilizó preparados de cemento con agua, pero no concreto residual, esto son factores que pueden influir en el estudio.

Gitari, Petrik, Key, & Okujeni, (2011) en su investigación titulada “*Interacción del drenaje ácido de mina con residuos sólidos mezclados de cemento Portland ordinario generado a partir del tratamiento activo del drenaje ácido de mina con cenizas volantes de carbón*”, tuvieron como objetivo evaluar la interacción de DAM simulado con los residuos sólidos (SR) y SR mezclado con 6% de Cemento Portland Ordinario (OPC) en un período de 6 meses, adicionalmente, evaluaron en términos de las fases minerales probables o la atenuación de los contaminantes que controlan en los diferentes regímenes de pH generados.

El diseño experimental consistió en columnas de 10.1 cm de diámetro interno pero la longitud del material empacado varió para cada una: 11 cm para SR y 12.8 cm para SR + 6% OPC. Los residuos sólidos se generaron haciendo reaccionar la muestra de cenizas volantes (FA) y DAM en una proporción (DAM: FA) de 3:1 usando un agitador de 150 litros de capacidad. Los resultados muestran dos zonas de amortiguamiento distintas para SR (7.5–9) y (3–4), mientras que SR + 6% OPC exhibió dos zonas de amortiguamiento en (11.2–11.3) y (3.5–4). El SR exhibió una fuerte capacidad amortiguadora en comparación con el SR + 6% de OPC. Además, en el rango de pH neutro, el Fe y el Al se eliminaron en forma de hidróxidos. Al agotarse la generación de alcalinidad, el pH de los lixiviados cae por debajo de 4 y se observa un fuerte aumento en la concentración de todas las especies. Por lo tanto, Las cenizas volantes (SR) son un subproducto que tiene un potencial que mantiene el pH neutro en mayor tiempo que el SR + 6% de OPC, sin embargo, este segundo presenta mayor alcalinidad o elevación de pH. No obstante, el DAM no fue de una fuente propia de la minería sino sintético o simulado.

Mackie & Walsh, (2012) en su investigación titulado: “Estudio a escala de banco del tratamiento activo de agua de mina utilizando polvo de horno de cemento (CKD) como agente de neutralización” tuvieron como objetivo investigar el impacto potencial en la calidad del agua sedimentada del uso de CKD para reemplazar la cal viva en el tratamiento activo del agua de mina. Se realizaron los experimentos a escala de banco para evaluar el rendimiento del tratamiento de lechadas de hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) usando cuatro muestras diferentes de CKD en comparación con un tratamiento de control con cal viva (CaO) en términos de reducción de la acidez y las concentraciones de metales del DAM de una mina de plomo/zinc en el Atlántico Canadiense. Los resultados del estudio mostraron que el tratamiento del agua de la mina con lodos generados por CKD eliminó más del 98 % del zinc y el 97 % del hierro, los dos metales solubles que se encuentran entre las concentraciones más altas del agua de mina sin tratar. Esto se comparó con el tratamiento de lechada de cal viva a un nivel de confianza del 99%. En adición, el tratamiento del agua de la mina con CKD requirió que se agregaran mayores volúmenes de lechadas de CKD (lo que se traduce en mayores pesos de material seco) para alcanzar el pH objetivo de 9,5 en comparación con un tratamiento de

control con lechada de cal viva. En consecuencia, se puede afirmar que el cemento es un material coadyuvante que puede ayudar a la cal viva en la neutralización y precipitación de metales y por ende en el tratamiento de los DAM, sin embargo, el material alcalino utilizado se encuentra, en cierta medida, pura; pues al utilizarlo en el concreto algunos de sus componentes reaccionan y se pueden consumir, pero al utilizar el concreto residual se desconoce si tiene el mismo potencial de neutralización, de ahí que, se requiera investigar el concreto residual o RCD.

Mackie & Walsh, (2015), en su estudio titulado “Investigación sobre el uso de polvo de horno de cemento en el tratamiento de aguas ácidas de mina con lodos de alta densidad (HDS)”, tuvieron como objetivo evaluar a escala de banco el potencial para reemplazar la cal hidratada con polvo de horno de cemento (CKD) en el proceso de lodos de alta densidad (HDS) para el tratamiento del DAM en términos de efluente clarificado y calidad del lodo. En el experimento se lavó repetidamente una muestra de 100 g de CKD fresca y se filtró mezclándola con 1 L de agua destilada durante 20 min. El tratamiento se inició con la adición de Ca(OH)_2 o CKD a las muestras de agua de la mina que se mezclaron a un gradiente de velocidad de 150 RPM. El tratamiento Fe/Zn-AMD requirió una dosis de CKD de 9000 mg/L y una dosis de cal de 900 mg/L como Ca(OH)_2 para alcanzar un pH objetivo de $9,5 \pm 0,2$. Se requirieron dosis de 6000 mg/L de CKD y 600 mg/L de cal para alcanzar el pH objetivo de 8 - 9 para la precipitación de Fe(OH)_3 en las muestras de Syn-AMD. Los resultados mostraron que las concentraciones más bajas significativamente fue As total ($p < 0,01$) del agua tratada del sistema CKD-HDS en comparación con el sistema cal-HDS de Fe/Zn-AMD.

Atsushi Iizuka et al (2022) en su investigación titulado: “Estudio comparativo de la neutralización de drenajes ácidos de mina mediante hidróxido de calcio y material derivado de lodos de hormigón”, tuvieron como objetivo: investigar el desempeño del material de neutralización derivado del lodo de concreto y se comparó con el desempeño del hidróxido de calcio con DAM real generado en una mina japonesa abandonada. El experimento se realizó a nivel piloto, donde se instalaron y operaron temporalmente nueve tanques de reacción, imitando el tratamiento de DAM real. Se evaluó la cantidad de agua vertida y sedimentos generados. Los resultados mostraron que la cantidad de agente neutralizante

(PAdeCS) requerida para neutralizar las aguas residuales reales de la mina fue 1,5 veces mayor que la de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, y la cantidad de lodo generado fue menor con PAdeCS que con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. El rendimiento de coagulación y sedimentación de PAdeCS es mayor que el de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, determinado por comparación del espesor de la capa de lodo y la transparencia del sobrenadante. En consecuencia, se asegura que el residuo de concreto funciona como un agente neutralizador y es útil para la remediación de los DAM.

Martínez, Tobón, & Morales, (2014) en su estudio "*tratamiento de drenaje de ácido de mina de carbón utilizando polvo de horno de cemento*", tuvieron como objetivos: a) neutralizar los drenajes ácidos de mina (DAM), b) reutilizar el polvo de horno de cemento (CKD) y c) utilizar el yeso precipitado durante el proceso de neutralización. La experimentación consistió en neutralizar el DAM con CKD, en la cual se realizó un diseño experimental (diseño factorial fraccionado de dos niveles 2^{4-1} con un punto central) que incluía cuatro factores en dos niveles cada uno: mezcla rápida (800-1000 rpm), mezcla lenta a 40 rpm (10-20 min), temperatura (25-35 °C), y cantidad de CKD (20-55 g). El plan experimental estuvo compuesto por nueve pruebas para evaluar la concentración de sulfatos en el DAM, que había sido tratada con CKD. Los resultados mostraron que los "DAM neutralizados tuvieron pHs entre 7,72 - 8,05 y la eliminación de sulfatos entre 67% a 70%. El precipitado se secó y analizó para determinar su composición química y mineralógica. Se encontró humedad entre 69% y 81%; yeso con un 50% de pureza aproximadamente y carbonato de calcio." (p. 87). Por lo tanto, el efecto del CKD es significativo en la remoción de sulfatos y neutralización de DAM de carbón, no obstante, el efluente no considera el DAM de minas metálicas, pues su composición es diferente.

Shabalala, Ekolu, Diop, & Solomon, (2017) en su investigación titulada "*barrera reactiva de hormigón permeable para la eliminación de metales pesados del drenaje ácido de mina: estudio de columna*", tuvieron como objetivo: determinar el potencial de retención de metales del concreto permeable cuando se usa como barrera reactiva y su efectividad en el tratamiento de aguas de mina. El experimento consistió en la instalación de cuatro columnas hechas de plástico perspex, cada una de 500 mm de altura y 100 mm de diámetro interno cuadrado, en cada columna se agregó concreto de la Mezcla 1 (CEM I) y se colocaron dentro

de dos de las columnas, mientras que los cubos de la Mezcla 2 (30%FA) se colocaron en otras dos columnas. Para cada columna, se bombeó una muestra de DAM a una velocidad de flujo de 0,35 ml/min, desde un depósito hasta el fondo de las columnas utilizando una bomba peristáltica para estanque de peces. Durante los primeros 3 meses, la recolección de muestras se realizó una vez al día. Se evaluaron los siguientes parámetros: pH, y concentraciones de: Al, Fe, Mn, Co y Ni. Los resultados indican que estas columnas removieron el 75%, 98%, 99%, 94% y 95% para el DAM de oro y el 87%, 96%, 99%, 98% y 90% para el DAM de un yacimiento de carbón. Al reaccionar con el concreto permeable, el pH del agua ácida de la mina aumentó a valores superiores a 12 dentro de las 24 horas iniciales del experimento y permaneció entre valores de pH de 9 y 12 durante toda la investigación. Se obtuvieron valores de pH relativamente más altos en las columnas de ensayo que contenían cemento simple, en comparación con las que contenían cenizas volantes. Por ende, se expone que el residuo del cemento tiene efectos significativos sobre el pH y la concentración de Fe, es decir, es un agente alcalinizante efectivo para la neutralización y remoción del hierro.

Moncef Nehdi & Amjad Tariq, (2007) en su estudio titulado: “estabilización de relaves mineros sulfurosos para prevenir la liberación de metales y el drenaje ácido utilizando materiales cementicios: una revisión” tuvieron como objetivo: revisar las técnicas de estabilización que utilizan materiales cementosos y/o subproductos reciclados para controlar el pH y proporcionar cohesión y reducción del transporte de masa a través de relaves sulfurosos. Este documento examina críticamente varias técnicas de estabilización de relaves mineros en la literatura, identifica los mecanismos fundamentales que controlan su desempeño y los parámetros intrínsecos de los sistemas de estabilización, junto con los mecanismos de interacción entre relaves y aglomerantes, y las herramientas de evaluación del desempeño para relaves estabilizados. Donde concluyeron que, la estabilización de relaves mineros sulfurosos utilizando mezclas cementosas optimizadas, hace que dichos residuos en una matriz con propiedades cohesivas adecuadas, proporciona una encapsulación y fijación química de elementos móviles tóxicos. En consecuencia, se puede

afirmar que el residuo de concreto puede inmovilizar elementos tóxicos como los metales en su estado disuelto.

Jones & Cetin, (2017) en su investigación titulada “*evaluación de materiales de desecho para la remediación de drenaje ácido de minas*”, tuvieron como objetivo: evaluar los productos de desecho de construcción de bajo costo, agregados de concreto reciclado y cenizas volantes (FA), como materiales de remediación para el tratamiento de DAM. En la experimentación se evaluaron cuatro materiales agregados de concreto reciclado (RCA) diferentes y tres materiales de cenizas volantes diferentes. Se realizaron pruebas de lixiviación en columna (CLT) para determinar los efectos de los materiales de remediación sobre el pH, la conductividad eléctrica, la alcalinidad, el potencial de reducción de oxidación (Eh) y las concentraciones de sulfato (SO_4^{2-}), cromo (Cr), hierro (Fe), manganeso (Mn), cobre (Cu) y zinc (Zn) del DAM. Los resultados muestran que, durante el tratamiento con RCA, las concentraciones de Cr, Cu, Fe, Mg, Mn y Zn del DAM se redujeron considerablemente. El tratamiento con cenizas volantes no fue tan efectivo, pero también redujo las concentraciones de Cr y Fe del DAM; sin embargo, sus capacidades de sorción fueron limitadas para la sorción de Cu, Mn y Zn, ya que, estas cenizas volantes también liberan una cantidad considerable de estos metales a la fase acuosa. Adicionalmente, después de pasar por las columnas RCA y FA3, el pH del DAM aumentó a $\text{pH} > 9$. En consecuencia, la tratabilidad de los metales (Fe, Cr y Cu) del DAM con concreto residual son mayores que la ceniza de carbón.

Finalmente, Turingan *et al.* (2020) en su investigación titulada: “Evaluación de la eficiencia de los agentes neutralizantes disponibles localmente para el tratamiento pasivo del drenaje ácido de minas”, tuvieron como objetivo: evaluar las eficiencias del mineral de níquel de bajo grado, las cenizas volantes y los agregados de concreto en comparación con la piedra caliza en el tratamiento pasivo del DAM. En la experimentación se utilizaron e investigaron cuatro materiales: (1) un mineral de baja ley (LGO) formado por goethita, óxido de calcio y óxido de aluminio y manganeso (2) caliza, (3) agregados de hormigón (CA) compuestos por calcita y (4) cenizas volantes que consisten en cuarzo, hematita y magnetita; y se evaluó los metales pesados (Fe, Ni y Al) y sulfatos. Los resultados indicaron que el concreto mostró el efecto más significativo en el tratamiento del DAM después de elevar el pH a 12,42 y eliminar

el 99 % de Fe, el 99 % de Ni, el 96 % de Al y el 57 % de sulfatos. Posteriormente, se evaluó la eficiencia de CA en varios tamaños de partículas durante 1 h. Se observó que el rango más pequeño de 2,00 a 3,35 mm era más eficaz después de 60 minutos, elevando el pH a 6,78 y reduciendo el 94 % de Fe, el 78 % de Ni y el 92 % de Al, pero solo el 28 % de sulfatos. Las partículas más grandes de CA pudieron eliminar cantidades más altas de sulfato hasta un 57 %, de manera similar a la prueba del frasco. En consecuencia, el tratamiento del concreto residual puede tener un mejor rendimiento que la caliza y la ceniza de carbón, haciendo de este, un agente alcalino eficiente.

1.6 Justificación e importancia

El problema del drenaje ácido está asociado en su mayoría con la minería. Es una fuente puntual antropogénica y natural de contaminación que afecta a muchos ecosistemas tanto acuáticos como terrestres. A nivel antropogénico se refiere a la actividad de explotación, extracción, lavado y en ocasiones refinación del mineral; a nivel natural se refiere a la escorrentía natural contaminada formada por un alcance químico entre el aire, el agua y las rocas que contienen minerales como el azufre presente en la pirita y calcopirita.

El principal riesgo que tienen los DAM se encuentra, en su mayoría, en su composición química, pues, están formados por altas concentraciones de metales y pH bajos menores a 3. Además, se sabe que la pirita sola incorpora As, Pb, Cu, Zn, Se y B, dependiendo de su fuente. Según Das, Sahoo, & Mondal, (2022) indican que los DAM alteran los recursos ecológicos en los siguientes aspectos: (a) contaminación y lixiviación de metales, (b) contaminación por químicos de procesamiento y (c) erosión y sedimentación. La contaminación causada por DAM en los cuerpos de agua representa una seria amenaza para la flora y la fauna circundantes, puesto que, modifican hábitat y en ocasionan pérdidas de nichos para varios organismos; además, se enfrentan a la pérdida de fuentes de alimento o presas, ocasionando, la eliminación de especies debido a la falta de alimentos. Estas son razones suficientes para remediar y/o controlar la generación de DAM.

Los tratamientos más frecuentes para la remediación de los DAM son los llamados tratamientos activos, dado que se conforman por el uso de agentes químicos alcalinos para

precipitar metales, adsorción, intercambio iónico y tecnología de membranas, entre otros. A pesar de los avances en los tratamientos de los DAM, no se deja de usar los tratamientos de neutralización, pues son más eficientes en comparación a los demás y sus costos son cómodos, sin embargo, se sigue buscando nuevos agentes alcalinos en las fuentes residuales, es decir, en escombros, cenizas, lodos alcalinos, etc.

Hasta ahora, la investigación sobre el reciclaje y uso de subproductos ha sido limitada y aún no se han establecido métodos efectivos para su uso. Se debe explorar el potencial para el uso de finos de concreto para aumentar la viabilidad y el beneficio del reciclaje de agregados. Una de las posibilidades es utilizar como material alternativo en el problema de la contaminación ambiental. Esta investigación se centra en la utilización de los residuos de construcción o demolición (RCD) como agente alcalino en la remediación de los DAM, pues su importancia radica en la utilización de RCD como agente alcalino útil para evaluar el potencial de neutralización y remoción de metales como hierro, cobre, plomo y cadmio; los cuales se presentan en altas concentraciones en los DAM producidos en la unidad minera nivel V del centro poblado de Algamarca – Cajabamba – Cajamarca.

Capítulo II: Marco teórico y conceptual

2.1 Marco teórico

2.1.1 Drenaje ácido de mina – DAM

2.1.1.1 Definición

El drenaje ácido de minas se refiere a soluciones ácidas, comprendidas entre un pH de 2 y 4, y que poseen altos contenidos de metales disueltos. “Surgen durante la explotación de distintos yacimientos (carbón, sulfuros metálicos, hierro, uranio entre otros) donde quedan expuestas a la meteorización grandes cantidades de minerales sulfurosos que pueden llegar a formar drenajes ácidos.” (Aduvire, 2006 ;Dipannita, Sreya, & Suravi, 2022).

Según Saha & Sinha, (2018) “el drenaje ácido de mina (DAM) se refiere también a los efluentes generados por minas tanto activas como abandonadas. Donde la exposición de rocas formadas por minerales de sulfuro férrico o ferroso al agua y al oxígeno da lugar a la generación de DAM.”

Además, es importante reconocer que el DAM se refiere a un agua contaminada, es decir “un agua que contiene niveles de contaminantes o elementos que no se encuentran dentro de los límites establecidos por la normativa peruana como los Estándares de Calidad Ambiental o los Límites Máximos Permisibles. En general es un agua que puede ocasionar diversos efectos ambientales adversos en el medio ambiente” (Zevallos Santivañez, 2016) Pérez Peters, (2008), señala que generalmente se caracteriza por:

- Valores de pH por menores de 4 hasta 1.5
- Alcalinidad decreciente y acidez creciente
- Concentraciones altas de sulfato
- Concentraciones altas de metales (disueltos o totales)
- Concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales

2.1.1.2 Origen de los DAM

La razón de la generación de DAM es la presencia de minerales de sulfuro, en forma de rocas agregadas de sulfuro de hierro y la exposición de estos minerales al agua y al

oxígeno. Sin embargo, la razón de la producción de DAM no se limita únicamente a las actividades mineras, sino que también puede tener lugar en la construcción de carreteras, túneles y otras excavaciones profundas (Saha & Sinha, 2018)

“El desarrollo del DAM es un proceso dependiente del tiempo y que involucra procesos de oxidación tanto química como biológica de los sulfuros y fenómenos fisicoquímicos asociados a procesos acidificación y neutralización, incluyendo la precipitación, co-precipitación y adsorción” (Zamora Echenique & Meza Duman, 2022, p. 4).

Algunas de las fuentes de generación de DAM se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1

Fuentes de generación de DAM

Fuentes Primarias	Fuentes Secundarias
Escombros	Tratamiento de lodos residuales
Embalse de relaves	Cortes de roca
Explotaciones mineras subterráneas y a cielo abierto	Carga concentrada
Aguas subterráneas bombeadas o vertidas por la naturaleza	Escombreras
Filtraciones difusas de la tierra de recubrimiento sustituida en zonas rehabilitadas	Vertidos de concentrado en las carreteras
Roca de construcción utilizada en carreteras, presas, etc.	Balsas de emergencia

Nota: Extraído de Saha & Sinha, (2018).

Su origen es la consecuencia de “la oxidación de algunos sulfuros minerales (pirita, pirrotita, marcasita, etc.) en contacto con el oxígeno del aire y agua, lo que da como resultado la producción de acidez, sulfatos y la disolución de metales. Sin embargo, se debe tener en cuenta que no todos los minerales o rocas con contenido de sulfuro son posibles generadores de ácido y que los minerales alcalinos son consumidores potenciales de ácido” (Aduvire, 2006).

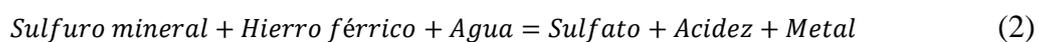
En otras palabras, la exposición de materiales sulfurosos a la intemperie (es decir al contacto con agua y aire) hace que estos materiales reaccionen, creando ácido sulfúrico en

un proceso continuo que puede durar cientos de años. Al mismo tiempo, “al incrementar el nivel de acidez en el agua, ciertas bacterias actúan como elemento catalizador acelerando los procesos de oxidación y acidificación, lixiviando aún más los materiales y por ende produciendo más drenaje ácido.” (Montesinos León, 2017, p. 4).

La ecuación que define la generación de los DAM es la siguiente:



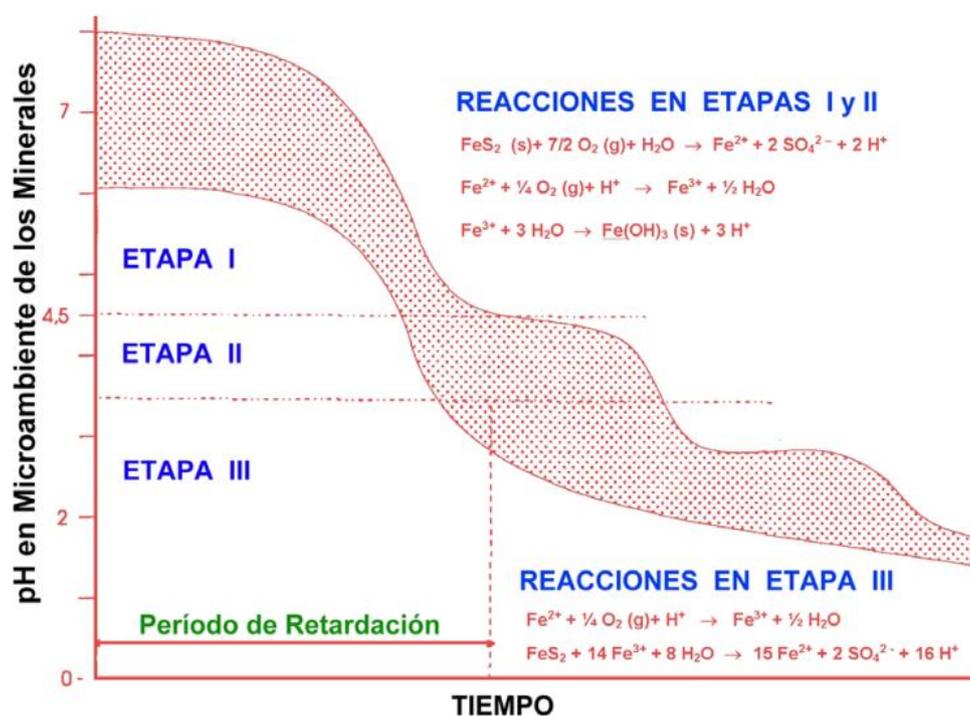
Aduvire, (2006) indica que otros oxidantes como hierro férrico puede reemplazar al oxígeno del aire en la reacción y en algunos casos al oxígeno del agua:



El proceso de formación de aguas ácidas se puede explicar en tres etapas, explicadas en la figura 1.

Figura 1

Etapas de la formación de aguas ácidas



Nota: Extraído de Aduvire, 2006, p. 10.

2.1.1.2.1 Etapa I

La oxidación de minerales sulfurosos “produce hierro ferroso que bajo condiciones neutras se oxida químicamente y se transforma a hierro férrico que precipita como hidróxido y contribuye con la acidez al medio.” En esta etapa del proceso “la velocidad de oxidación es baja en los dos mecanismos de producción ácida (directa e indirecta) y la formación de aguas ácidas por oxidación debida al aire y a las bacterias (fundamentalmente *Thiobacillus ferrooxidans*) se producen a un ritmo semejante. Por lo general, la alcalinidad disponible en el medio es suficiente para neutralizar parcialmente la acidez que se ha producido lentamente.” (Aduvire, 2006, p. 9).

“En esta etapa el agua de drenaje está cerca a un nivel neutro debido a que la alcalinidad en el medio es suficiente para neutralizar momentáneamente la acidez que se ha producido lentamente. Así mismo, se caracteriza por los niveles elevados de sulfato y un pH cercano al neutro, además en el caso de existan minerales de zinc asociados con los sulfuros de hierro se pueden presentar concentraciones elevadas de zinc en la solución.” (Zevallos Santivañez, 2016).

2.1.1.2.2 Etapa II

“La acidez acumulada supera la capacidad de neutralización del medio y el pH desciende y predomina la oxidación de la pirita por la acción bacteriana. En la reacción se produce el sulfato ferroso que al ser oxidado nuevamente se transforma en sulfato férrico, y éste a su vez en contacto con el agua da lugar al ácido sulfúrico y al hidróxido férrico, que es insoluble y es el que provoca la coloración amarilla de las aguas. En esta etapa disminuye la eficacia del mecanismo directo (oxidación por el aire) y aumenta mucho la del indirecto.” (Aduvire, 2006, p. 10)

2.1.1.2.3 Etapa III

De acuerdo con Aduvire, (2006), cuando el pH desciende por debajo de 3 en la proximidad de los granos de pirita (aproximadamente 4,5 en el agua), “el ion férrico se ve afectado por las reacciones de oxidación-reducción y la acción bacteriana puede lixiviar el sulfuro de hierro directamente a sulfato. En esta etapa varía la generación de ácido al

aumentar la solubilidad del hierro y disminuye la precipitación de hidróxido férrico. En resumen, el Thiobacillus ferrooxidans oxida el ion ferroso a férrico que a su vez oxida a los sulfuros (pirita) produciendo más ácido.”

En este momento se producen grandes cantidades de ácido y se deben tener en cuenta los siguientes puntos:

- El mecanismo más importante es el indirecto, ya que es el que se autocataliza (si se inhibe la bacteria Thiobacillus ferrooxidans la producción de ácido se reduce al menos en un 75%).
- Si el pH del agua sube por encima de 5, igualmente se inhibe la oxidación.
- Si el pH del agua desciende por debajo de 4,5 debe esperarse que todo el sulfuro de hierro termine oxidándose.
- Si el pH desciende por debajo de 2,5 se establece un equilibrio en el que la actividad bacteriana se estabiliza, ya que habrá alcanzado su óptimo de desarrollo (la velocidad de reacción se habrá incrementado entre 105 y 106 veces respecto al mecanismo directo)

2.1.1.3 Componentes químicos y/o físicos del DAM

Los componentes químicos específicos del DAM se presentan en la tabla 2, pues son características que presenta el DAM de la unidad minera Nivel V del centro pablado de Cajabamba, región de Cajamarca.

Tabla 2

Caracterización del drenaje ácido de mina de la unidad minera nivel V.

PARÁMETRO	UNIDAD	Resultado
Ph	Unidad de pH	2.23
Hierro Total	mg/L	1,300.75
Cobre Total	mg/L	729.81
Arsénico Total	mg/L	45.09
Zinc Total	mg/L	64.79
Cromo Total	mg/L	0.0569

PARÁMETRO	UNIDAD	Resultado
Plomo Total	mg/L	0.0723
Cadmio Total	mg/L	1.41715
Mercurio Total	mg/L	0.00286

Nota: Extraído de Gallardo Díaz & Acuña Bustamante, (2020)

Así mismo, se proporciona información de otra unidad minera, denominada Nivel II, pues, Baca Sánchez, (2020) evaluó el DAM producidos en tal bocamina, la tabla 3 proporciona algunas características del efluente.

Tabla 3

Caracterización del drenaje ácido de mina de la unidad minera nivel II.

Parámetro	Unidad	Resultado
pH	Unidad de pH	4.35
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	23
Aceites y Grasas	mg/L	<0.4
Cianuro Total	mg/L	<0.0008
Arsénico Total	mg/L	0.01785
Cadmio Total	mg/L	0.02615
Cromo Hexavalente Total	mg/L	<0.003
Cobre Total	mg/L	1.34035
Hierro Disuelto	mg/L	0.0589
Plomo total	mg/L	0.0033
Mercurio Total	mg/L	0.00012
Zinc Total	mg/L	0.3018

Nota: Extraído de Baca Sánchez, (2020)

En consecuencia, en ambas investigaciones nos indican que los DAM son ácidos, el cual tiene un pH de 2 – 4.5, lo que significa que estos efluentes cuentan con una alta acidez. Por otro lado, los DAM del Nivel V, presenta: hierro, cobre, arsénico y zinc en altas concentraciones, lo que significa un tratamiento urgente. Para el caso del Nivel II, las concentraciones de dichos metales son bajo. En consecuencia, la urgencia de remediar lo DAM del nivel V son de gran importancia.

2.1.1.4 Efectos ambientales de los DAM

El DAM es un problema mundial, pues constituye uno de los principales contaminantes del agua, así como un importante problema biogeoquímico en muchos países con actividad minera histórica o actual. “Es un problema ambiental que, si no es objeto de tratamiento, puede constituirse en una fuente potencial de impacto negativo a la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, a los ecosistemas acuáticos y/o a la salud de las personas” (Zamora Echenique & Meza Duman, 2022, p. 17). En el caso del DAM la velocidad de las reacciones que surgen es más rápidas que los procesos naturales de meteorización y esta velocidad acelerada de reacción contribuye a la liberación de una mayor cantidad de ácidos, metales, etc. perjudiciales para el medio ambiente (Das, Sahoo, & Mondal, 2022)

“Destaca la contaminación de cuerpos de agua con altas concentraciones de hierro con la formación de $Fe(OH)_{3(s)}$, que provoca coloración roja/naranja, alto contenido de sulfato (superior a los 2 500 mg/l) y bajo pH (pH 2.0 -4.5)” (Pérez , Schwarz, & Urrutia, 2017, p. 53). Afecta negativamente a varios ecosistemas acuáticos al aumentar la cantidad de acidez neta pues aumenta la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) debido a la entrada de una gran cantidad de contaminantes en el agua. Mientras más altos sean estos valores, más rápido se agotará el oxígeno y afecta a las plantas y animales acuáticos. “La reducción del pH debida al aumento de la acidez también provoca destrucción del sistema de amortiguación de bicarbonato. También aumenta la tasa de erosión de los minerales debido a lo cual varios elementos tóxicos y metales pesados como Al^{+3} , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Zn^{+2} , etc. se liberan en la corriente, esto provoca el aumento de la concentración de metales solubles y metales en partículas en la masa de agua.” (Das, Sahoo, & Mondal, 2022)

“Esta gran cantidad de sólidos en suspensión, sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.), que alcanzan concentraciones de decenas y centenas de miligramos por litro son nocivos para la actividad biológica, contaminan los cauces, y estas aguas pueden llegar a dañar la estructura y la cimentación de construcciones.” (López Pamo, Aduvire, & Baretino, 2002).

Además, la existencia de los metales pesados tóxicos o contaminantes en el suelo y el agua desequilibran la cadena alimentaria y provocan la destrucción ecológica y la contaminación de las fuentes de agua humanas por dióxido de azufre y metales pesados como el arsénico, el cobre, el plomo, etc. “La contaminación por metales pesados presenta algunas particularidades que la hacen especialmente peligrosa: la toxicidad a determinadas concentraciones en el agua o los sedimentos, lo que implicará la muerte por envenenamiento de las especies que habiten el medio, la persistencia, ya que los metales pesados no son biodegradables por lo que permanecen en el medio, y la bioacumulación en algunos organismos, pudiendo introducirse en las redes tróficas.” (Sarmiento, 2014, p. 2). También existen evidencias que “refieren la mortandad de peces, crustáceos de ríos, afecciones al ganado y destrucción de cultivos y riberas.” (López Pamo, Aduvire, & Barettino, 2002)

Además, DAM provoca la obstrucción del espacio intersticial de los poros en el hábitat del sustrato acuático grueso debido a una mayor sedimentación, lo que provoca la modificación del sustrato, también reduce la productividad primaria y perjudica a diversos recursos biológicos y se convierte en causa de muerte y eliminación de diversas plantas acuáticas. Así mismo, aumenta el estrés sobre otras biotas u organismos que dependen o están asociados con los hábitats acuáticos. Estos organismos presentes en este medio se vuelven más propensos a diversos trastornos de salud, como problemas respiratorios, de comportamiento, de reproducción, desequilibra la osmorregulación y causa un fallo ácido-base y los hace susceptibles a la toxicidad aguda y crónica. (Das, Sahoo, & Mondal, 2022). Donde además se suma que “Los suelos que han sido expuestos al DAM se vuelven estructuralmente inestables y propensos a la erosión” (Arismendy Vidales, 2020, p. 65). Algunas de las principales características del impacto generado por el drenaje ácido se encuentran en la Tabla 4.

Tabla 4*Principales características del impacto ambiental generado por DAM.*

Propiedad	Especies Químicas	Concentración (rangos en solución)	Impacto Ambiental
Acidez	H ⁺	pH <4.5	Pérdida de bicarbonato para los organismos fotosintéticos; degradación y muerte de animales y plantas; reducción en la calidad del agua potable; movilización de iones metálicos; corrosión de estructuras hechas por el hombre.
Precipitación de hierro	Fe ³⁺ , Fe ²⁺ , Fe(OH) _{3(s)}	100 a 1000 mg/L	Decoloración y turbidez en la recepción de agua a medida que aumenta el pH y las sales férricas precipitan, asfixia de los organismos bentónicos y la obstrucción de branquias de los peces, reducción de la luz que penetra en la columna de agua, incrustación de hierro en las estructuras hechas por el hombre.
Metales Pesados y metaloides disueltos	Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Hg, As, Sb	0.01 a 1000 mg/L	Degradación y muerte de animales y plantas, bioacumulación, reducción en la calidad de agua potable, contaminación de sólidos y sedimentos.
Sólidos Disueltos Totales	Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Si, Mn	100 a más de 10000 mg/L	Reducción de la calidad del agua potable, reducción en la calidad de agua en reserva, incrustación de SDT en las estructuras hechas por el hombre en forma de sal. Contaminación de sólidos y sedimentos.

Nota: Extraído de Zevallos Santivañez, 2016, p. 33.

2.1.1.5 Tipos de tratamiento de los DAM

2.1.1.5.1 Tratamiento activo

Este tratamiento consiste básicamente en la adición de sustancias alcalinas como la cal y/o caliza a las aguas ácidas. Una planta de tratamiento activo de DAM consta de varias fases. En primer lugar, el agua ácida pasa a las cubas de neutralización donde, mediante una lechada de cal, se sube el pH hasta valores en torno a 10, con lo que se forman hidróxidos de hierro y manganeso. A continuación, el agua pasa a los tanques de aireación, donde se consigue la oxidación del hierro ferroso y el manganeso. Seguidamente se adiciona floculantes que ayuda a la sedimentación de los materiales en suspensión. El lecho de fangos (lodos de yeso, óxidos de hierro, etc.) formado en el fondo del decantador ha de ser purgado.

El agua clarificada pasa desde el decantador a unos filtros de arena y posteriormente a un depósito de ajuste de pH en el que se adicionará ácido sulfúrico si es necesario. Los

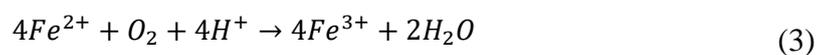
fangos producidos se envían a una balsa de almacenamiento donde una vez secos se extraen y se vierten a las escombreras. El empleo de caliza en lugar de la cal es más cómodo, pero se precisa en ese caso de un mayor tiempo de retención para completar la neutralización y la principal limitación de este método es la lenta oxidación del hierro (Denegri-Muñoz & Iannacone, 2020, pág. 350)

2.1.1.5.2 Tratamiento pasivo

Los métodos de tratamiento pasivo más utilizados son los humedales artificiales (aerobios o anaerobios), los drenajes anóxicos calizos, los sistemas de producción de alcalinidad, y cuando el problema se manifiesta en aguas subterráneas, las barreras reactivas permeables. [...] En la última década se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo y se ha comprobado que dan buenos rendimientos en la neutralización del pH y en la eliminación de metales pesados. Además, requieren poco mantenimiento y su bajo coste puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (20 a 40 años) una vez clausurada la instalación minera (López Pamo, Aduvire, & Baretino, 2002, p. 6)

- Humedales artificiales aeróbicos

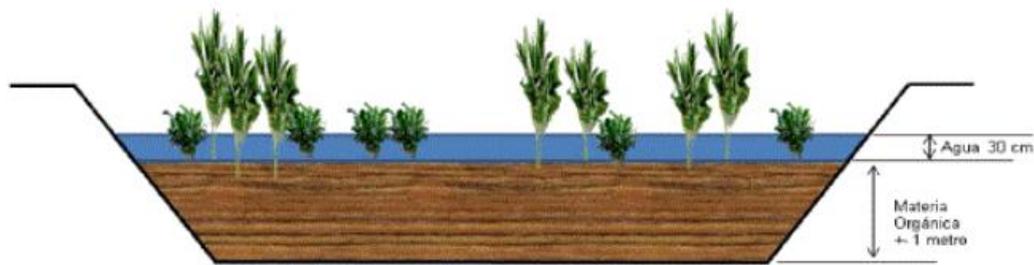
Los humedales aeróbicos se construyen principalmente para el tratamiento de aguas que son alcalinas por naturaleza. Si no hay suficiente alcalinidad en el agua de la mina para prevenir una caída significativa del pH como resultado de estas reacciones. La oxidación del hierro y la hidrólisis del hierro férrico son posteriormente la principal reacción de remediación que se produce en ellas; Una reacción neta generadora de ácido se muestra a continuación:



Los humedales aeróbicos son sistemas relativamente poco profundos que utilizan el flujo para controlar las condiciones de oxidación (Das, Sahoo, & Mondal, 2022)

Figura 2

Esquema de humedal aeróbico

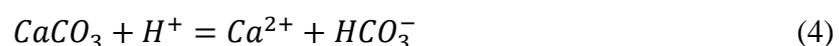


Nota: Extraído de Sánchez Rial & Ferreira Centeno, 2016, p. 22.

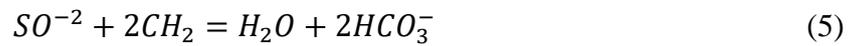
- Humedales artificiales anaeróbicos

Los humedales anaeróbicos se utilizan principalmente para mejorar la calidad del agua en los humedales mediante el proceso de filtración de materiales en suspensión y coloidales por una adsorción de metales al sustrato del suelo o a otros sustratos de base orgánica (Das, Sahoo, & Mondal, 2022). De acuerdo con Sánchez Rial & Ferreira Centeno, (2016) mencionan que este método se basa en la existencia de “un vaso de base relativamente impermeable con una cubierta de agua de no más de 30 cm seguida de una capa de material orgánico de no más de 60 cm y una capa de carbonatos o calizas de no más de 25 cm de espesor. En estos casos se intenta que el agua pase a través de sustratos ricos en materia orgánica. Se puede contar con un lecho de caliza al fondo o mezclar la misma con el sustrato orgánico y las plantas del humedal se trasplantan directamente en el mismo. Es obvio que este tipo de humedal se usa cuando el influente es netamente ácido por lo que la alcalinidad se genera directamente en el humedal y se contacta con el ácido previo a la precipitación de los metales.” (p. 23).

Existe un mecanismo inorgánico para la producción de la alcalinidad como es el de la reacción de la caliza con la acidez de influente.



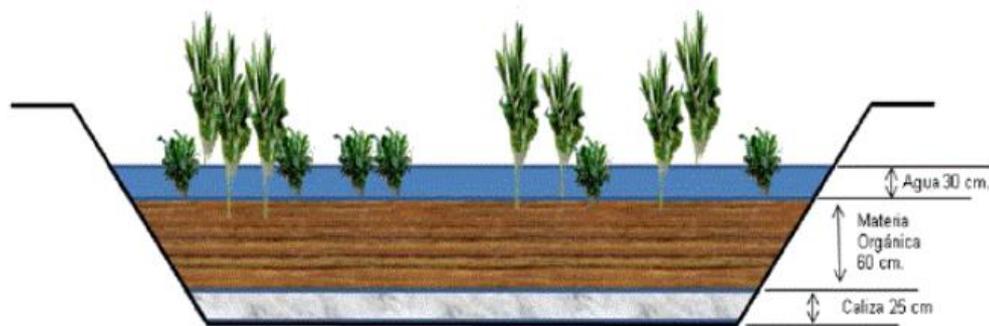
Por otro lado, la acción bacteriana tal como la de *Desulfovibrio* o *Desulfotomaculum* que pueden utilizar el sustrato orgánico como fuente de carbono expresado como CH_2O .



Normalmente se espera una combinación de ambas. (Sánchez Rial & Ferreira Centeno, 2016, p. 23).

Figura 3

Esquema de humedal anaeróbico



Nota: Extraído de Sánchez Rial & Ferreira Centeno, 2016, p. 24.

- Drenajes anóxicos calizos

Este sistema consiste en una zanja rellena con gravas de caliza u otro material calcáreo sellada a techo por una capa de tierra arcillosa y una geomembrana impermeable. La zanja se instala a cierta profundidad (1 ó 2 m) para mantener unas condiciones anóxicas. El drenaje ácido de mina se hace circular por el interior de la zanja provocando la disolución de la caliza, lo que genera alcalinidad ($HCO_3^{-} + OH$) y eleva el pH del agua.

La única finalidad de un ALD es convertir aguas con acidez neta en aguas con un exceso de alcalinidad. “Por lo general el agua ácida tratada en un ALD pasa a continuación a una balsa de precipitación u otro sistema aerobio, lo que favorece la oxidación, hidrólisis, y precipitación de los oxihidróxidos metálicos.” (López Pamo, Aduvire, & Baretino, 2002, p. 13).

- Sistemas de producción de alcalinidad

“Este tipo de tratamiento fusiona el ALD y los humedales anaerobios; como su nombre lo dice es un sistema productor constante de alcalinidad, este tipo de tratamiento fue creado por Kepler & McCleary (1994); quienes observaron que el sistema ALD podría tener

problemas de posibles obstrucciones; precipitando el Fe y Al, lo cual afectaría el funcionamiento adecuado de este.” (Denegri-Muñoz & Iannacone, 2020, p. 354)

“El diseño de este sistema consiste en colocar una capa de caliza de aproximadamente 0,5 a 1 m, sobre ella una capa de material orgánico de 0,5 m y sobre ellas el agua a tratar que puede tener una altura de 1 a 1,5 m. La función de la primera capa (materia orgánica) es consumir todo el oxígeno disuelto en el agua, además de reducir la acidez de sulfatos y evitar la precipitación de los metales diluidos en el agua lo cual causaría obstrucciones en el sistema.” La segunda capa (caliza) aumentará la alcalinidad de las aguas tratadas para posteriormente ser decantada. “El agua pasa a través de la materia orgánica y la cal por un sistema de tubos que atraviesan el sistema, los cuales dan a un conducto, el cual elimina las aguas” (Denegri-Muñoz & Iannacone, 2020, p. 354).

- Barreras reactivas permeables

“Como cualquier otro tratamiento pasivo su objetivo es reducir la cantidad de sólidos disueltos (sulfatos y metales principalmente) e incrementar el pH” (López Pamo, Aduvire, & Baretino, 2002, p. 16).

Su construcción es relativamente sencilla, pues consiste en hacer una zanja transversal al flujo, la cual se rellena con diversos tipos de materiales reactivos (caliza, materia orgánica, limaduras de Fe, etc.). “Simplificando y buscando semejanzas se podría considerar que una barrera permeable reactiva es un SAPS en una disposición subterránea y vertical, ya que se trata de una excavación que atraviese la pluma de drenajes no para retenerlos sino para que pasen a través de ella.” (Sánchez Rial & Ferreira Centeno, 2016)

“Es así que, los procesos depuradores en el interior de la barrera son la reducción bacteriana de los sulfatos, la retención de los metales precipitando como sulfuros, y el incremento del pH principalmente por disolución de la caliza” (López Pamo, Aduvire, & Baretino, 2002, p. 16).

2.1.2 Residuos de construcción y demolición - RCD

2.1.2.1 Definición

De acuerdo con el Artículo 6 del Decreto Supremo N° 003-2013-VIVIENDA los residuos de construcción y demolición están definidos como: “Aquellos residuos generados en las actividades y procesos de construcción, rehabilitación, restauración, remodelación y demolición de edificaciones e infraestructura”

2.1.2.2 Origen de los RCD – Concreto

Su origen es debido a la construcción, renovación y demolición de edificios e infraestructuras. Su cantidad total de generación en todo el mundo cada año supera los 10 000 millones de toneladas. (Chen, Wang, Yu, Wu, & Zhang, 2020) Además, los residuos de construcción y demolición son el resultado del progreso acelerado de la urbanización, que es uno de los problemas más graves a los que se enfrentan casi todas las ciudades del mundo, pues soportan una pesada carga debido a estos residuos. (Li, Duan, & Zhao, 2018).

Según Liyanage, Waidyasekara, Mallawaarachchi, & Pandithawatta, (2019) y Ghafourian, Ismail, & Mohamed, (2018) estos residuos se generan debido a una amplia gama de factores, que pueden generarse a lo largo de las distintas etapas del ciclo de vida del proyecto:

- Métodos de gestión inadecuados.
- Errores de diseño.
- Falta de conocimiento en la manipulación de materiales.
- Malas decisiones en la planificación de materiales.
- Cambios de diseño del edificio.
- Inadecuada selección de método de construcción.
- Conocimiento inadecuado en el orden secuencial de las actividades de construcción
- Desconocimiento del diseño de construcción.
- Los documentos incompletos al iniciar la obra.
- Transporte de materiales.
- Almacenamiento de materiales.

- Insuficiente experiencia en los métodos de manipulación de materiales.
- Condiciones meteorológicas.

Además, influye la falta de concienciación sobre la protección del medio ambiente y la selección de estructuras, la inadecuada capacidad de gestión y la insuficiente formación sobre gestión de residuos son las razones de la generación de residuos de construcción y demolición (Liyanage, Waidyasekara, Mallawaarachchi, & Pandithawatta, 2019).

2.1.2.3 Componentes químicos y físicos de los RCD o Concreto

Los RCD se componen de arena, cerámica, hormigón, cemento, acero o cableado eléctrico, ladrillos, tejas, madera, alquitrán y productos alquitranados, vidrio, componentes peligrosos, cartón, papel, espuma de poliestileno, plástico, asfalto, tierra metálica y tierra de dragado, agregados, desperdicio de herramientas, materiales aislantes y materiales a base de yeso. (Liyanage, Waidyasekara, Mallawaarachchi, & Pandithawatta, 2019). De acuerdo con Kourmpains et al, (2008) dependiendo del origen los RCD, pueden contener materiales definidos en las siguientes categorías:

- Residuos procedentes de la demolición total o parcial de edificios y/o infraestructuras civiles. Esta clase puede contener componentes como tierra grava, materiales de construcción del sistema de flujo de agua, piezas de hormigón, cerámicas, capas, ladrillos, placas de revestimiento, azulejos, yeso, arena, piedras, piezas de sanitarios, metales, colores, colas, resinas, alambres materiales, aislantes, etc. Se caracterizan por ser heterogéneos y varían en función del tipo, forma, edad, uso, tamaño y el material principal del edificio o infraestructura civil.
- Residuos procedentes de la construcción de edificios y/o infraestructuras civiles: Estos materiales consisten en hormigón, madera, plástico papel, cerámica, ladrillos, tejas, yeso y todos aquellos materiales derivados del funcionamiento de la construcción de obras, reparación, apuntalamiento, acrecentamiento, ampliación o renovación.
- Tierra, rocas y vegetación procedentes de la nivelación de terrenos, excavaciones, obras civiles y/o cimentaciones en general. Esta categoría incluye la tierra excavada, la arena, la grava, las rocas y la arcilla. Los materiales residuales de las excavaciones

se generan en casi todas las actividades de construcción y especialmente durante la construcción subterránea y las obras de ingeniería geotécnica, que producen la mayor parte de los residuos de la construcción y otras actividades relevantes. La composición de estos materiales depende de las características geológicas locales y del tipo de construcciones u obras civiles.

- Ordenación de carreteras y materiales asociados derivados de actividades de mantenimiento de carreteras. Estos materiales pueden ser asfalto y todos los materiales del firme, como arena, grava, metal y materiales procedentes del desmantelamiento y renovación de carreteras. También pueden generarse durante las obras subterráneas de hidráulicas y eléctricas subterráneas en las ciudades, así como en las actividades de reparación.

Tabla 5

Contenido elemental de residuos sólidos y Cemento Portland Ordinario (OPC).

Residuos Sólidos		OPC			
Elemento	wt %	Elemento	ppm	Elemento	wt (%)
SiO ₂	45.88	Mo	6.2	SiO ₂	35.26
Al ₂ O ₃	24.57	Sr	1954.4	Al ₂ O ₃	12.83
TiO ₂	1.19	Pb	46.8	TiO ₂	0.8
Fe ₂ O ₃	6.31	Co	29.5	Fe ₂ O ₃	1.44
MnO	0.1	Mn	642.9	MnO	0.36
MgO	2.39	Cr	230.6	MgO	3.55
CaO	7.14	Zn	144.3	CaO	42.82
Na ₂ O	0.41	Cu	52.3	Na ₂ O	0.05
K ₂ O	0.51	Ni	83.3	K ₂ O	0.59
P ₂ O ₅	0.68	Ba	136.9	P ₂ O ₅	0.15
SO ₃	3.48	Cr ₂ O ₃	0.002		
Cr ₂ O ₃	0.04				
NiO	0.01				

Nota: Extraído del estudio titulado "Interaction of acid mine drainage with Ordinary Portland Cement blended solid residues generated from active treatment of acid mine drainage with coal fly ash" por Gitari, Petrik, Key, & Okujeni, 2011, p. 119.

2.1.2.4 Efectos ambientales

Los impactos ambientales de los residuos de RCD se han convertido en un problema mundial. Es por ello, que existe una necesidad urgente de minimizar los impactos ambientales

de los residuos de construcción y demolición. Los principales efectos ambientales se derivan de los métodos de eliminación más utilizados como son el reciclaje, el vertido y la incineración. Con respecto al reciclaje, la carga medioambiental involucra el uso de recursos para su transporte por lo que conlleva a un mayor uso de energía y emisiones atmosféricas en este caso gases de efecto invernadero, emisiones de polvo y lixiviación de los materiales que puede causar contaminación del suelo y aguas subterráneas. (Chen, Wang, Yu, Wu, & Zhang, 2020).

Además, de los residuos de construcción y demolición generados, cerca del 10-30% se vierten en vertederos, lo que provoca una serie de problemas medioambientales, sociales y económicos. Pueden causar problemas como reducción del espacio de vertido, reducción de la productividad del suelo, contaminación del suelo, recursos hídricos y aire causada por los vertidos. (Chen, Wang, Yu, Wu, & Zhang, 2020) y (Aslam, Huang, & Cui, 2020)

La incineración de los RCD puede producir gases nocivos, compuestos tóxicos y cenizas volantes (Un ejemplo es la quema de madera que puede liberar dioxinas tóxicas). Además, la incineración también implica la sinterización y otros procesos, estos procesos pueden producir cenizas, residuos, incombustibles y otros elementos que deben ser vertidos de forma segura debido a su potencial toxicidad (Liyanage, Waidyasekara, Mallawaarachchi, & Pandithawatta, 2019).

2.1.2.5 Manejo

El manejo de los RCD se considera prioritario por lo que es necesario adoptar medidas adecuadas para su adecuada gestión. La cuestión de la gestión de los residuos es bastante complicada. Es un tema que debería llamar la atención tanto de las autoridades competentes como de los ciudadanos.

Según Kourmpains et al, (2008), La adecuada selección de gestión de los residuos debe tener en cuenta los siguientes factores:

- El sistema de gestión integrada debe basarse en las disposiciones y principios de la política y la legislación (recuperación de materiales para su reutilización y/o reciclado).
- Las cantidades reales de los RCD generados.

- Las infraestructuras existentes para la gestión deben tenerse en cuenta.
- Los procedimientos de demolición que se aplican actualmente deben incluir las prácticas de demolición parcial y completa y no sólo la convencional. Esto debe desarrollarse mediante el establecimiento de un marco legislativo adecuado por parte de las autoridades competentes.

La situación es aún peor en los países en desarrollo ya que estos quieren estipular la economía nacional mediante una rápida urbanización y una inversión excesiva en infraestructuras. Por ejemplo, en Hong Kong los residuos de construcción y demolición constituyen más del 85% del total de residuos sólidos en 2016. A esto se suma que las autoridades gubernamentales no tienen tiempo ni recursos para el efecto secundario del desarrollo urbano. Un ejemplo típico es la ausencia de estadísticas oficiales sobre residuos de la construcción en la mayoría de los países en desarrollo. Sin una fuerte promoción por parte de las autoridades se cree que la tasa de reciclaje en los países en desarrollo es relativamente inferior a la de los países desarrollados. (Li, Duan, & Zhao, 2018)

Sin embargo, en comparación con el reciclaje, el vertedero es actualmente el principal método de tratamiento para los RCD en muchas partes del mundo, se estima que alrededor del 35% de los residuos de C&D se depositan en vertederos en todo el mundo. (Liyanage, Waidyasekara, Mallawaarachchi, & Pandithawatta, 2019)

De acuerdo con el D.S. 003-2013-VIVIENDA, el manejo “deberá ser desarrollado de manera selectiva, sanitaria y ambientalmente óptima, teniendo en cuenta la clasificación y el destino de los mismos y los lineamientos de política establecidos en la Ley General de Residuos Sólidos, con la finalidad de prevenir riesgos sanitarios, proteger y promover la calidad ambiental, la salud y el bienestar de la persona humana”.

Además, los Gobiernos locales tienen como responsabilidad la implementación de centros de recolección para el acopio de residuos provenientes de obras menores en condiciones de higiene y seguridad hasta su disposición, formular estrategias para facilitar el acceso de los generadores de residuos de obras menores a los servicios de EPS-RS a fin de garantizar su disposición adecuada, la zonificación para la disposición final y ubicación de

áreas escombreras, promover la implementación de infraestructuras y equipamiento para el manejo adecuado de los residuos en su jurisdicción, en coordinación con Digesa y el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento y finalmente implementar sistemas de recojo de residuos.

2.1.2.6 Situación actual

La situación es deplorable en los países en desarrollo ya que estos quieren estipular la economía nacional mediante una rápida urbanización y una inversión excesiva en infraestructuras. Por ejemplo, en Hong Kong los residuos de construcción y demolición constituyen más del 85% del total de residuos sólidos en 2016. A esto se suma que Las autoridades gubernamentales no tienen tiempo ni recursos para el efecto secundario del desarrollo urbano. Un ejemplo típico es la ausencia de estadísticas oficiales sobre residuos de la construcción en la mayoría de los países en desarrollo. Sin una fuerte promoción por parte de las autoridades se cree que la tasa de reciclaje en los países en desarrollo es relativamente inferior a la de los países desarrollados (Li, Duan, & Zhao, 2018).

Sin embargo, en comparación con el reciclaje, el vertedero es actualmente el principal método de tratamiento para los RCD en muchas partes del mundo, se estima que alrededor del 35% de los residuos de C&D se depositan en vertederos en todo el mundo. (Liyanage, Waidyasekara, Mallawaarachchi, & Pandithawatta, 2019)

Los RCD contienen materiales que pueden ser reaprovechados, de acuerdo con el Anexo 4 del D.S. 003-2013-VIVIENDA, algunos de los residuos reutilizables son:

- Instalaciones: Mobiliario fijo de cocina y de cuartos de baño.
- Cubiertas: tejas, tragaluces y claraboyas, soleras prefabricadas, tableros y placas sándwich.
- Fachada: Puertas, ventanas, revestimiento de piedra y elementos prefabricados de hormigón.
- Particiones interiores: Mamparas, tabiquerías móviles o fijas, barandillas, puertas y ventanas.
- Acabados interiores: cielo raso (escayola), pavimentos flotantes, alicatados y elementos de decoración.

- Estructura: Vigas y pilares y elementos prefabricados de hormigón.

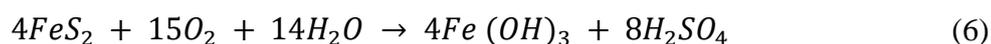
El objetivo del reaprovechamiento de los RCD según el D.S. 003-2013-VIVIENDA “es la minimización de la cantidad de residuos para la disposición final y sus acciones involucran estrategias de reaprovechamiento, con el fin de reducir el volumen y peligrosidad de los mismos”. Dentro del reaprovechamiento se considera el reciclaje de concreto de demolición, de acuerdo con en el Artículo 28 este material puede ser obtenido ya sea en bloques o reducido en partículas pequeñas, mediante fresado y puede provenir de concreto simple, armado o tensado (muros de contención o sostenimiento, cimentaciones, puentes, alcantarillas, canales, tuberías de cemento o concreto sin asbesto, losas de pavimentos de concreto, columnas, veredas y pisos de viviendas) y su reciclaje dependiendo de su composición podría ser utilizado como agregado en la fabricación de nuevos concretos o como material de relleno.

2.2 Marco Conceptual

2.2.1 Neutralización de los DAM mediante RCD

2.2.1.1 Rendimiento de neutralización

Como se mostró líneas arriba, la reacción general del DAM se resume es la siguiente expresión:



El ácido sulfúrico producido en estas reacciones aumenta la solubilidad de otros minerales sulfurados en las superficies sólidas. El hierro férrico en la solución ácida también oxida los sulfuros metálicos. Aluminio, cobre, plomo, zinc, manganeso, níquel son metales comunes que se encuentran en el DAM. El DAM también puede lixiviar uranio, torio y radio de desechos mineros y relaves asociados con las operaciones de extracción de uranio. Los metales que se encuentran en forma de carbonatos, silicatos y óxidos a menudo se movilizan con la ayuda de catalizadores biológicos. (Das, Sahoo, & Mondal, 2022, p. 36).

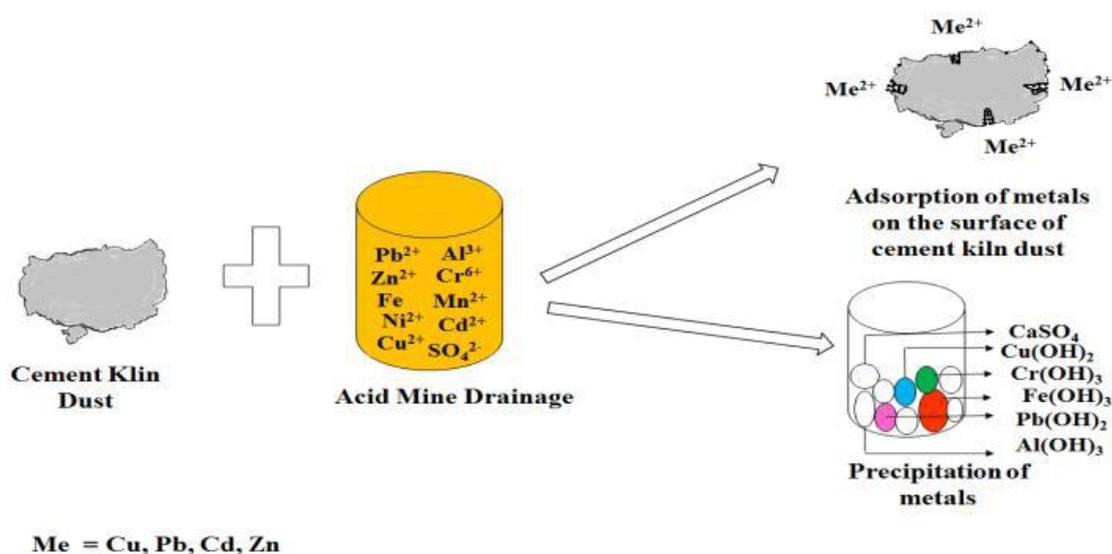
Los diferentes tratamientos que existen para la remediación de los DAM se dividen en dos grupos: tratamientos activos y pasivos. Los primeros se refieren específicamente a la adición de reactivos químicos alcalinos para la remoción de metales, no obstante, existen

otras técnicas, como: adsorción, intercambio iónico, membranas finas, entre otras. (Palo Fernandez, 2021, p. 21). En el segundo grupo de tratamientos, se tienen “los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren naturalmente al poner en contacto el DAM con reactivos naturales como humedales artificiales, etc.” (Palo Fernandez, 2021, p. 33). En consecuencia, se puede afirmar que el proceso de neutralización al ser un tratamiento activo se requiere de un reactivo alcalino para remover metales e incrementar el pH.

Por ende, Sukla Saha & Alok Sinha, (2018), enlista las características de los diferentes materiales de neutralización utilizados para el tratamiento del DAM, sin embargo, recopila estudios donde muestra el porcentaje de remoción de metales con diferentes materiales de desecho, entre ellos el polvo de horno del cemento, el cual remueve el 98 y 97% del zinc y hierro respectivamente. (p. 521). En la figura 1, se representa el efecto que produce el polvo de horno de cemento en el DAM, pues se visualiza que existe dos etapas principales: la adsorción y neutralización, este segundo, con la generación de hidróxidos para la remoción de metales, por ende, se utiliza cemento en polvo -no como residual de la construcción y demolición-, los cuales se encuentran en mayor pureza que como residual, ya que, en la construcción y demolición sus componentes químicos cambian significativamente. Sin embargo, el polvo de horno de cemento se usa como base para explicar el potencial de neutralización del RCD.

Figura 4

Eliminación de metales pesados por polvo de horno de cemento.



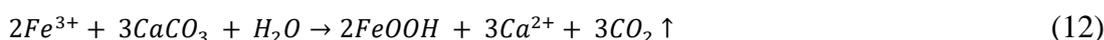
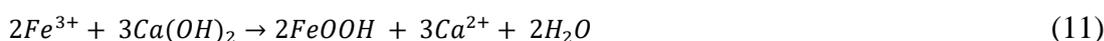
Nota: Extrado de "A review on treatment of acid mine drainage with waste materials: A novel approach" Sukla Saha & Alok Sinha, 2018, p. 523.

2.2.1.1.1 Posibles reacciones de la neutralización del DAM y RCD

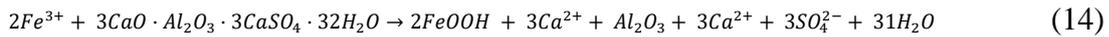
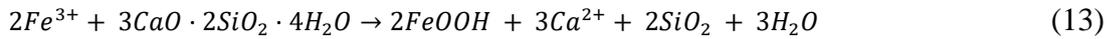
El RCD es una opción de tratamiento prometedora para reducir la acidez, precipitar y eliminar metales, ya que generan menos lodo en comparación con la cal. (Hsing-Jung et al, 2023, p. 2), de ahí que es importante presentar algunas reacciones químicas para conocer el efecto que tiene el RCD¹ en los DAM.



En las ecuaciones (2) – (5) muestran las reacciones de neutralización entre las especies alcalinas primarias (es decir, Ca(OH)_2 , CaCO_3 , $3\text{CaO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ y $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$) y ácido sulfúrico.



¹ Finos de concreto, según el estudio de Hsing-Jung et al, 2023.



En las ecuaciones (6)–(9) indican que el Fe^{3+} se elimina con un aumento del pH mediante la adición de finos de hormigón y la precipitación de FeOOH. Sin embargo, podría ser necesario *aumentar el tiempo de sedimentación o las dosis del concreto residual remover la mayor cantidad de metales.*

2.2.1.1.2 Efecto de la dosis

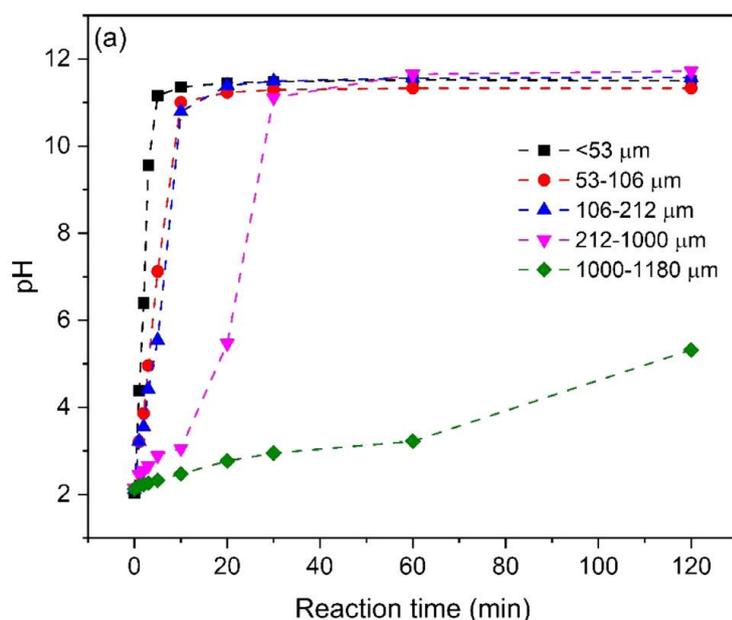
El estudio de Hsing-Jung et al, (2023) indicaron que la dosis del concreto influyo significativamente, ya que, a menor dosis de concreto, el pH ácido demora aproximadamente 1 hora para llegar a un pH neutro, sin embargo, a mayores dosis, el pH y las concentraciones de Calcio se incrementan a niveles de neutralización de manera inmediata (aproximadamente en 1 minutos con polvo de cemento, según Sukla Saha & Alok Sinha, 2018). En consecuencia, se afirma que las dosis del concreto deben superar los 6 g/L.

2.2.1.1.3 Efecto del tamaño de partícula

El estudio de Hsing-Jung et al, (2023), mostraron que el pH de la solución aumentó más rápidamente para un tamaño de partícula pequeño, pues, se visualiza en la figura 2, que en tanto la partícula es menor la neutralización es más rápida contrario a los de tamaño más grande. En consecuencia, podemos deducir que el tamaño del RCD no debe superar los 200 μm de diámetro.

Figura 5

Efecto del tamaño de partícula sobre el pH.



Nota: Hsing-Jung et al, 2023, p. 5.

2.3 Marco Legal

- Ley General del Ambiente, Ley N° 28611, en su capítulo III, artículo 113, inciso 2, letra “a”, dice: “preservar, conservar, mejorar y restaurar, según corresponda, la calidad del aire, el agua y los suelos y demás componentes del medio ambiente, identificando y controlando los factores de riesgos que la afectan.” En consecuencia, la ley busca no solo la preservación sino la restauración de los daños identificados tal como los drenajes ácidos de mina.
- Decreto Legislativo N° 1278, que aprueba la ley de gestión integral de residuos sólidos, menciona en su artículo 6, apartado “e”, lo siguiente: “Fomentar la valorización de los residuos sólidos y la adopción complementaria de prácticas de tratamiento y adecuada disposición final.” Y en su apartado “s”, menciona: “Promover la experimentación e investigación científica con residuos, con la finalidad de facilitar y maximizar su valorización y/o reducir su peligrosidad.” En consecuencia, no solo de busca remediar los DAM, sino utilizar los RCD como agente alcalinizante para la neutralización de los efluentes ácidos.

- Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM, que aprueban los límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero – metalúrgica, el cual menciona en el artículo 3, numeral 3.4: “los LMP es la Medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan al efluente líquido de actividades minero-metalúrgicas, y que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. *Su cumplimiento es exigible legalmente por el Ministerio del Ambiente y los organismos que conforman el sistema de gestión ambiental.*” Los estándares se presentan en la tabla 6.

Tabla 6

Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero – metalúrgicas.

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH	Unidad de pH	6 - 9	6 - 9
Sólidos Totales en suspensión	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0,8
Arsénico Total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio Total	mg/L	0,05	0,04
Cromo Hexavalente (*)	mg/L	0,1	0,08
Cobre Total	mg/L	0,5	0,4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo Total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio Total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc Total	mg/L	1,5	1,2

Nota: (*) En muestra no filtrada.

- Decreto Supremo N° 003-2013-VIVIENDA, que aprueba el Reglamento para la Gestión y Manejo de los Residuos de las Actividades de la Construcción y Demolición, en su Artículo 28, inciso 1, menciona que: “El concreto de demolición para reciclaje puede ser obtenido en bloques o reducido en partículas pequeñas, mediante fresado de construcciones civiles de concreto simple, armado o tensado (muros de contención o sostenimiento, cimentaciones, puentes, alcantarillas, canales, tuberías de cemento o concreto sin asbesto, losas de pavimentos de concreto, columnas, veredas y pisos de viviendas) que no contengan elementos peligrosos, como se indica en el Anexo 3

del presente Reglamento; de tal forma que se puedan usar como agregados en la fabricación de nuevos concretos, como material de relleno no portante y otros que no contravengan la normativa vigente, en concordancia con la Norma Técnica Peruana vigente.”

Capítulo III: Metodología de la investigación

3.1 Metodología de investigación

La presente investigación es de tipo aplicada, pues como señala Ñaupas Paitán, Mejía Mejía, Novoa Ramírez, & Villagómez Paucar, (2014) que “la investigación básica, pura o fundamental, en las ciencias fácticas o formales, se formulan problemas e hipótesis de trabajo para resolver los problemas de la vida productiva de la sociedad.” (p. 93). Dado que esta investigación intenta resolver uno de los problemas mineros más conocidos y peligrosos, además de proponer una valorización a los RCD. Para ello se plantea una serie de pruebas o experimentos. Hernández Sampieri, Fernández Collado, & Baptista Lucio, (2014), mencionan que: “El término experimento tiene al menos dos acepciones, una general y otra particular. La general se refiere a elegir o realizar una acción y después observar las consecuencias.” (p. 129). Las acciones para realizar es la aplicación de varias dosis de RCD al DAM y evaluar su efecto sobre las características de la solución (reducción de metales y neutralización de pH).

En consecuencia, el presente estudio tiene la siguiente metodología de investigación: tipo aplicativo – experimental.

3.2 Población, muestra y unidad de análisis

3.2.1 Población

- Drenaje ácido de la Unidad minera de Nivel V del CC. PP de Algamarca, Provincia de Cajabamba, Región de Cajamarca.

Tabla 7

Coordenadas del punto de muestreo.

Estación de monitoreo	Coordenadas UTM (WGS 84, ZONA 17S)			
	Descripción	Norte (Y)	Este (X)	Altura (msnm)
EM-001		9157930	802770	2704

Figura 6

Punto de monitoreo



Nota: El efluente minero se desemboca a 232 metros donde se ubica el río Cañaris, que desemboca aguas abajo en el río Chimín, luego al río Condebamba en el valle del mismo nombre.

- Residuos de construcción y/o demolición de la ciudad de Lima: GEOPERU INGENIEROS

3.2.2 Muestra

- 500 mL de Drenaje ácido de la unidad minera Nivel V, por dosis de RCD (determinados en la experimentación)

3.2.3 Unidad de análisis

- 100 mL de drenaje ácido tratado.

3.3 Método, modelos, procesos y procedimientos del trabajo de la investigación

3.3.1 Método

El método experimental sigue el método de Hsing-Jung et al, (2023).

3.3.2 Modelo

Tipo de tratamiento activo: Neutralización de DAM.

El principio que se maneja en este tratamiento es la neutralización, es decir, la adición de un agente alcalino (reactivo) para elevar el pH y reducir la acidez del DAM. El sistema de

tratamiento es Batch o discontinuo con agitación controlada y aplicación de dosis en peso. Cada tratamiento consta de 2 réplicas.

3.3.3 Procesos y procedimientos del trabajo

Este tratamiento se fundamenta en la neutralización de un ácido mediante una base, por lo que se optó por un sistema batch o discontinuo con agitación para diferentes dosis de RCD, a un tiempo de reacción de 60 minutos.

3.3.4 Procedimiento de experimentación

Esta investigación toma como base la investigación de Hsing-Jung et al, (2023), pero con algunas variedades, principalmente, con el tipo de material y tamaño de partícula; no obstante, la recolección de muestra se realiza siguiendo el protocolo de la Autoridad Nacional del Agua (ANA).

3.3.4.1 Nivel de campo

- Se identificó el punto de muestreo con mayor accesibilidad.
- Se realizó la toma de la estación mediante GPS.
- El procedimiento específico de la toma de muestra se encuentra en el protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales (ANA, 2016, p. 48). Las muestras se tomaron en un recipiente con capacidad de 1 galón; extraída del canal del efluente de forma trapezoidal con dimensiones aproximados de: 50 cm de ancho superficial, 25 cm de base del canal y una altura de 15 cm.
- La muestra se trasladó hasta el lugar de pruebas para realizar los experimentos.

3.3.4.2 Nivel de laboratorio

Preparación del RCD

- El material se recolectó de una disposición final de los RCD, aproximadamente: 2 kg en material no molido.
- El residuo sin moler se lavó para eliminar algún material no deseado (barro, polvo, etc) y luego se deja secar a temperatura ambiente por 1 día.
- Seguidamente, se trituró el residuo a un tamaño aproximado de 1 mm de diámetro.

- Luego, se pasó por una molienda más fina para alcanzar un tamaño de partícula < 200 μm de diámetro.
- Finalmente, se tomó 2g de residuo fino en 100 ml de agua destilada para medir su pH.

Experimentación

El experimento por lotes o batch se realizó mezclando diferentes cantidades de finos de concreto para determinar el efecto de la dosificación en la neutralización del DAM, en la tabla 7 se muestra el diseño experimental.

- Se midió 500 mL de DAM en 5 beaker o vasos de precipitación de 500 mL de volumen.
- Luego, se midió el pH a todas las muestras, y posteriormente se colocó al equipo de agitación: Jar test.
- Se pesa en una balanza de precisión 35, 40, 45 y 50 g/L de residuo fino o molido en un crisol de 50 mL.
- Seguidamente, se agregó los diferentes pesos a cada vaso correspondiente, con respectiva rotulación. Se dejó un vaso sin residuo como blanco.
- Los vasos de DAM con RCD fino se colocaron al Jar Test a una agitación 200 rpm a un tiempo de 30 min de agitación, luego se dejó reposar por 60 min.
- Pasando el tiempo correspondiente, se filtró y se midió el pH y se extrajo una alícuota filtrada de la mezcla de 100 mL para el análisis de metales (muestras enviadas a laboratorio externo).
- Finalmente, todas las pruebas se realizaron por duplicado.

Tabla 8

Diseño experimental.

N°	CODIGO	Agente alcalino (g/L)	Tiempo de agitación (min)	Agitación (RPM)	Tiempo de reposo (min)	Parámetros
1	BL1-001	0	30	200	60	pH (Unidad de pH)
2	BL1-001	0	30	200	60	Metales totales
3	TC1-001	35	30	200	60	pH (Unidad de pH)
4	TC1-001	35	30	200	60	Metales totales

N°	CODIGO	Agente alcalino (g/L)	Tiempo de agitación (min)	Agitación (RPM)	Tiempo de reposo (min)	Parámetros
5	TC2-001	40	30	200	60	pH (Unidad de pH)
6	TC2-001	40	30	200	60	Metales totales
7	TC3-001	45	30	200	60	pH (Unidad de pH)
8	TC3-001	45	30	200	60	Metales totales
9	TC4-001	50	30	200	60	pH (Unidad de pH)
10	TC4-001	50	30	200	60	Metales totales

Nota: Se realizará 2 réplicas por pruebas.

3.3.5 Recursos

3.3.5.1 Recursos humanos

- Asistente: practicante de pregrado.
- Asesoramiento en laboratorio.

3.3.5.2 Infraestructura

- Laboratorio experimental de la empresa Innodevel.
- Laboratorio de análisis – SGS sede Cajamarca.

3.3.5.3 Equipos y materiales

- Jar Test
- Multiparámetro
- Beaker de 500 mL
- Beaker de 100 mL
- Recipiente de 3 galones de capacidad.
- Balanza.
- Pipeta 10 mL.
- GPS.
- Guantes
- EPP: lentes, cascos, zapatos.
- Cooler.
- Crisoles de 50 mL
- Balde de 20 L

- Frascos de muestras: 100 mL.
- Papel filtro
- Embudos de vidrio

3.3.6 Técnica e instrumentos de recolección y procesamiento de datos

La recolección de datos se hizo mediante la medición directa del potencial de hidrógeno y el análisis del As, Fe, Cu y Zn mediante el laboratorio SGS, los datos se registraron en la tabla 8. Por otro lado, los datos son procesados mediante la secuencia siguiente: prueba de normalidad; prueba paramétrica – ANOVA un factor; determinación de eficacia y comparación con los LMP.

El análisis de los datos se realiza mediante dos softwares: Excel y minitab 2019, para tablas y figuras respectivamente.

Capítulo IV: Resultados y discusión

Tabla 9

Resultados experimentales.

Código	Cemento (g/L)	Parámetro	Resultado	DS (±)
BL1	0	Arsénico (mg/L)	43.762	1.051
BL1	0	Cobre (mg/L)	541.693	6.121
BL1	0	Hierro (mg/L)	1111.040	16.348
BL1	0	Zinc (mg/L)	67.256	1.753
BL1	0	pH (Unidad de pH)	2.280	0.014
TC1	35	Arsénico (mg/L)	0.071	0.005
TC1	35	Cobre (mg/L)	23.371	0.008
TC1	35	Hierro (mg/L)	182.148	3.055
TC1	35	Zinc (mg/L)	42.253	0.616
TC1	35	pH (Unidad de pH)	4.735	0.488
TC2	40	Arsénico (mg/L)	0.038	0.001
TC2	40	Cobre (mg/L)	1.794	0.006
TC2	40	Hierro (mg/L)	95.783	1.562
TC2	40	Zinc (mg/L)	14.488	0.158
TC2	40	pH (Unidad de pH)	5.580	0.283
TC3	45	Arsénico (mg/L)	0.067	0.015
TC3	45	Cobre (mg/L)	0.134	0.035
TC3	45	Hierro (mg/L)	0.952	0.252
TC3	45	Zinc (mg/L)	0.016	0.003
TC3	45	pH (Unidad de pH)	6.825	0.672
TC4	50	Arsénico (mg/L)	0.026	0.002
TC4	50	Cobre (mg/L)	0.045	0.000
TC4	50	Hierro (mg/L)	0.150	0.007
TC4	50	Zinc (mg/L)	0.003	0.000
TC4	50	pH (Unidad de pH)	8.850	1.358

Nota: El resultado, muestra el valor promedio de la réplica 1 y 2 del experimento.

4.1 Prueba de normalidad

Tabla 10

Prueba de normalidad de Shapiro Wilk para el pH, arsénico, cobre, hierro y zinc.

Parámetro	Valor p
pH	>0.100
Arsénico	>0.100
Cobre	<0.010
Hierro	>0.100
Zinc	>0.100

Ho: La distribución de los datos es normal

Hi: La distribución de los datos no es normal

Significancia: 0,05

Si: $\alpha < 0,05$; rechazar Ho

$\alpha \geq 0,05$, aceptar Ho

Interpretación

La Tabla 10, muestra los valores obtenidos mediante la prueba Shapiro Wilk con un nivel de significancia de 0,05; donde la distribución de los datos del pH, Fe, Ar y Zn, son normales, dado que, su valor p de cada parámetro es mayor a la significancia, es decir, $0.1 > 0.05$. Lo que significa que se acepta la hipótesis nula: "La distribución de los datos es normal" y se debe aplicar una prueba paramétrica. Por otro lado, la distribución de los datos del Cu, no son normales, dado que, su valor p calculado es menor a 0.01, lo que significa que se debe aplicar una prueba no paramétrica, sin embargo, debido a la naturaleza del dato (intervalo de razón) y la tratabilidad (reducción hasta llegar a una concentración constante) se pueden aplicar las pruebas paramétricas. Por lo tanto, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) un factor para el análisis estadístico, esto debido a dos razones: a) comparación de medias, y b) evaluación del factor dosis del concreto residual. Las figuras de las pruebas de normalidad se visualizan en el Anexo 2.

4.2 Efecto del cemento residual sobre el pH del DAM.

Tabla 11

Análisis de varianza para el pH.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	4	47.639	11.9098	22.79	0.002
Error	5	2.613	0.5225		
Total	9	50.252			

Hipótesis nula Todas las medias son iguales

Hipótesis alterna No todas las medias son iguales

Nivel de significancia $\alpha = 0.05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Tabla 12*Comparación en parejas de Tukey para pH.*

Tratamiento	N	Media	Agrupación		
50	2	8.850	A		
45	2	6.825	A	B	
40	2	5.580		B	
35	2	4.735		B	C
0	2	2.280			C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Interpretación

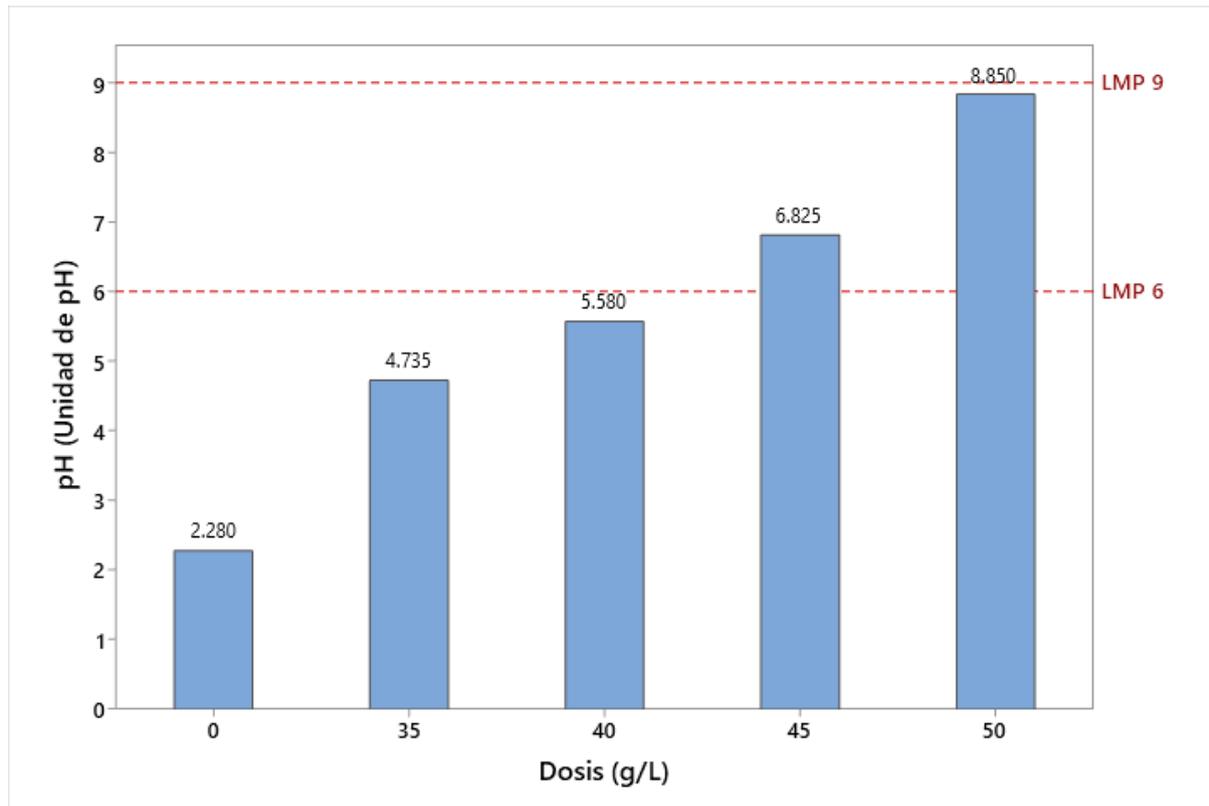
En la tabla 11, se presenta el análisis de varianza relativo a las distintas dosis de cemento residual en relación con el pH del DAM. Se evidencia que el valor p calculado (0.002) es inferior al nivel de significancia de 0.05, lo que indica la aceptación de la hipótesis alternativa: "No todas las medias son iguales". En consecuencia, se concluye que las dosis de cemento residual aplicadas al DAM han ocasionado una modificación significativa en su pH.

En cuanto a la tabla 12, se detalla el grado de modificación del pH y la dosis de cemento que ha tenido una mayor significancia. Según los resultados de la tabla 12, se observa que los grupos de 45 y 50 g/L comparten la misma letra "A" de agrupación, denotando que sus valores son aproximados o semejantes. Asimismo, las dosis de 35 a 45 g/L impactan el pH de manera similar (letra "B"). Por último, el grupo de 0 y 35 g/L genera una modificación semejante en el pH del DAM (letra "C").

En efecto, los grupos que exhiben las mayores disparidades y no se encuentran agrupados con otros son 0, 40 y 50 g/L. Por lo tanto, se infiere que las dosis con la mayor diferencia significativa de los otros grupos son las de 45 y 50 g/L.

Figura 7

Comparación del pH con el LMP.



Interpretación

En la Figura 7 se presenta una comparación de los valores de pH correspondientes a diversas dosificaciones de cemento en relación con los Límites Máximos Permisibles (LMP). De acuerdo con la normativa vigente, el pH debe situarse en un rango comprendido entre 6 y 9 unidades para cumplir con los requisitos establecidos. En este contexto, solo dos tratamientos satisfacen los LMP: las dosificaciones de 45 y 50 g/L de cemento residual logran neutralizar el pH del Drenaje Ácido de Mina (DAM) a niveles de 6.825 y 8.850, respectivamente.

En contraste, el tratamiento sin cemento (0 g/L) y las dosificaciones de 35 y 40 g/L de cemento residual no cumplen con la normativa, al registrar valores de pH de 2.280, 4.735 y 5.580, respectivamente. Por lo tanto, se deduce que una dosificación de cemento situada entre 45 y 50 g/L logra neutralizar de manera efectiva la acidez del DAM, ajustándose al rango estándar requerido por los LMP.

4.3 Efecto del cemento residual sobre el As del DAM.

Tabla 13

Análisis de varianza para el As.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	4	3057.15	764.288	3455.66	0.000
Error	5	1.11	0.221		
Total	9	3058.26			

Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	No todas las medias son iguales
Nivel de significancia	$\alpha = 0.05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Tabla 14

Comparación en parejas de Tukey para As.

Tratamiento	N	Media	Agrupación
0	2	43.762	A
35	2	0.071	B
45	2	0.067	B
40	2	0.038	B
50	2	0.026	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Interpretación

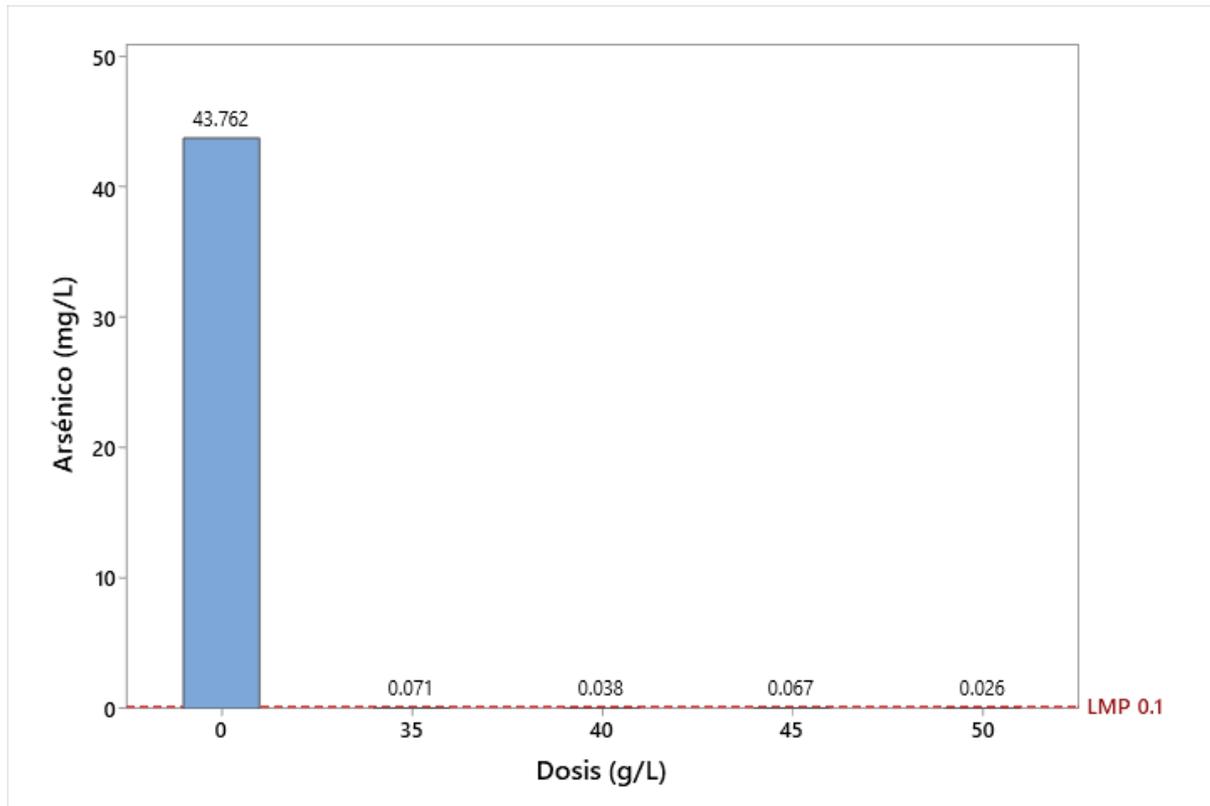
En la Tabla 13, se presenta el análisis de varianza respecto a las dosis de cemento residual en relación con la concentración de Arsénico (As) en el DAM. Se demuestra que el valor p calculado (0.000) es significativamente menor al nivel de significancia de 0.05, lo que conlleva a la aceptación de la hipótesis alternativa: "*No todas las medias son iguales*". Este resultado indica que las dosis de cemento residual aplicadas al DAM han inducido modificaciones sustanciales en la presencia del metal Arsénico.

En cuanto a la Tabla 14, se detalla la magnitud de la modificación en el contenido de Arsénico y destaca qué dosis de cemento han tenido una relevancia significativa. Según los hallazgos de la Tabla 14, el grupo con 0 g/L (blanco) muestra la letra "A" de agrupación, indicando que sus valores son aproximados o similares. Del mismo modo, las dosis de 35, 40, 45 y 50 g/L modifican la concentración de Arsénico en el DAM a niveles semejantes (letra

"B"). En otras palabras, el blanco difiere de las dosificaciones, pero entre estas últimas no hay variación, ya que comparten la misma letra "B". Por ende, se infiere que el cemento residual reduce la concentración de Arsénico en el DAM a niveles comprendidos entre 0.025 y 0.071 mg/L.

Figura 8

Comparación del As con el LMP.



Interpretación

En la Figura 8, se lleva a cabo la comparación de los niveles de Arsénico (As) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM) para cada dosificación de cemento residual con relación a los Límites Máximos Permisibles (LMP), establecidos en 0.1 mg/L. Se destaca que el único valor que excede ampliamente esta normativa es el correspondiente al tratamiento BL o Blanco, registrando una concentración de 43.762 mg/L.

En cuanto a los demás tratamientos, todos cumplen rigurosamente con los LMP. El tratamiento de 35 g/L exhibe un valor de 0.071 mg/L, el de 40 g/L presenta 0.038 mg/L, el de 45 g/L muestra 0.067 mg/L y, notablemente, el de 50 g/L alcanza el valor más bajo con 0.026

mg/L. Estos resultados evidencian que todos los tratamientos han sido eficaces en la reducción de la concentración inicial de arsénico, asegurando el cumplimiento de los LMP.

4.4 Efecto del cemento residual sobre el Fe del DAM.

Tabla 15

Análisis de varianza para el Fe.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	4	1780597	445149	7976.43	0.000
Error	5	279	56		
Total	9	1780876			

Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	No todas las medias son iguales
Nivel de significancia	$\alpha = 0.05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Tabla 16

Comparación en parejas de Tukey para Fe.

Tratamientos	N	Media	Agrupación
0	2	1111.00	A
35	2	182.15	B
40	2	95.78	C
45	2	0.95	D
50	2	0.15	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Interpretación

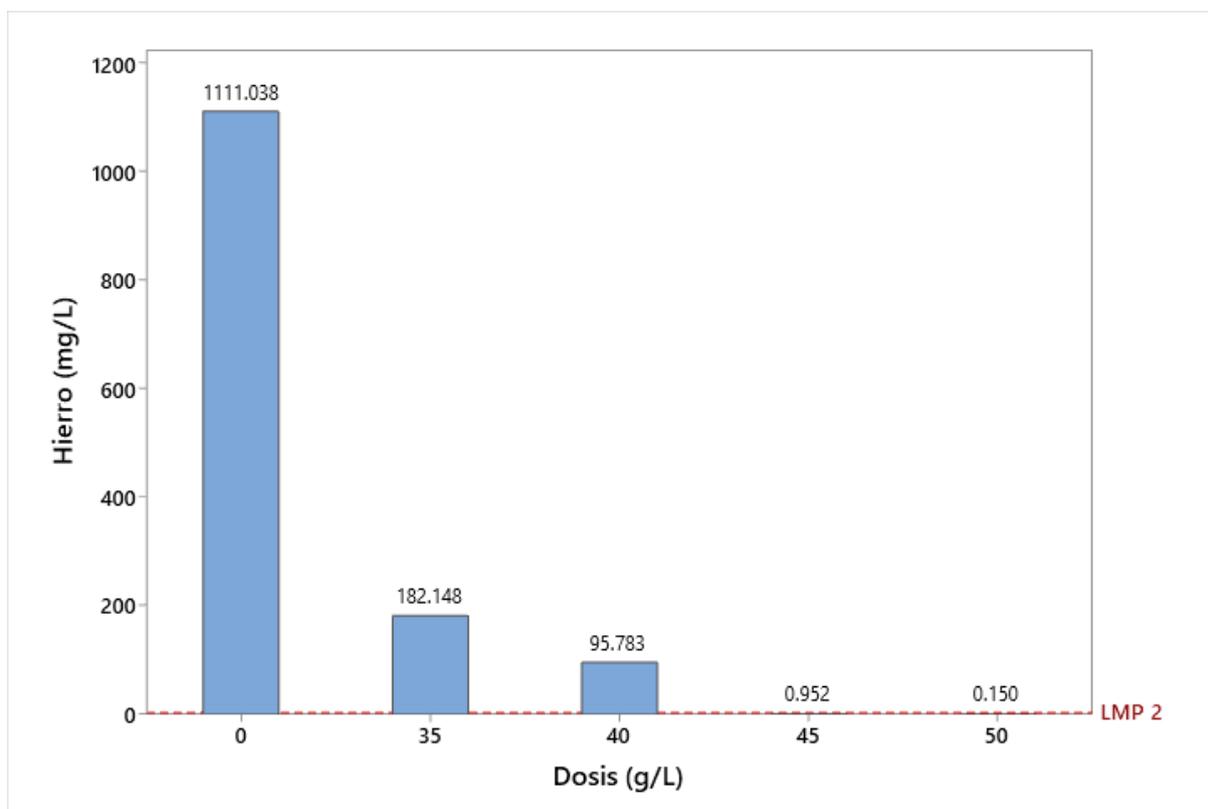
En la Tabla 15, se presenta el análisis de varianza de las distintas dosificaciones de cemento residual con respecto al contenido de Hierro (Fe) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM). Se evidencia que el valor p calculado (0.000) es significativamente inferior al nivel de significancia de 0.05, lo que conlleva a la aceptación de la hipótesis alternativa: "*No todas las medias son iguales*". Este resultado indica que las dosificaciones de cemento residual aplicadas al DAM han ocasionado modificaciones sustanciales en la concentración de Fe.

Por otra parte, la Tabla 16 expone en qué medida se ha modificado el Fe y cuál dosificación de cemento ha tenido mayor relevancia. Según la Tabla 16, se identifican cuatro grupos (A, B, C, D) que exhiben diferencias significativas; la letra A, que representa al grupo

de 0 g/L o blanco, indicando una diferencia independiente, al igual que las letras B (35 g/L), C (40 g/L) y D (45 – 50 g/L). La última letra D señala que el grupo o dosificación de 45 y 50 g/L reduce la concentración de Fe de manera similar, sin diferencias significativas. Por ende, se concluye que el cemento residual del grupo designado con la letra D reduce la concentración de Fe en el DAM a niveles comprendidos entre 0.95 y 0.15 mg/L, registrando estos valores como los más bajos.

Figura 9

Comparación del Fe con el LMP.



Interpretación

En la Figura 9, se presenta la comparación de las concentraciones de Hierro (Fe) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM) sometido a diversas dosificaciones de cemento residual, en relación con los Límites Máximos Permisibles (LMP). Se evidencia que los tratamientos o dosificaciones que no cumplen con la normativa son: 0, 35 y 40 g/L, con concentraciones de 1111.04, 182.15 y 95.78 mg/L, respectivamente. Únicamente dos dosificaciones cumplen con los LMP: 45 y 50 g/L, registrando valores de 0.952 y 0.150 mg/L, respectivamente. Destaca que el tratamiento de 50 g/L exhibe la concentración más baja en comparación con los demás.

En efecto, se logra observar que la concentración de Fe en el DAM alcanza el estándar de los LMP con dosificaciones entre 45 y 50 g/L. Esto sugiere que el cemento residual se presenta como un eficaz agente para la remoción de Fe en este contexto.

4.5 Efecto del cemento residual sobre el Zn del DAM.

Tabla 17

Análisis de varianza para el Zn.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	4	6885.20	1721.30	2475.55	0.000
Error	5	3.48	0.70		
Total	9	6888.67			

Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	No todas las medias son iguales
Nivel de significancia	$\alpha = 0.05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Tabla 18

Comparación en parejas de Tukey para Zn.

Tratamiento	N	Media	Agrupación
0	2	67.26	A
35	2	42.25	B
40	2	14.49	C
45	2	0.016	D
50	2	0.003	D

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

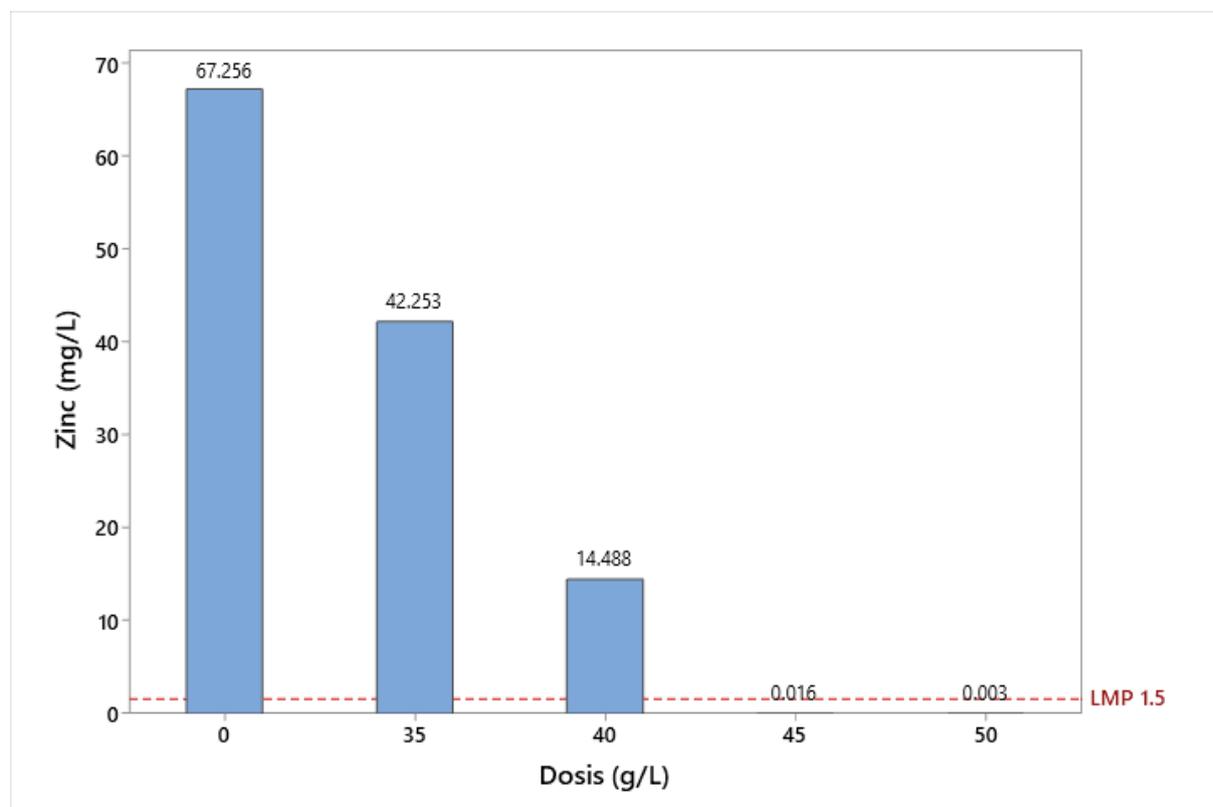
Interpretación

En la Tabla 17, se presenta el análisis de varianza relacionado con las diversas dosificaciones de cemento residual en comparación con la concentración de Zinc (Zn) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM). Se evidencia que el valor p calculado (0.000) es significativamente inferior al nivel de significancia de 0.05, indicando la aceptación de la hipótesis alternativa: "No todas las medias son iguales". Este resultado confirma que las dosificaciones de cemento residual aplicadas al DAM han ocasionado modificaciones sustanciales en la concentración de Zinc.

Por otro lado, la Tabla 18 expone en qué medida se ha modificado el Zn y cuál dosificación de cemento ha tenido mayor relevancia. Según la Tabla 18, se identifican cuatro grupos (A, B, C, D) que muestran diferencias significativas; la letra A representa al grupo de 0 g/L o blanco, indicando una diferencia independiente, al igual que las letras B (35 g/L), C (40 g/L) y D (45 – 50 g/L). La última letra D señala que las dosificaciones de 45 y 50 g/L reducen la concentración de Zn de manera similar, sin diferencias significativas. En consecuencia, se infiere que el cemento residual disminuye la concentración de Zn en el DAM a niveles comprendidos entre 0.016 y 0.003 mg/L, valores más bajos; este patrón de comportamiento se asemeja al observado para el Hierro (Fe).

Figura 10

Comparación del Zn con el LMP.



Interpretación

En la Figura 10, se presenta la comparación de las concentraciones de Zinc (Zn) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM) sometido a diversas dosificaciones de cemento residual, en relación con el Límite Máximo Permissible (LMP), establecido en 1.5 mg/L. Se observa que los tratamientos o dosificaciones que no cumplen con la normativa son: 0, 35 y 40 g/L,

registrando concentraciones de 67.26, 42.25 y 14.49 mg/L, respectivamente. Únicamente dos dosificaciones cumplen con los LMP: 45 y 50 g/L, exhibiendo valores de 0.016 y 0.003 mg/L, respectivamente. Cabe destacar que el tratamiento de 50 g/L presenta la concentración más baja en comparación con los demás tratamientos.

En efecto, la concentración de Zn en el DAM se sitúa por debajo del valor estándar de los LMP cuando se utiliza una dosificación de 45 a 50 g/L de cemento residual, indicando que para estas dosis, el cemento residual actúa eficazmente como removedor de Zn.

4.6 Efecto del cemento residual sobre el Cu del DAM.

Tabla 19

Análisis de varianza para el Cu.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	4	459348	114837	15323.19	0.000
Error	5	37	7		
Total	9	459386			

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
 Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
 Nivel de significancia $\alpha = 0.05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Tabla 20

Comparación en parejas de Tukey para el Cu.

Tratamiento	N	Media	Agrupación
0	2	541.69	A
35	2	23.37	B
40	2	1.794	C
45	2	0.134	C
50	2	0.045	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Interpretación

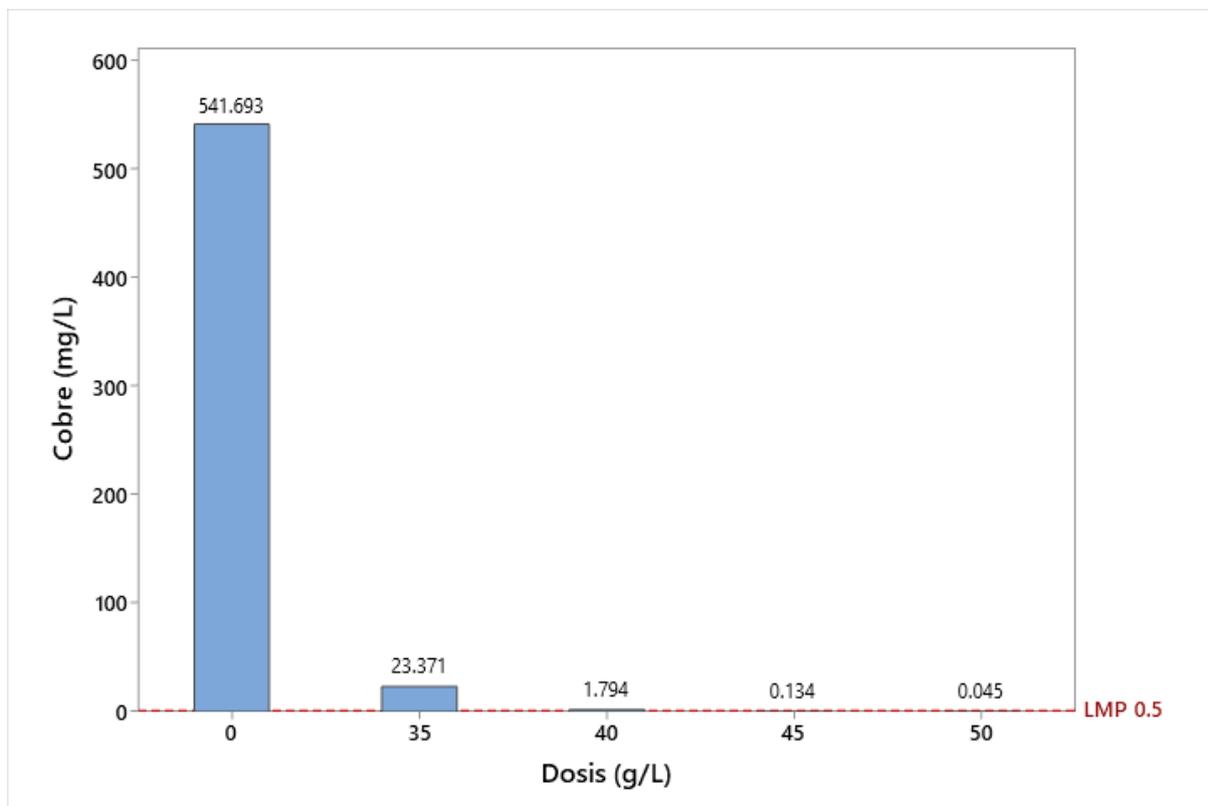
En la Tabla 19, se presenta el análisis de varianza referente a las distintas dosificaciones de cemento residual con respecto a la concentración de Cobre (Cu) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM). Se evidencia que el valor p calculado (0.000) es significativamente menor al nivel de significancia de 0.05, lo cual conlleva a la aceptación de

la hipótesis alternativa: "No todas las medias son iguales". Esto sugiere que las dosificaciones de cemento residual aplicadas al DAM han generado modificaciones sustanciales en la concentración de Cu.

Por otro lado, la Tabla 20 expone en qué medida se ha modificado el Cu y cuál dosificación de cemento ha tenido mayor relevancia. Según la Tabla 20, se identifican tres grupos (A, B, C) que exhiben diferencias significativas; la letra A representa al grupo de 0 g/L o blanco, indicando una diferencia independiente, al igual que las letras B (35 g/L) y C (40, 45 y 50 g/L). La última letra C señala que las dosificaciones de 40, 45 y 50 g/L reducen la concentración de Cu de manera similar, sin diferencias significativas. Por ende, se infiere que el cemento residual disminuye la concentración de Cu en el DAM a niveles comprendidos entre 0.134 y 0.045 mg/L, valores más bajos. Este comportamiento refleja la eficacia del cemento residual como agente para la reducción de la concentración de Cu en el DAM.

Figura 11

Comparación del Cu con el LMP.



Interpretación

En la Figura 11, se presenta la comparación de las concentraciones de Cobre (Cu) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM) bajo diversas dosificaciones de cemento residual, en relación con el Límite Máximo Permisible (LMP) establecido en 0.5 mg/L. Se destaca que los tratamientos o dosificaciones que no cumplen con la normativa son: 0, 35 y 40 g/L, registrando concentraciones de 541.69, 23.37 y 1.79 mg/L, respectivamente. Únicamente dos dosificaciones cumplen con los LMP: 45 y 50 g/L, con valores de 0.134 y 0.045 mg/L, respectivamente. Es importante señalar que el tratamiento de 50 g/L exhibe la concentración más baja en comparación con los demás tratamientos.

En efecto, se constata que la concentración de Cu en el DAM alcanza el estándar de los LMP cuando se utiliza una dosificación de 45 a 50 g/L de cemento residual, evidenciando así que el cemento residual actúa eficazmente como un removedor de Cu.

4.7 Eficacia del cemento residual sobre los metales del DAM.

Tabla 21

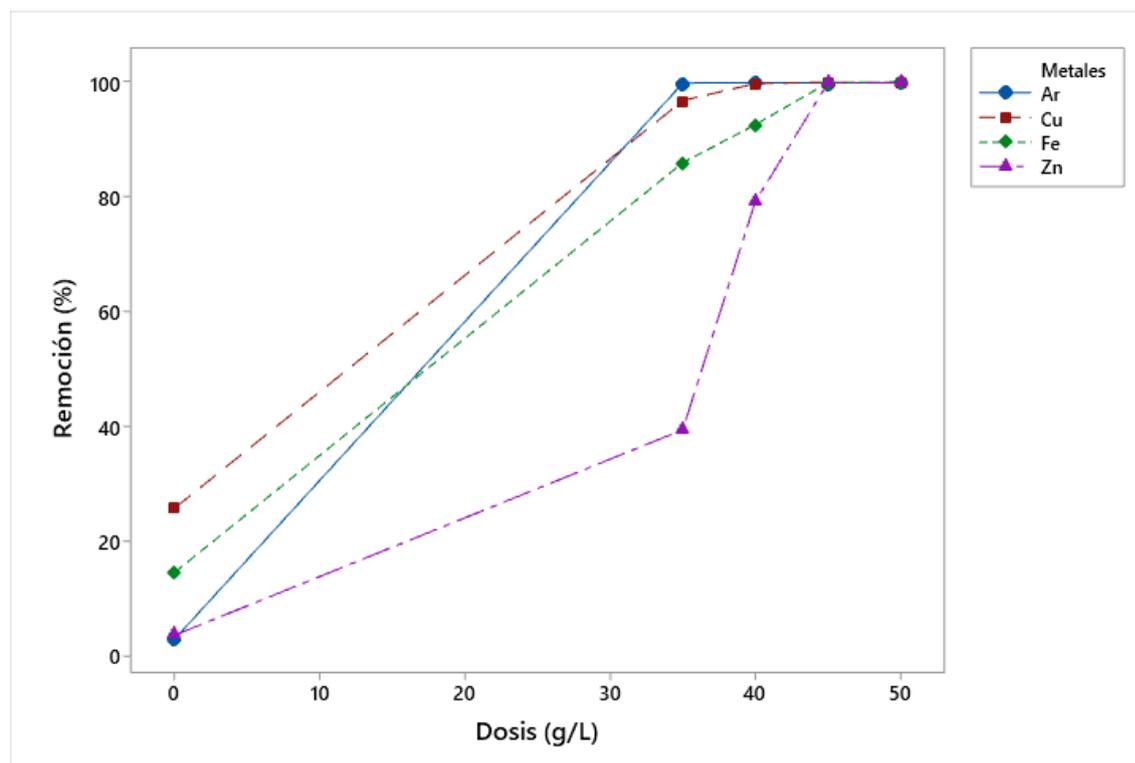
Eficacia de las diferentes dosificaciones vs Metales (As, Fe, Zn y Cu).

Dosis (g/L)	Parámetro	Remoción (%)
0	Arsénico	2.945
0	Cobre	25.776
0	Hierro	14.585
0	Zinc	3.631
35	Arsénico	99.843
35	Cobre	96.798
35	Hierro	85.997
35	Zinc	39.457
40	Arsénico	99.916
40	Cobre	99.755
40	Hierro	92.636
40	Zinc	79.241
45	Arsénico	99.853
45	Cobre	99.982
45	Hierro	99.927
45	Zinc	99.977
50	Arsénico	99.943
50	Cobre	99.994
50	Hierro	99.989
50	Zinc	99.996

Nota: La muestra inicial o caracterizada, se consideró del estudio de Gallardo Díaz & Acuña Bustamante, (2020); mostrada en la tabla 2.

Figura 12

Eficacia de las diferentes dosificaciones vs. Metales (As, Fe, Zn y Cu).



Nota: La muestra inicial o caracterizada, se consideró del estudio de Gallardo Díaz & Acuña Bustamante, (2020); mostrada en la tabla 2.

Interpretación

La Tabla 21 proporciona una visión detallada de la eficacia de diversas dosificaciones de cemento residual en la reducción de los distintos metales analizados (As, Fe, Zn y Cu). Según la tabla, la dosis de "0 g/L" muestra una influencia limitada en la eliminación de Fe y Cu, con porcentajes de eliminación del 25.78% y 14.59%, respectivamente. En conjunto, As y Zn no se ven afectados significativamente, ya que su alteración no supera el 4%, respectivamente.

En contraste, la dosis de 35 g/L logra eliminar un 99.84% de As y no experimenta cambios significativos con respecto a las dosis de 40, 45 y 50 g/L, manteniendo una remoción en el rango del 99.85% al 99.94%. Para el Fe, las dosis de 35 y 40 g/L eliminan entre un 85.99% y un 92.63%; sin embargo, a dosis de 45 y 50 g/L, la remoción supera el 99.90%. En el caso del Cu, la remoción es similar a la del As, con la diferencia de que el Cu demora un poco más en reaccionar. A una dosis de 35 g/L, se remueve un 96.79%, y a dosis de 40, 45 y

50 g/L, la remoción asciende a 99.75%, 99.98% y 99.99%, respectivamente. Por último, el Zn se elimina en un 39.45% a una dosis de 35 g/L, alcanza el 79.24% a una dosis de 40 g/L, y la máxima remoción se observa a dosis de 45 y 50 g/L, con un 99.97% y 99.99%, respectivamente.

La Figura 12 ilustra la eficacia de las dosificaciones del cemento residual en la reducción de los diferentes metales estudiados (As, Fe, Zn y Cu). Se observa que el As es el primer metal en alcanzar la mayor reducción a una dosis de 35 g/L, seguido por el Cu y posteriormente el Fe. Además, se evidencia que el efecto de la dosificación con respecto a la concentración del Zn es diferente, ya que se requiere una mayor concentración de cemento residual para eliminar el Zn. En conclusión, la eficacia del cemento residual para eliminar As, Fe, Cu y Zn supera el 99.85% a una dosis de 45 g/L, y asciende al 99.94% a una dosis de 50 g/L.

4.8 Discusión

El cemento residual sobre el pH del DAM tiene un efecto neutralizador alto, pues, incrementa el pH inicial de 2.28 a valores próximos de 6.8 a 8.8; en una dosificación de 45 a 50 g/L. El concreto usado por Hsing-Jung *et al* (2023), tuvo el mismo efecto que del experimento, es decir, tuvo el potencial para neutralizar el pH de un simulador de DAM, pero con dosificaciones mucho más pequeñas, esto es, 2, 4 y 6 g/L, dosis semejantes a las que utilizaron Sephton & Webb, (2017), que lograron alcanzar un pH de 7 – 8. Mackie & Walsh, (2012), al utilizar polvo de horno de cemento alcanzaron un pH de 9.5, con pesos altos de material seco; semejante a lo que hicieron en el 2015, (Mackie & Walsh, 2015). Es decir, utilizaron 9000 mg/L para lograr un pH objetivo de 9.5. En efecto, se afirma que el cemento tiene el potencial de neutralizar DAM con pH de 2, sin embargo, la discrepancia se origina en la dosificación. La dosis depende de dos condiciones básicas: 1) la pureza del material y 2) el tipo de agua residual. La pureza del concreto residual es menor al del polvo de horno, no solo ello, sino del mismo cemento puro (material que utilizaron los investigadores mencionados), por ende, es importante precisar que el cemento residual o RCD tiene mayores impurezas, de ahí que, se utilicen grandes cantidades. Con respecto al tipo de agua, es importante precisar que la mayoría de las pruebas de los investigadores, son sintéticas,

es decir, preparadas en condiciones específicas, tal como menciona Hsing-Jung et al (2023); por lo que, al calcular la dosis se deja de lado los materiales que podrían influir; en contraste con los DAM naturales que están compuestos por otros componentes (Ver tabla 2), es lógico pensar el alto requerimiento de cemento residual. En consecuencia, se afirma que el cemento residual tiene el potencial de neutralizar el pH de DAM con dosificaciones no menor a 45 g/L.

Jones & Cetin, (2017), demostraron que el cemento reciclado (RCA) no solo incrementa el pH, sino que, remueve o elimina metales de Cr (62%), Cu (80%), Fe (98%), Mn (80 – 100%) y Zn (95%), en comparación a las cenizas volantes, de la misma manera, Shabalala, Ekolu, Diop, & Solomon, (2017), demostró la remoción de metales de Al, Fe, Mn, Co y Ni; en un 75%, 98%, 99%, 94% y 95% para el DAM de oro, mediante el concreto (CEM 1). En efecto, en nuestra investigación, el As, Fe, Cu y Zn, se removieron en un 99.85%, 99.93%, 99.98% y 99.98%, en un tratamiento de 45 g/L de cemento residual o RCD, lo que, significa que el RCD puede actuar como: 1) neutralizador y 2) removedor de metales. El primer punto se trató anteriormente. El RCD como removedor de metales, se debe a la liberación de Ca que se produce en la disolución de portlandita y que se combina con SO_4 en la solución, provocando la formación de yeso dentro de los poros y en los sitios de reacción. (Shabalala, Ekolu, Diop, & Solomon, 2017, p. 13). Adicionalmente, Shabalala, Ekolu, Diop, & Solomon, (2017), observaron que los lodos de concreto después del contacto con el DAM, mostraban “intensas microfisuras con un relleno masivo que comprende una mezcla de yeso, cuarzo, sal de Glauber y precipitados que contienen Fe y Mg.” (p. 13). Por ende, se afirma que estos resultados se alinean a nuestra investigación, con la única diferencia que el material utilizado es un residual de construcción o RCD. Por lo tanto, los RCD puede ser un buen agente alcalinizante para neutralizar la acidez y reducir las concentraciones de metales de los DAM de la “Unidad minera nivel V”.

Conclusiones

- La concentración de hierro (Fe) en el Drenaje Ácido de Mina (DAM) se redujo notablemente, alcanzando un 99.93% y 99.99% a dosis de 45 y 50 g/L de Residuo de Concreto o Demolición (RCD), respectivamente, cumpliendo satisfactoriamente con el estándar establecido de 2 mg/L de los LMP.
- Referente a la concentración de cobre (Cu) en el DAM experimentó una reducción significativa del 99.98% y 99.99% a dosis de 45 y 50 g/L de RCD, respectivamente, cumpliendo con éxito el LMP establecido de 0.5 mg/L.
- Para el arsénico (As) también presentaron reducciones notables en el DAM, alcanzando un 99.85% y 99.94% a dosis de 45 y 50 g/L de RCD para este elemento. Estas reducciones aseguran que las concentraciones estén por debajo del LMP de 0.1 mg/L.
- En cuanto al zinc (Zn) también se obtuvieron reducciones importantes en el DAM para dosis de 45 y 50 g/L de RCD, logrando un 99.98% y 99.99% para Zn. Estas reducciones garantizan que las concentraciones estén por debajo del LMP de 1.5 mg/L para el Zn.
- Respecto a los RCD se puede decir que logra neutralizar efectivamente la acidez del DAM a dosis de 45 y 50 g/L, elevando los valores de pH a un rango de 6.8 a 8.8, respectivamente; cumpliendo con los LMP establecidos y asegurando la conformidad con los estándares requeridos.
- Aunque las dosis de 45 y 50 g/L de RCD muestran resultados similares, se sugiere la dosis de 45 g/L como óptima, dado que es ligeramente menor y presenta resultados prometedores. No obstante, se recomienda realizar un estudio más detallado de optimización para una validación más robusta de estos resultados.
- Como conclusión general se confirma la hipótesis alternativa de la investigación, donde establece que *"El residuo de concreto es eficaz, porque neutraliza y reduce de manera significativa la concentración de hierro, cobre, arsénico y zinc en el drenaje"*

ácido de mina – Algamarca, 2023", logrando disminuir dichos niveles por debajo de los Límites Máximos Permisibles (LMP).

Recomendaciones

- Realizar investigaciones adicionales ajustando parámetros como la agitación y el tiempo de contacto en los estudios de remediación de Drenaje Ácido de Mina (DAM) con Residuo de Construcción y Demolición (RCD). Estos factores podrían influir en la eficacia del proceso y su capacidad para alcanzar niveles aún más bajos que los Límites Máximos Permisibles (LMP).
- Este estudio servirá de base para nuevos proyectos de tesis con miras de magnificar las experimentaciones de remediación de DAM con RCD hacia un sistema de flujo continuo, es decir, aplicando proyectos a escalas pequeñas o medianas con la finalidad de aportar una solución ambiental y económica. Esta variación en la metodología permitirá evaluar la eficiencia del RCD de manera más realista, replicando condiciones continuas y mejorando la comprensión de su aplicabilidad en entornos dinámicos.
- Ampliar el alcance de las experimentaciones de remediación utilizando RCD para incluir otras fuentes de aguas residuales ácidas con diferentes concentraciones. Esto proporcionará una visión más completa de la versatilidad y efectividad del RCD en diversas condiciones, permitiendo generalizar sus aplicaciones a distintos contextos industriales.
- Explorar la aplicación de RCD como agente alcalinizante a gran escala para la remediación de relaves mineros. Esta estrategia no solo tendría impactos positivos en términos ambientales, sino que también podría brindar oportunidades para la valorización económica de los relaves, contribuyendo así a una gestión más sostenible de los residuos mineros.
- Explorar la viabilidad del uso de residuos de concreto en el tratamiento de aguas residuales urbanas, evaluando su capacidad para adsorber y remover contaminantes comunes presentes en este tipo de efluentes. Esta aplicación podría contribuir a la gestión sostenible de los residuos de construcción y mejorar la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

- Investigar la posibilidad de utilizar residuos de concreto como material de base en la construcción de humedales artificiales para el tratamiento natural de aguas contaminadas. Los humedales construidos con residuos de concreto podrían servir como sistemas de tratamiento eficaces, proporcionando una solución eco-amigable para la purificación del agua, especialmente en áreas con limitaciones de espacio y recursos.

Referencias bibliográficas

- Aduvire, O. (2006). *Drenaje Ácido de Mina: Generación y Tratamiento*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España. Obtenido de https://info.igme.es/SidPDF/113000/258/113258_0000001.pdf
- ANA. (2016). *Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales*. Lima, Perú,: Ministerio de agricultura y riego. Obtenido de <file:///C:/Users/manua/Downloads/ANA0000025.pdf>
- Arismendy Vidales, S. K. (2020). *Problemática ambiental generada por el drenaje ácido de mina en la explotación de yacimientos mineros en Colombia*. Universidad Nacional Abierta y a Distancia - UNAD. Obtenido de <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/36759/skarismendyv.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Aslam, M., Huang, B., & Cui, L. (2020). *Review of construction and demolition waste management in China and USA*. *Journal of Environmental Management*, 264. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110445>
- Atsushi Iizuka, Hsing-Jung Ho, Takeshi Sasakib, Hiroyuki Yoshida, Yasuyuki Hayakawa, & Akihiro Yamasakic. (2022). *Comparative study of acid mine drainage neutralization by calcium hydroxide and concrete sludge-derived material*. *Minerals Engineering*, 188. doi:<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2022.107819>
- Baca Sánchez, K. S. (2020). *Diseño y Evaluación del Sistema de Tratamiento Piloto para el Efluente Líquido de la Mina Nueva Esperanza - Nivel 2, Cajamarca 2020*. Tesis de licenciatura, Universidad Privada del Norte. Obtenido de <https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/23994>
- Chen, K., Wang, J., Yu, B., Wu, H., & Zhang, J. (2020). *Critical evaluation of construction and demolition waste and associated environmental impacts: A Scientometric analysis*. *Journal of Cleaner Production*, 287. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125071>
- Denegri-Muñoz, J. E., & Iannacone, J. (2020). *Tratamiento de Drenaje ácido de Minas mediante Humedales Artificiales*. *Biotempo*, 17(2), 345-369. doi:10.31381/biotempo.v17i2.3349
- Dipannita, D., Sreya, S., & Suravi, M. (2022). *Acid Mine Drainage*. *Jogamaya Devi College Departmental Magazine*, 2, 33-47. Obtenido de <https://jogamayadevicollege.ac.in/uploads/1683042994.pdf#page=38>

- Gallardo Díaz, L. S., & Acuña Bustamante, J. H. (2020). *Procesos de Neutralización, Directo y por Etapas para Remover Metales del Drenaje Ácido de Mina - Algamarca, 2020*. Tesis de licenciatura, Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo. Obtenido de <http://repositorio.upagu.edu.pe/handle/UPAGU/1593>
- Ghafourian, K., Ismail, S., & Mohamed, Z. (2018). *Construction and Demolition Waste: Its Origins and Causes*. *Advanced Science Letters*, 24(6), 4132-4137. Obtenido de <https://www.researchgate.net/publication/324983975>
- Gitari, W. M., Petrik, L. F., Key, D. L., & Okujeni, C. (2011). *Interaction of acid mine drainage with Ordinary Portland Cement blended solid residues generated from active treatment of acid mine drainage with coal fly ash*. *Journal of Environmental Science and Health*, 46, pp. 117-137. doi:<https://doi.org/10.1080/10934529.2011.532423>
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, M. (2014). *Metodología de la Investigación* (6 ed.). México: Mc Graw Hill. doi:ISBN: 978-1-4562-2396-0
- Hsing-Jung , H., Atsushi, I., Viswanath Ravi Kumar Vadapalli, Henk Coetzee, Leslie Petrik, Jochen Petersen, & Tunde Ojumu. (2023). *Potential investigation of concrete fines as an alternative material: A novel neutralizer for acid mine drainage treatment*. *Environmental Technology & Innovation*, 29. doi:<https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102985>
- Jones, S., & Cetin, B. (2017). *Evaluation of waste materials for acid mine drainage remediation*. *Fuel*, 188, pp. 294–309. doi:<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016236116309656>
- Kourmpains, B., Papadopoulos, A., Moustakas, K., Stylianou, M., Haralambous, K., & Loizidou, M. (2008). *Preliminary study for the management of construction and demolition waste*. *Waste Management & Research*, 26(3), 267-275. doi:10.1177/0734242X07083344
- Li, Y., Duan, X., & Zhao, J. (2018). *Review on Construction and Demolition Waste for Potential Research Trends*. *International Journal of Architecture, Engineering and Construction*, 7(3), 1-13. doi:<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2021.111822>
- Liyanage, K., Waidyasekara, K., Mallawaarachchi, B., & Pandithawatta, T. (2019). *Origins of Construction and Demolition Waste Generation in the Sri Lankan Construction Industry*. *Proceedings of the World Conference on Waste Management*, 1, 1-8. doi:<https://doi.org/10.17501/26510251.2019.1101>

- López Pamo, E., Aduvire, O., & Baretino, D. (2002). *Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: Estado Actual y Perspectivas de Futuro*. Boletín Geológico y Minero, 113(1), 3-21. Obtenido de https://www.igme.es/Boletin/2002/113_1_2002/4-ARTICULO%20TRATAMIENTOS.pdf
- Mackie, A., & Walsh, M. (2015). *Investigation into the use of cement kiln dust in high density sludge (HDS) treatment of acid mine water*. Water Research(85), pp. 443-450. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.056>
- _____. (2012). *Bench-scale study of active mine water treatment using cement kiln dust (CKD) as a neutralization agent*. Water Research, 46, pp. 327-334. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.030>
- Martínez, E. A., Tobón, J. I., & Morales, J. G. (2014). *Coal acid mine drainage treatment using cement kiln dust*. DYNA, 81(186), pp. 87-93. doi:<https://www.redalyc.org/pdf/496/49631663011.pdf>
- MINEM. (7 de Setiembre de 2022). Resolución Ministerial N.º 335-2022-MINEM/DM. *Actualización del Inventario de Pasivos Ambientales Mineros aprobado mediante Resolución Ministerial N° 290-2006-MEM/DM*. Obtenido de https://www.gob.pe/institucion/minem/normas-legales/3456690-335-2022-minem-dm?fbclid=IwAR3k_yTg9f1x-2QV2REUSWwt8enCfd9vQRNVBCcr_2oRjpJHyBNg92Ik7x4
- _____. (06 de 07 de 2023). *Normas Técnicas Para Diseño Ambiental (Guías)*. Obtenido de *Guía Ambiental para el Manejo de Drenaje Acido de Minas*: <http://www.ingenieroambiental.com/4014/compendio-drenaje.pdf>
- Moncef Nehdi , & Amjad Tariq. (2007). *Stabilization of sulphidic mine tailings for prevention of metal release and acid drainage using cementitious materials: a review*. Journal of Environmental Engineering and Science, 6(4), pp. 423-436. doi:<https://cdnsiencepub.com/doi/abs/10.1139/s06-060>
- Montesinos León, M. I. (2017). *Caracterización de Efluentes de Mina para Elección de la Alternativa Óptima de Tratamiento*. Tesis de licenciatura, Pontificia Universidad Católica dle Perú. Obtenido de <https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/7885>
- Ñaupas Paitán, H., Mejía Mejía, E., Novoa Ramírez, E., & Villagómez Paucar, A. (2014). *Metodología de la investigación*. Bogotá, Colombia: Ediciones de la U.

- PALO FERNANDEZ, C. (2021). *Evaluación del tratamiento activo de drenajes ácidos de mina provenientes del distrito de Yarabamba, Arequipa*. Arequipa - Perú: Repositorio UNSA. Obtenido de <https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/2794260>
- Pérez , N., Schwarz, A., & Urrutia, H. (2017). *Tratamiento del Drenaje Ácido de Minas: Estudio de Reducción de Sulfato en Mezclas Orgánicas*. *Tecnologías y Ciencias del Agua*, 8(1), 53-64. Obtenido de <http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1294/1214>
- Pérez Peters, R. (2008). *Tratamientos de Drenaje Ácido de Minas División el Teniente - Codelco Chile*. Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso . Obtenido de http://opac.pucv.cl/pucv_txt/Txt-7500/UCI7507_01.pdf
- 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. Obtenido de https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest_02610/gnest_02610_published.pdf
- Sánchez Rial, J. E., & Ferreira Centeno, J. P. (2016). *Drenajes Ácidos de Mina: Alternativas de Tratamiento*. *Revista de Medio Ambiente y Minería*(1), 20-33. Obtenido de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522016000100003
- SANJUÁN BARBUDO, M. Á., & CHINCHÓN YEPES, S. (s.f.). *Introducción a la fabricación y normalización del cemento portland*. Alicante: UNE. Obtenido de <https://core.ac.uk/download/pdf/32322379.pdf>
- Sarmiento, M. A. (2014). *Estudio de la contaminación por drenajes ácidos de mina de las aguas superficiales en la cuenca del río Odiel (SO España)*. Universidad de Huelva, Huelva. Obtenido de <https://core.ac.uk/download/pdf/60657034.pdf>
- Sephton, M. G., & Webb, J. A. (2017). *Application of Portland cement to control acid mine drainage generation from waste rocks*. *Applied Geochemistry*, 81, pp.143-154. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.03.017>
- Shabalala, A. N., Ekolu, S. O., Diop, S., & Solomon, F. (2017). *Pervious concrete reactive barrier for removal of heavy metals from acid mine drainage – column study*. *Journal of Hazardous Materials*, 323, pp. 641-653. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.027>
- SPDA. (07 de 08 de 2024). *Áncash: adoptan medidas ante posible contaminación del río Santa por relaves mineros*. Actualidad ambiental. Obtenido de <https://www.actualid>

adambiental.pe/ancash-adoptan-medidas-ante-possible-contaminacion-del-rio-santa-por-relaves-mineros/

- Turingan, C. O., Singson, G., Melchor, B., Alorro, R., Beltran, A., & Orbecido, A. (2020). *Evaluation of Efficiencies of Locally Available Neutralizing Agents for Passive Treatment of Acid Mine Drainage*. *Minerals*, 10(10). doi:<https://doi.org/10.3390/min10100845>
- Yachachi-Elguera, A. I., Segovia-Luna Victoria, G. J., Orosco-Chiclla, N., & Iannacone, J. (2022). *Impacto de los residuos de construcción y demolición en la zona de reglamentación especial de los pantanos de villa de lima, Perú*. *PAIDEIA XXI*, pp. 263-276. doi:[doi:10.31381/paideiaxxi.v12i2.5033](https://doi.org/10.31381/paideiaxxi.v12i2.5033)
- Zamora Echenique, G., & Meza Duman, R. (2022). *Formación, prevención e innovación en el tratamiento de drenajes ácidos en operaciones mineras*. *Revista de Medio Ambiente Y Minería*, 7(1), 3-20. Obtenido de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522022000100001
- Zevallos Santivañez, J. F. (2016). *Estabilización del Drenaje Ácido de Mina (DAM) de la Empresa Paraíso Perdido Apata*. Tesis de maestría, Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo. Obtenido de <https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/4587/Zevallos%20S..pdf?sequence=1>

Anexos

Anexo 1: Informes de laboratorio	1
Anexo 2: Prueba de normalidad.....	15
Anexo 3: Panel fotográfico.....	17

Anexo 1: Informes de laboratorio

Informe de SGS.

	LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002										
INFORME DE ENSAYO MA2343781 Rev. 0											
INNODEVEL S.A.C											
JR. LOS LEONES NRO. 464 URB. SANTA MERCED CAJAMARCA - CAJAMARCA - CAJAMARCA											
ENV / LB-352720-020											
PROCEDENCIA : FISCAL											
Fecha de Recepción SGS : 21-12-2023											
Fecha de Ejecución : Del 21-12-2023 al 26-12-2023											
Muestreo Realizado Por : CLIENTE											
<table border="1"><thead><tr><th>Estación de Muestreo</th></tr></thead><tbody><tr><td>BL1-001</td></tr><tr><td>TC1-001</td></tr><tr><td>TC2-001</td></tr><tr><td>TC3-001</td></tr><tr><td>TC4-001</td></tr><tr><td>BL1-002</td></tr><tr><td>TC1-002</td></tr><tr><td>TC2-002</td></tr></tbody></table>			Estación de Muestreo	BL1-001	TC1-001	TC2-001	TC3-001	TC4-001	BL1-002	TC1-002	TC2-002
Estación de Muestreo											
BL1-001											
TC1-001											
TC2-001											
TC3-001											
TC4-001											
BL1-002											
TC1-002											
TC2-002											
Emitido por SGS del Perú S.A.C.											
Impreso el 26/12/2023											
											
Jade C. Huarcaya Soto C.B.P. 8471 Jefe de Oficina											
<small>"Este Informe de ensayo, al estar en el marco de la acreditación del INACAL-DA, se encuentra dentro del ámbito de reconocimiento multilateral/mutuo de los miembros firmantes de IAAC e ILAC"</small>											
<small>Página 1 de 10</small>											



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

Estación de Muestreo
TC3-002
TC4-002



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					BL-001	TC1-001
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					12:00:00	12:15:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metaloides Totales						
Aluminio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	115.274 ± 10.64	0.224 ± 0.020
Antimonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00013	0.30242 ± 0.25	0.00029 ± 0.0018
Arsénico Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	44.50557 ± 4.89	0.06774 ± 0.0075
Bario Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0152 ± 0.0014	0.3075 ± 0.028
Berilio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00008	0.01277 ± 0.0027	0.00025 ± 0.000050
Bismuto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.02015 ± 0.0042	+0.00003
Boro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.002	0.006	+0.006	0.033 ± 0.0040
Cadmio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	2.18356 ± 0.50	1.94472 ± 0.35
Calcio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.003	0.009	84.754 ± 8.47	1.061910 ± 106.19
Cerio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00008	0.00024	0.03430 ± 0.0029	0.01063 ± 0.00088
Cesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0229 ± 0.0038	0.0102 ± 0.0017
Cobalto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	1.30241 ± 0.12	0.02148 ± 0.003
Cobres Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	537.36431 ± 134.34	23.57618 ± 5.64
Cromo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0532 ± 0.013	+0.0003
Estaño Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.00426 ± 0.00081	+0.00010
Estroncio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.7851 ± 0.089	3.7155 ± 0.33
Fluoruro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.015	0.047	2.485 ± 0.70	+0.047
Gaio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00012	0.03366 ± 0.0027	+0.00012
Germanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	+0.0006	+0.0006
Hafnio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00015	+0.00015	+0.00015
Hierro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	1.122.5862 ± 89.81	184.3094 ± 14.74
Lantano Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	0.0154 ± 0.0042	0.0102 ± 0.0028
Litio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0235 ± 0.0021	0.0427 ± 0.0038
Lutecio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00085 ± 0.00018	+0.00008
Magnesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	23.334 ± 2.50	32.136 ± 3.86
Manganeso Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	5.49376 ± 0.35	4.93949 ± 0.35
Mercurio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	0.00142 ± 0.00040	+0.00009
Molibdeno Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00751 ± 0.0017	0.00017 ± 0.000040
Niobio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	+0.0015	+0.0015
Niquel Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.7508 ± 0.17	0.5143 ± 0.12
Plata Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.007810 ± 0.0012	0.001299 ± 0.00020
Plomo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0657 ± 0.0059	0.0059 ± 0.00010
Polonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.04	0.13	2.04 ± 0.16	16.98 ± 1.36
Rubidio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0003	0.0009	0.0215 ± 0.0022	0.0811 ± 0.0081
Selenio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.0185 ± 0.0038	0.0041 ± 0.00090
Silicio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.09	0.27	54.11 ± 8.49	36.75 ± 4.41
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.040	0.126	25.294 ± 3.035	17.191 ± 2.063
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.006	0.019	14.947 ± 1.60	27.257 ± 3.00
Talio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00324 ± 0.00075	0.00167 ± 0.00038
Tantalo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0007	0.0021	+0.0021	+0.0021
Teluro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	0.035 ± 0.0070	+0.003
torio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00019	0.01180 ± 0.00081	+0.00019
Titanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0082 ± 0.0011	0.0015 ± 0.00020
Uranio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.029431 ± 0.0053	0.000229 ± 0.000046
Vanadio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0523 ± 0.0078	+0.0003
Wolframio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.1830 ± 0.031	0.0027 ± 0.00050
Yterbio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00478 ± 0.0010	0.00031 ± 0.000070
Zinc Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0008	0.0026	68.4957 ± 6.85	42.6583 ± 4.27
Zirconio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00015	0.00045	0.00085 ± 0.00020	+0.00045

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC2-001	TC3-001
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					12:30:00	12:45:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metaloides Totales						
Aluminio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	0.040 ± 0.0040	0.178 ± 0.018
Antimonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00013	0.00747 ± 0.0021	0.01265 ± 0.0035
Arsénico Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.03826 ± 0.0042	0.07724 ± 0.0085
Bario Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.3043 ± 0.027	0.1791 ± 0.018
Berilio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00008	0.00007 ± 0.000010	+0.00008
Bismuto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	+0.00003	+0.00003



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



Registro H.F.E. - 002

**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC3-001	TC3-001
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					12:30:00	12:45:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metasles Totales						
Boro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.002	0.006	0.032 ± 0.0040	0.020 ± 0.0020
Cadmio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.05061 ± 0.22	0.00430 ± 0.0010
Calcio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.003	0.009	1,144.061 ± 114.41	1,182.190 ± 118.22
Cerio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00024	0.00143 ± 0.00012	+0.00024
Cesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.00091 ± 0.00015	0.0009 ± 0.0012
Cobalto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.70069 ± 0.063	0.00414 ± 0.00037
Cobre Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	1.78996 ± 0.45	0.15917 ± 0.040
Cromo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	+0.0003	+0.0003
Estafío Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	+0.00010	0.00034 ± 0.000060
Estroncio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	4.0057 ± 0.36	4.0299 ± 0.36
Fluoruro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.015	0.047	+0.047	+0.047
Galio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0012	+0.00012	0.00053 ± 0.000040
Germanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	+0.0006	+0.0006
Hafnio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00015	+0.00015	+0.00015
Hierro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	96.8574 ± 7.75	1.3300 ± 0.090
Lantano Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	0.0015 ± 0.00040	+0.0015
Litio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0441 ± 0.0040	0.0478 ± 0.0043
Lutecio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	+0.00006	+0.00006
Magnesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	31.457 ± 3.77	27.546 ± 3.31
Manganeso Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	4.54856 ± 0.32	0.56528 ± 0.040
Mercurio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	+0.00009	+0.00009
Molibdeno Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00030 ± 0.000070	0.00434 ± 0.0010
Niobio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	+0.0015	+0.0015
Niquel Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.3994 ± 0.092	0.0051 ± 0.0012
Plata Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.000905 ± 0.00014	0.000654 ± 0.000098
Plomo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	+0.0006	+0.0006
Plutonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.04	0.13	18.73 ± 1.90	22.50 ± 1.80
Rubidio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0003	0.0009	0.0852 ± 0.0088	0.0037 ± 0.0004
Selenio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.0040 ± 0.0011	0.0075 ± 0.0017
Silicio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.03	0.27	21.83 ± 2.82	1.87 ± 0.19
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.040	0.128	10.203 ± 1.22	0.736 ± 0.088
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.006	0.019	29.499 ± 3.25	31.363 ± 3.45
Talio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00131 ± 0.00030	0.00062 ± 0.00014
Tantalo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0007	0.0021	+0.0021	+0.0021
Teluro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	+0.003	+0.003
Torio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00019	+0.00019	+0.00019
Titanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0011 ± 0.00010	0.0006 ± 0.00010
Uranio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.000055 ± 0.000012	0.000451 ± 0.000095
Vanadio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	+0.0003	+0.0003
Wolframio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0016 ± 0.00030	0.0042 ± 0.00070
Yterbio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	+0.00006	+0.00006
Zinc Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0006	0.0026	14.5962 ± 1.46	0.0185 ± 0.0019
Zirconio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00015	0.00045	+0.00045	+0.00045

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC4-001	BL1-002
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					13:00:00	14:40:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metasles Totales						
Aluminio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	0.813 ± 0.073	106.530 ± 9.77
Antimonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00013	0.01188 ± 0.0033	0.88519 ± 0.25
Arsenico Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.02701 ± 0.0030	43.01886 ± 4.73
Bario Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.1206 ± 0.012	0.0102 ± 0.0014
Berilio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	+0.00006	0.01300 ± 0.0027
Bismuto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	+0.00003	0.01970 ± 0.0041
Boro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.002	0.006	0.027 ± 0.0030	+0.006
Cadmio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.00040 ± 0.000090	2.21145 ± 0.51
Calcio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.003	0.009	1,194.452 ± 119.44	85.487 ± 8.95
Cerio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00008	0.00024	+0.00024	0.53408 ± 0.0028
Cesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0067 ± 0.0011	0.0221 ± 0.0038
Cobalto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.00039 ± 0.000040	1.27111 ± 0.11

**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC4-001	DL1-002
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					13:00:00	14:40:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metaloides Totales						
Cobre Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	0.04563 ± 0.011	546.02114 ± 136.51
Cromo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	<0.0003	0.0544 ± 0.014
Estañio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.00032 ± 0.000060	0.00381 ± 0.00072
Estroncio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	4.0187 ± 0.36	0.7872 ± 0.069
Fósforo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.015	0.047	<0.047	2.378 ± 0.67
Gaio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00012	0.00247 ± 0.00020	0.00349 ± 0.0027
Germanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	<0.0006	<0.0006
Hafnio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00015	<0.00015	<0.00015
Hierro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.1546 ± 0.012	1.0994789 ± 87.96
Lantano Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	<0.0015	0.0194 ± 0.0042
Litio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0480 ± 0.0043	0.0208 ± 0.0019
Lutecio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	<0.00006	0.00060 ± 0.00017
Magnesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	23.292 ± 2.79	21.985 ± 2.04
Manganeso Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.06633 ± 0.0046	5.09063 ± 0.36
Mercurio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	0.00012 ± 0.000030	0.00139 ± 0.00039
Molibdeno Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00096 ± 0.00020	0.00784 ± 0.0018
Niobio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	<0.0015	<0.0015
Niquel Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0010 ± 0.00020	0.7248 ± 0.17
Plata Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.000720 ± 0.00011	0.005833 ± 0.00088
Plomo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	<0.0006	0.0607 ± 0.0055
Protactinio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.04	0.13	27.37 ± 2.19	1.88 ± 0.15
Rubidio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0003	0.0009	0.0980 ± 0.0095	0.0215 ± 0.0022
Selenio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.0063 ± 0.0014	0.0170 ± 0.0039
Silicio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.09	0.27	0.80 ± 0.10	50.39 ± 6.09
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.040	0.128	0.374 ± 0.045	23.555 ± 2.83
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.006	0.019	32.136 ± 3.53	14.758 ± 1.82
Talio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00039 ± 0.000060	0.00329 ± 0.00076
Tantalo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0007	0.0021	<0.0021	<0.0021
Teluro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	<0.003	0.034 ± 0.0070
Torio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00008	0.00024	<0.00024	0.00083 ± 0.00026
Tiario Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	<0.0006	0.0080 ± 0.0010
Uranio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.00057 ± 0.00012	0.024468 ± 0.0021
Vanadio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	<0.0003	0.0509 ± 0.0076
Wolframio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0113 ± 0.0019	0.7771 ± 0.030
Yterbio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	<0.00006	0.00456 ± 0.00096
Zinc Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0008	0.0026	0.0537 ± 0.00540	66.0169 ± 6.60
Zirconio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00015	0.00045	<0.00045	0.00559 ± 0.0014

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC1-002	TC3-002
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					14:40:00	14:30:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metaloides Totales						
Aluminio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	0.278 ± 0.025	0.037 ± 0.0030
Antimonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00013	0.00646 ± 0.0018	0.00734 ± 0.0021
Arsénico Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.07444 ± 0.0062	0.03721 ± 0.0041
Bario Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.3082 ± 0.028	0.2966 ± 0.027
Berilio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00020 ± 0.000040	0.00010 ± 0.000020
Bismuto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	<0.00003	<0.00003
Boro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.002	0.006	0.032 ± 0.0040	0.027 ± 0.0030
Cadmio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	1.52747 ± 0.35	0.94280 ± 0.22
Calcio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.003	0.009	1.864880 ± 106.47	1.143.890 ± 114.39
Cerio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00024	0.01082 ± 0.00086	0.00129 ± 0.00011
Cesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0099 ± 0.0017	0.0060 ± 0.0015
Cobalto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.91107 ± 0.082	0.88535 ± 0.082
Cobro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	23.36522 ± 5.84	1.79819 ± 0.45
Cromo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	<0.0003	<0.0003
Estañio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	<0.00010	<0.00010
Estroncio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	3.7563 ± 0.34	4.0258 ± 0.36
Fósforo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.015	0.047	<0.047	<0.047
Gaio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00012	<0.00012	<0.00012



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



Registro N° LE - 002

**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC1-002	TC3-002
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					14:43:00	14:30:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metaloides Totales						
Germanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	+0.0006	+0.0006
Hafnio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00015	+0.00015	+0.00015
Hierro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	179.9885 ± 14.40	84.6777 ± 7.57
Lantano Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	0.0102 ± 0.0028	0.0016 ± 0.00040
Litio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0403 ± 0.0036	0.0420 ± 0.0036
Lutecio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	+0.00006	+0.00006
Magnesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	31.527 ± 3.78	30.926 ± 3.71
Manganeso Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	4.75078 ± 0.33	4.46362 ± 0.31
Mercurio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	+0.00009	+0.00009
Molibdeno Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00023 ± 0.000050	0.00023 ± 0.000050
Niobio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	+0.0015	+0.0015
Niquel Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	-0.5227 ± 0.12	0.4503 ± 0.092
Plata Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.001506 ± 0.00023	0.000710 ± 0.00011
Riomo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0009 ± 0.00010	+0.0008
Rotacio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.04	0.13	15.95 ± 1.28	18.07 ± 1.45
Rubidio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0003	0.0009	0.0810 ± 0.0081	0.0858 ± 0.0080
Selenio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.0045 ± 0.0010	0.0053 ± 0.0012
Silicio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.09	0.27	34.80 ± 4.16	20.94 ± 2.51
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.040	0.128	16.268 ± 1.95	9.788 ± 1.17
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.008	0.019	26.496 ± 2.91	28.824 ± 3.17
Talio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00153 ± 0.00035	0.00121 ± 0.00028
Tantalo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0007	0.0021	+0.0021	+0.0021
Teluro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	+0.003	+0.003
Torio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00006	0.00019	+0.00019	+0.00019
Titanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0016 ± 0.00020	0.0011 ± 0.00010
Uranio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.000256 ± 0.000054	0.000060 ± 0.000013
Vanadio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	+0.0003	+0.0003
Volframio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	0.0025 ± 0.00040	0.0015 ± 0.00030
Yterbio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00036 ± 0.000080	+0.00006
Zinc Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00058	0.0026	41.8172 ± 4.18	14.3758 ± 1.44
Zirconio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00015	0.00045	+0.00045	+0.00045

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC3-002	TC4-002
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					14:55:00	15:00:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metaloides Totales						
Aluminio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	0.124 ± 0.012	0.892 ± 0.080
Antimonio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00013	0.01287 ± 0.0036	0.01179 ± 0.0033
Arsenico Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.05609 ± 0.0062	0.02943 ± 0.0027
Bario Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.1903 ± 0.017	0.1343 ± 0.012
Berilio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	+0.00006	+0.00006
Bismuto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	+0.00003	+0.00003
Boro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.002	0.006	0.021 ± 0.0030	0.028 ± 0.0030
Cadmio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.00826 ± 0.0012	0.00034 ± 0.000060
Calcio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.003	0.009	1.180.821 ± 118.082	1.235.640 ± 123.56
Cerio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00024	+0.00024	+0.00024
Cesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0073 ± 0.0012	0.0089 ± 0.0012
Cobalto Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00001	0.00003	0.00439 ± 0.00040	0.00038 ± 0.000030
Cobre Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	0.10956 ± 0.027	0.04493 ± 0.011
Cromo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	+0.0003	+0.0003
Estadio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.00032 ± 0.000060	0.00041 ± 0.000060
Estroncio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	4.2809 ± 0.39	4.2058 ± 0.38
Fosforo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.015	0.047	+0.047	+0.047
Gaio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00004	0.00012	0.00050 ± 0.000040	0.00045 ± 0.00020
Germanio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0006	+0.0006	+0.0006
Hafnio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00005	0.00015	+0.00015	+0.00015
Hierro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.7741 ± 0.082	0.1449 ± 0.012
Lantano Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	+0.0015	+0.0015
Litio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	0.0477 ± 0.0043	0.0483 ± 0.0043
Lutecio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	+0.00006	+0.00006



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					TC3-002	TC4-002
FECHA DE MUESTREO					19/12/2023	19/12/2023
HORA DE MUESTREO					14:55:00	15:00:00
CATEGORÍA					AGUA RESIDUAL	AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORÍA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre	Resultado ± Incertidumbre
Metales Totales						
Magnesio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	27.950 ± 3.36	23.950 ± 2.85
Manganeso Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00010	0.56504 ± 0.040	0.06087 ± 0.0043
Mercurio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00003	0.00009	<0.00009	0.00015 ± 0.000040
Molibdeno Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00485 ± 0.0011	0.00949 ± 0.0022
Niobio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0005	0.0015	<0.0015	<0.0015
Níquel Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0005	0.0046 ± 0.0011	0.0009 ± 0.00020
Plata Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.000702 ± 0.00011	0.000475 ± 0.000071
Plomo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0005	<0.0005	<0.0005
Potasio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.04	0.13	23.49 ± 1.86	27.96 ± 2.24
Rubidio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0003	0.0009	0.0993 ± 0.0099	0.1009 ± 0.010
Selenio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0004	0.0013	0.0080 ± 0.0018	0.0074 ± 0.0017
Silicio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.09	0.27	1.71 ± 0.21	0.57 ± 0.070
Silicio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.040	0.128	0.801 ± 0.096	0.265 ± 0.032
Sodio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.006	0.019	32.948 ± 3.56	33.197 ± 3.65
Talio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	0.00065 ± 0.00015	0.00039 ± 0.000090
Tantalo Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0007	0.0021	<0.0021	<0.0021
Teluro Total	EW EPA200.8	mg/L	0.001	0.003	<0.003	<0.003
Torio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00008	0.00019	<0.00019	<0.00019
Tiurano Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0005	0.0008 ± 0.00010	<0.0005
Uranio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.000003	0.000010	0.000492 ± 0.00010	0.000091 ± 0.000013
Vanadio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0001	0.0003	<0.0003	<0.0003
Wolframio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0002	0.0005	0.0044 ± 0.00070	0.0117 ± 0.0020
Yterbio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00002	0.00006	<0.00006	<0.00006
Zinc Total	EW EPA200.8	mg/L	0.0006	0.0025	0.0136 ± 0.0014	0.0031 ± 0.00030
Zirconio Total	EW EPA200.8	mg/L	0.00015	0.00045	<0.00045	<0.00045



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

CONTROL DE CALIDAD

LC: Límite de cuantificación
MB: Blanco del proceso.
LCS %Recovery: Porcentaje de recuperación del patrón de proceso.
MS %Recovery: Porcentaje de recuperación de la muestra adicionada.
MSD %RPD: Diferencia Porcentual Relativa entre los duplicados de la muestra adicionada.
Dup %RPD: Diferencia Porcentual Relativa entre los duplicados del proceso.

Parámetro	Unidad	LC	MB	DUP %RPD	LCS %Recovery	MS %Recovery	MSD %RPD
Aluminio Total	mg/L	0.003	+0.003	1%	95 - 96%	93 - 97%	1%
Antimonio Total	mg/L	0.0013	+0.0013	0%	94 - 96%	95 - 97%	5%
Arsénico Total	mg/L	0.00010	+0.00010	0%	95 - 102%	95 - 109%	3%
Bario Total	mg/L	0.0003	+0.0003	3%	93 - 96%	95 - 101%	2%
Berilio Total	mg/L	0.00006	+0.00006	0%	94 - 102%	98 - 108%	7%
Bismuto Total	mg/L	0.00003	+0.00003	0%	97 - 99%	98 - 105%	4%
Boro Total	mg/L	0.006	+0.006	1%	95 - 102%	95 - 101%	2%
Cadmio Total	mg/L	0.00003	+0.00003	4%	95 - 96%	95 - 99%	2%
Calcio Total	mg/L	0.009	+0.009	0%	97 - 106%	100 - 103%	12%
Cesio Total	mg/L	0.00024	+0.00024	7%	95 - 99%	104 - 105%	3%
Cesio Total	mg/L	0.0003	+0.0003	3%	101 - 104%	92 - 105%	3%
Cobalto Total	mg/L	0.00003	+0.00003	3%	92%	93 - 98%	3%
Cobre Total	mg/L	0.00009	+0.00009	5%	96 - 97%	92 - 101%	1%
Cromo Total	mg/L	0.0003	+0.0003	0%	91 - 93%	95 - 98%	0%
Estaño Total	mg/L	0.00010	+0.00010	0%	92 - 96%	95 - 100%	2%
Fluoruro Total	mg/L	0.0006	+0.0006	2%	98 - 105%	92 - 105%	1%
Plataform Total	mg/L	0.047	+0.047	0%	98 - 102%	95 - 105%	2%
Gaio Total	mg/L	0.00012	+0.00012	0%	95 - 99%	101 - 102%	6%
Germanio Total	mg/L	0.0006	+0.0006	0%	104 - 106%	99 - 101%	4%
Hafnio Total	mg/L	0.00015	+0.00015	0%	99 - 105%	91 - 109%	5%
Hierro Total	mg/L	0.0013	+0.0013	3%	97 - 99%	89%	4%
Lantano Total	mg/L	0.0015	+0.0015	0%	97 - 99%	99 - 107%	5%
Litio Total	mg/L	0.0003	+0.0003	2%	92 - 99%	93 - 99%	3%
Litio Total	mg/L	0.00006	+0.00006	0%	98 - 106%	106 - 108%	3%
Magnesio Total	mg/L	0.003	+0.003	2%	92 - 96%	95 - 100%	1%
Manganeso Total	mg/L	0.00010	+0.00010	4%	96 - 97%	99 - 104%	2%
Mercurio Total	mg/L	0.00009	+0.00009	0%	96 - 96%	98%	1%
Molibdeno Total	mg/L	0.00006	+0.00006	0%	100%	93 - 99%	1%
Niobio Total	mg/L	0.0015	+0.0015	0%	104 - 106%	92 - 102%	0%
Niquel Total	mg/L	0.0006	+0.0006	5%	91 - 95%	95 - 101%	1%
Plata Total	mg/L	0.000010	+0.000010	0%	95 - 96%	94 - 99%	3%
Plomo Total	mg/L	0.0006	+0.0006	0%	92 - 96%	95 - 100%	1%
Potasio Total	mg/L	0.13	+0.13	1%	94 - 100%	95 - 97%	0%
Rubidio Total	mg/L	0.0009	+0.0009	1%	106 - 107%	104 - 105%	3%
Selenio Total	mg/L	0.0013	+0.0013	0%	92 - 102%	91 - 100%	2%
Silice Total	mg/L	0.27	+0.27	5%	94 - 95%	92%	4%
Silicio Total	mg/L	0.128	+0.128	5%	93 - 95%	92%	4%
Sodio Total	mg/L	0.019	+0.019	4%	101 - 103%	101 - 105%	1%
Talio Total	mg/L	0.00006	+0.00006	0%	97 - 98%	96 - 104%	5%
Tantalo Total	mg/L	0.0021	+0.0021	0%	94 - 96%	101 - 103%	4%
Talio Total	mg/L	0.003	+0.003	0%	101 - 104%	94 - 103%	13%
Tiomo Total	mg/L	0.00019	+0.00019	0%	94 - 95%	96%	3%
Tilario Total	mg/L	0.0006	+0.0006	0%	98%	95 - 101%	3%
Uranio Total	mg/L	0.000010	+0.000010	0%	101%	99 - 100%	3%
Vanadio Total	mg/L	0.0003	+0.0003	0%	101%	95 - 97%	2%
Wolframio Total	mg/L	0.0006	+0.0006	0%	98 - 99%	99 - 104%	4%
Yterbio Total	mg/L	0.00006	+0.00006	0%	99 - 101%	99 - 107%	6%
Zinc Total	mg/L	0.0026	+0.0026	0%	97 - 104%	98 - 99%	6%
Zirconio Total	mg/L	0.00045	+0.00045	0%	100 - 104%	104%	0%



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

REFERENCIAS DE MÉTODOS DE ENSAYO

Referencia	Sede	Parámetro	Método de Ensayo
EW_EPA200_8	Callao	Metales Totales	EPA- Method 200.8 Rev. 5.4, 1994. Determination of trace elements in water and wastes by Inductively Coupled Plasma-Mass spectrometry, 2015 (VALIDADO – Aplicado fuera del alcance)



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002**



**INFORME DE ENSAYO
MA2343781 Rev. 0**

NOTAS

Notas:
El reporte de tiempo se realiza en el sistema horario de 24 horas.
Las muestras recibidas cumplen con las condiciones necesarias para la realización de los análisis solicitados.
(*) Los resultados obtenidos corresponden a métodos que no han sido acreditados por el INACAL-DA.

"Este Informe de ensayo, al estar en el marco de la acreditación del INACAL-DA, se encuentra dentro del ámbito de reconocimiento multilateral/mutuo de los miembros firmantes de IAAC e ILAC"

Este documento es emitido bajo las Condiciones Generales de Servicio de SGS del Perú S.A.C., las cuales se encuentran descritas en la página <http://www.sgs.pe/es-ES/Terms-and-Conditions.aspx>. Son especialmente importantes las disposiciones sobre limitación de responsabilidad, pago de indemnizaciones y jurisdicción definidas en dichas Condiciones Generales de Servicio, su alteración o su uso indebido constituye un delito contra la fe pública y se regula por las disposiciones civiles y penales de la materia; queda prohibida la reproducción total o parcial, salvo autorización escrita de SGS del Perú S.A.C.

Los resultados del informe de ensayo sólo son válidos para la(s) muestra(s) ensayada(s); no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. La compañía no es responsable del origen o fuente de la cual las muestras han sido tomadas y de la información proporcionada por el cliente.

Última Revisión Enero 2022



LABORATORIO DE ENSAYOS INNODEVEL

INFORME DE ENSAYO N° IE1912230900
REV. 00

DATOS DEL CLIENTE

Solicitante: JEREME JESÚS VELÁSQUEZ LÓPEZ
RUC / DNI:
Dirección fiscal:
Representante:
Correo Electronico:
Teléfono: 957 233 587
Proyecto: "Eficacia del residuo de concreto en la remoción de hierro, cobre, arsénico y zinc del drenaje ácido de mina – Algamarca, 2023."

CONTROL DEL LABORATORIO

Fecha de recepción: 19/12/2023
Fecha de ejecución: 19/12/2023
Fecha de reporte: 26/12/2023
Cadena de custodia: ---

MUESTREO

Muestreo realizado por: Innodevel
N° de muestras: 10
Procedencia: Agua residual industrial - Unidad Minera Nivel V

ESTACIÓN DE MUESTREO	
BL1-001	BL1-002
TC1-001	TC1-002
TC2-001	TC2-002
TC3-001	TC3-002
TC4-001	TC4-002

Manuel A. Zolsa Sangay
CIP: 274132
Encargado de laboratorio ambiental

Jefe del Laboratorio de Ensayos

RESULTADOS

IDENTIFICACIÓN CLIENTE			BL1-001		TC1-001	
IDENTIFICACIÓN LABORATORIO			19-1201		19-1202	
FECHA DE MUESTREO			19/12/2023		19/12/2023	
HORA DE MUESTREO			09:00		09:10	
MATRIZ			ARI		ARI	
PARÁMETRO	UNIDAD	LC	RESULTADO	D5	RESULTADO	D5
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	---	2.27	± 0.01	5.08	± 0.40

IDENTIFICACIÓN CLIENTE			TC2-001		TC3-001	
IDENTIFICACIÓN LABORATORIO			19-1203		19-1204	
FECHA DE MUESTREO			19/12/2023		19/12/2023	
HORA DE MUESTREO			09:20		09:30	
MATRIZ			ARI		ARI	
PARÁMETRO	UNIDAD	LC	RESULTADO	D5	RESULTADO	D5
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	---	5.38	± 0.27	6.35	± 0.12

IDENTIFICACIÓN CLIENTE			TC4-001		BL1-002	
IDENTIFICACIÓN LABORATORIO			19-1205		19-1206	
FECHA DE MUESTREO			19/12/2023		19/12/2023	
HORA DE MUESTREO			09:40		15:00	
MATRIZ			ARI		ARI	
PARÁMETRO	UNIDAD	LC	RESULTADO	D5	RESULTADO	D5
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	---	7.89	± 0.40	2.29	± 0.02

IDENTIFICACIÓN CLIENTE			TC1-002		TC2-002	
IDENTIFICACIÓN LABORATORIO			19-1207		19-1208	
FECHA DE MUESTREO			19/12/2023		19/12/2023	
HORA DE MUESTREO			15:10		15:20	
MATRIZ			ARI		ARI	
PARÁMETRO	UNIDAD	LC	RESULTADO	D5	RESULTADO	D5
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	---	4.39	± 0.09	5.78	± 0.21

RESULTADOS

IDENTIFICACIÓN CLIENTE			TC3-002	TC4-002		
IDENTIFICACIÓN LABORATORIO			19-1209	19-1210		
FECHA DE MUESTREO			19/12/2023	19/12/2023		
HORA DE MUESTREO			15:30	15:40		
MATRIZ			ARI		ARI	
PARÁMETRO	UNIDAD	LC	RESULTADO	DS	RESULTADO	DS
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	---	7.30	± 0.98	9.81	± 0.23

REFERENCIA DE MÉTODOS DE ENSAYO

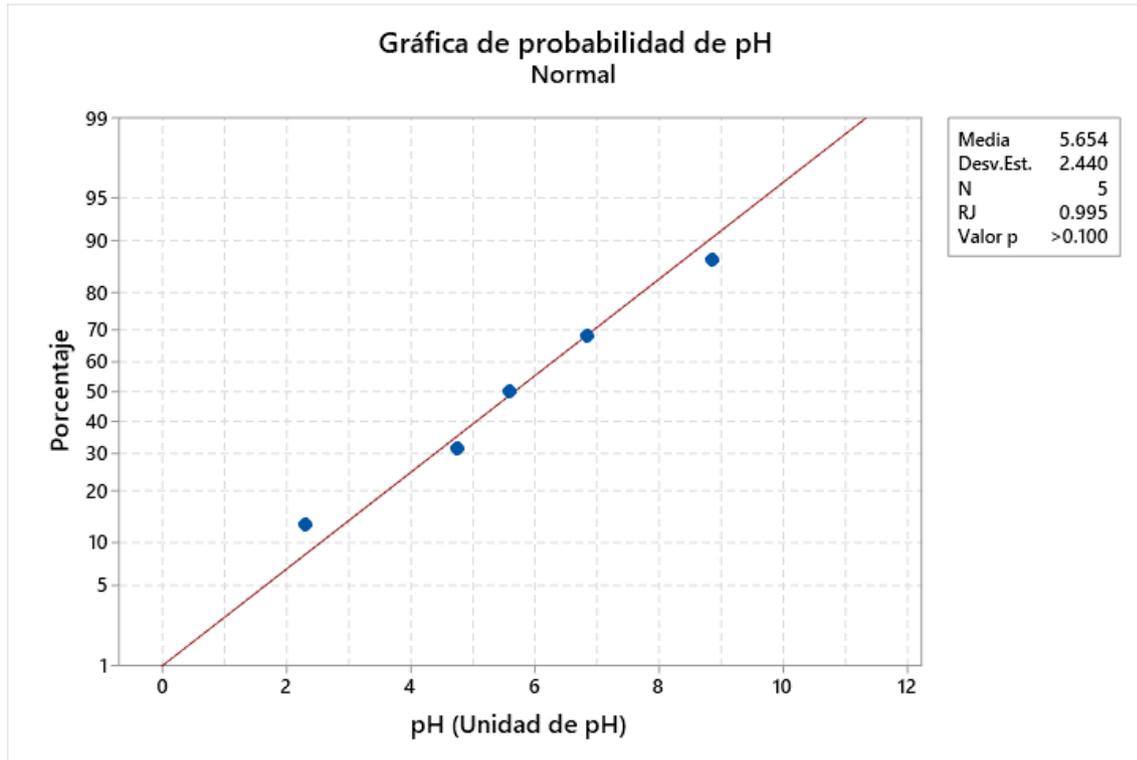
Referencia	Parámetro	Método de ensayo
4500 -H+ B. Electrometric Method. SM Ed. 23th.	pH	LE-ME-001

OBSERVACIONES

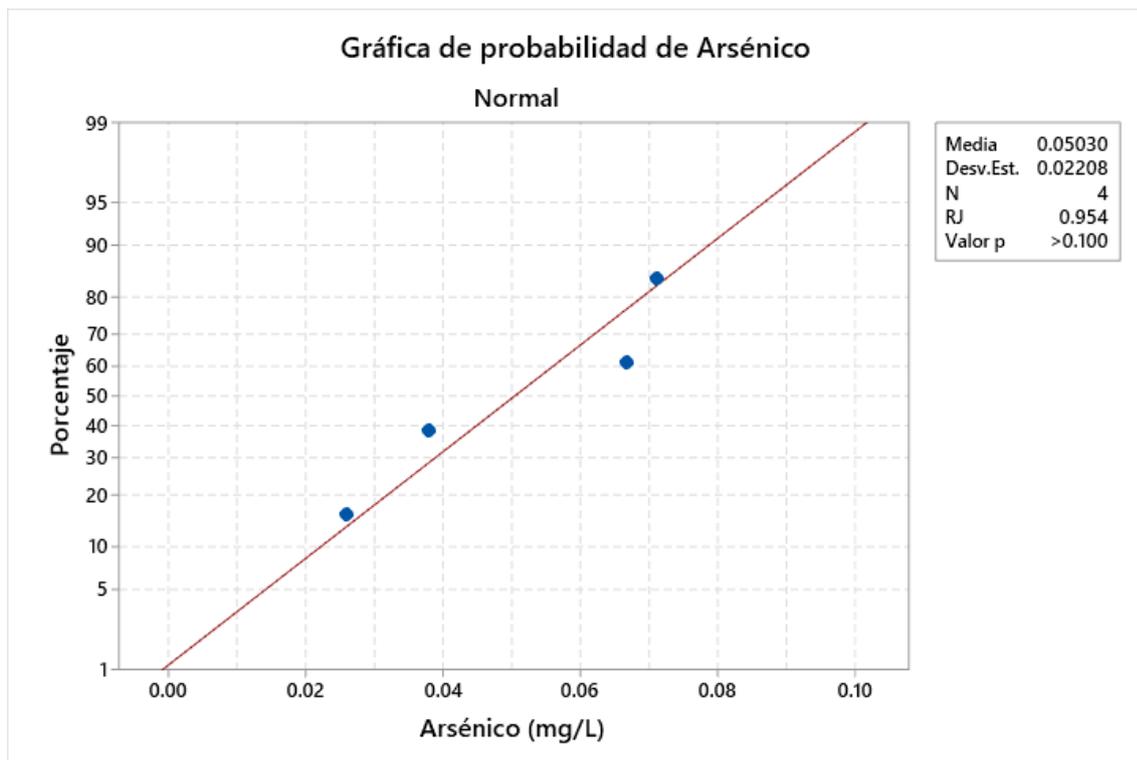
--

Anexo 2: Prueba de normalidad

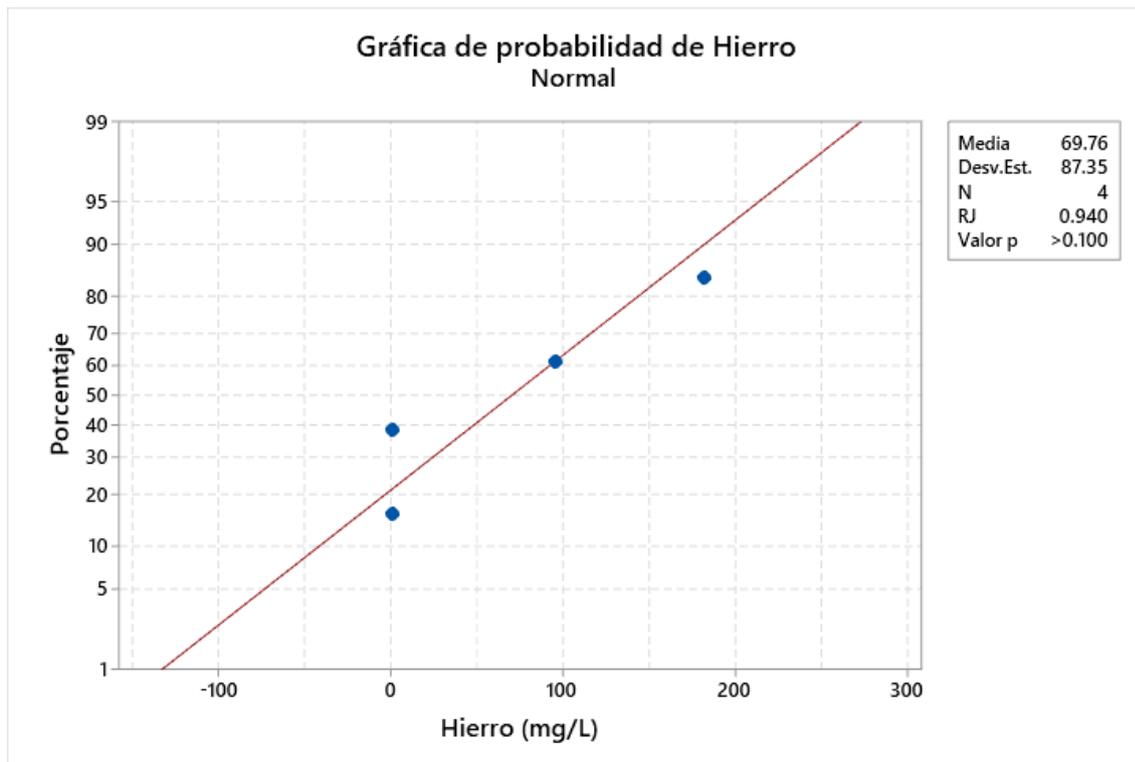
Prueba de normalidad para pH.



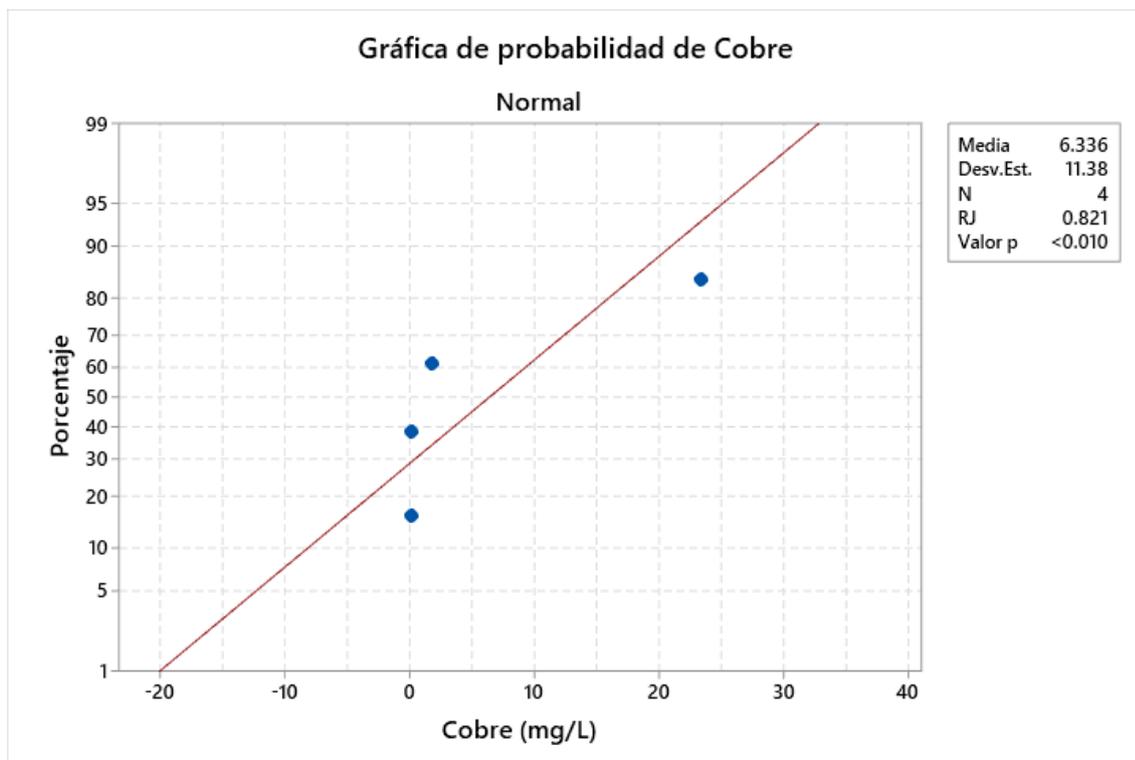
Prueba de normalidad para el As.



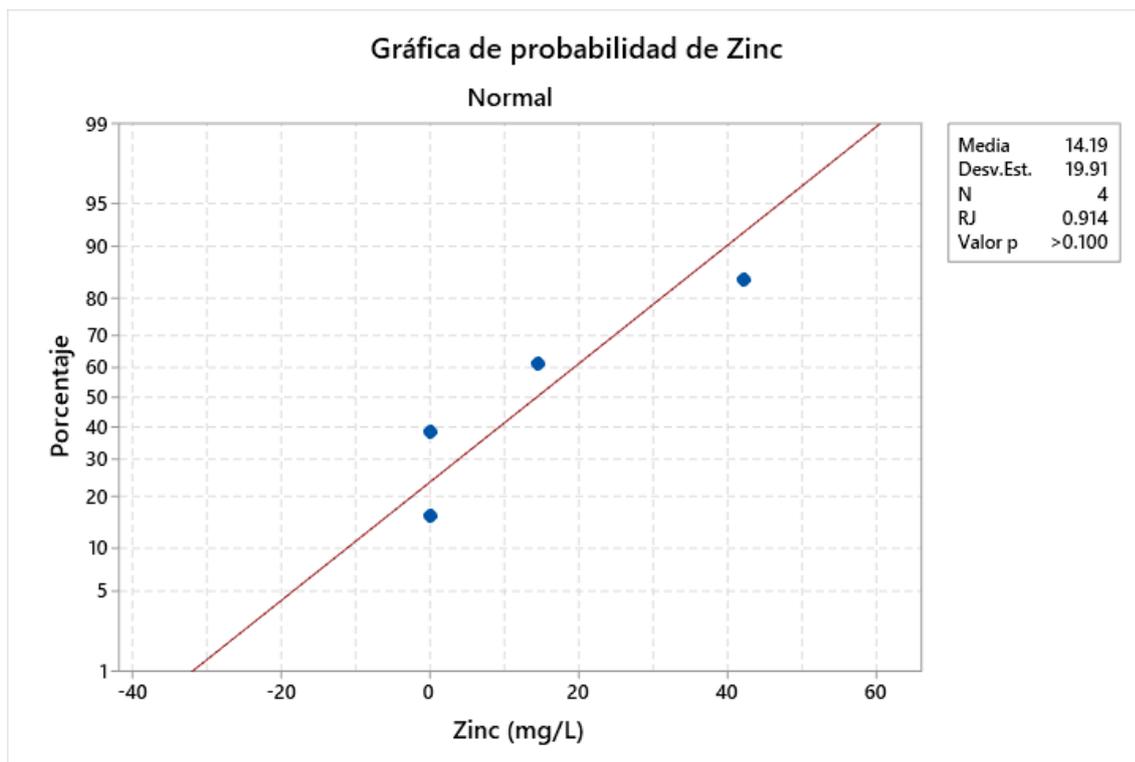
Prueba de normalidad para el Fe.



Prueba de normalidad para el Cu.



Prueba de normalidad para el Zn.



Anexo 3: Panel fotográfico.

Lugar de monitoreo: Unidad Minera Nivel V – Algamarca.



Bocamina.



Toma de muestra





Rotulado de muestra.



Trituración del RCD.



Cernido del RCD



Llenado de DAM en vasos de precipitación.

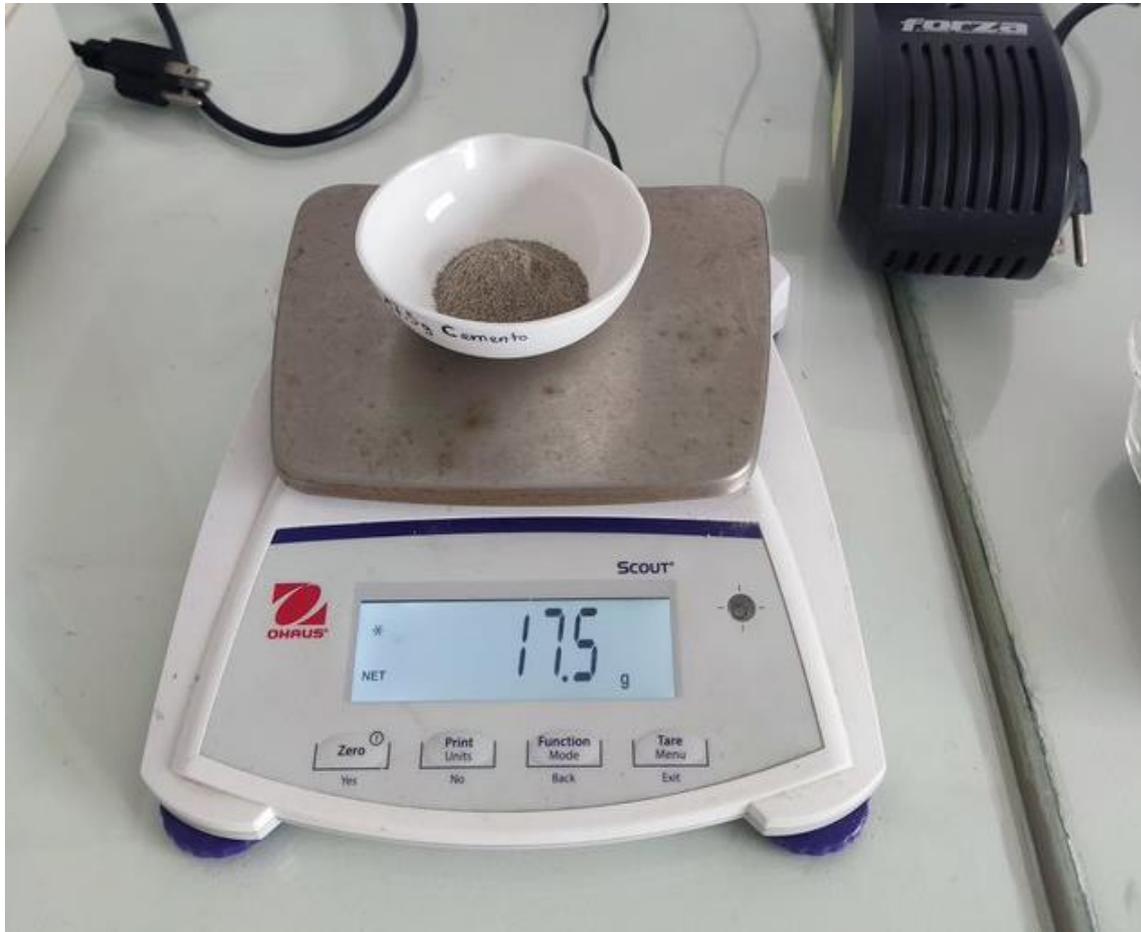


Medición inicial de pH.



Pesado de RCD







Colocación de DAM al Jar test.



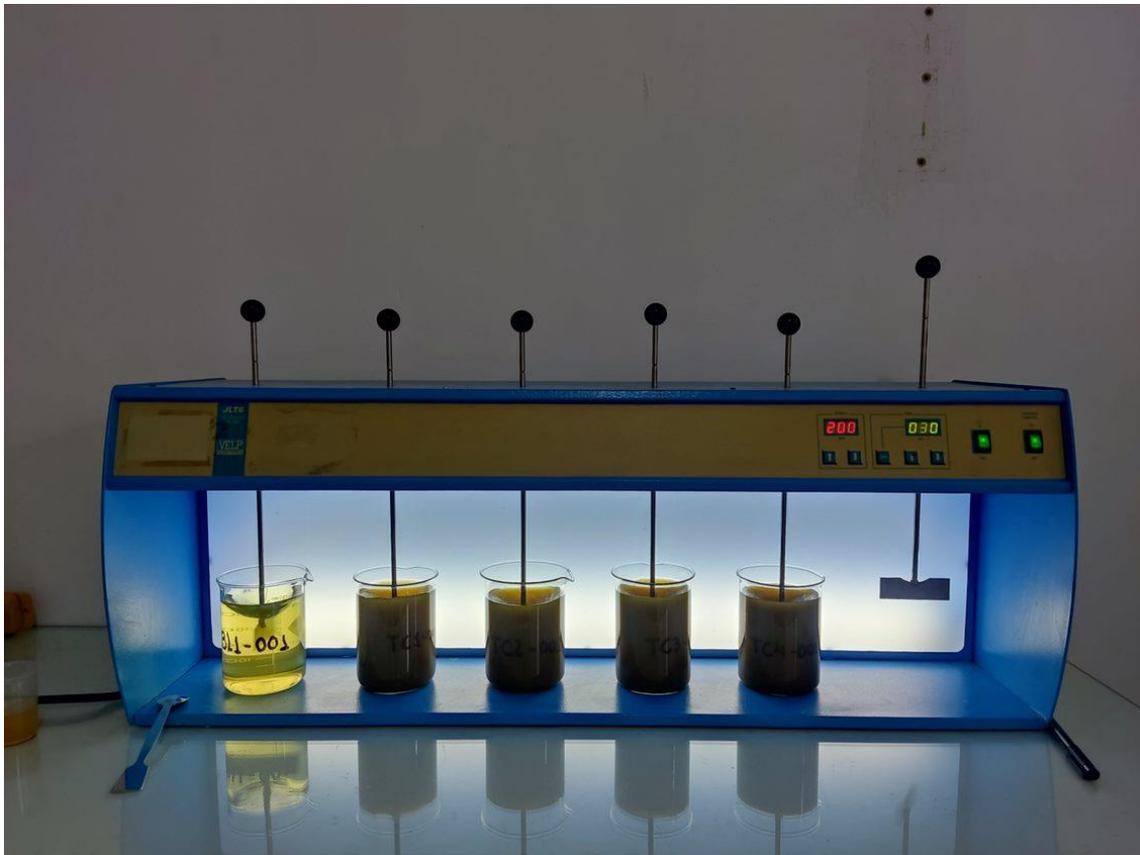
Echada de RCD al vaco con DAM.







Agitación programa en el Jar test.

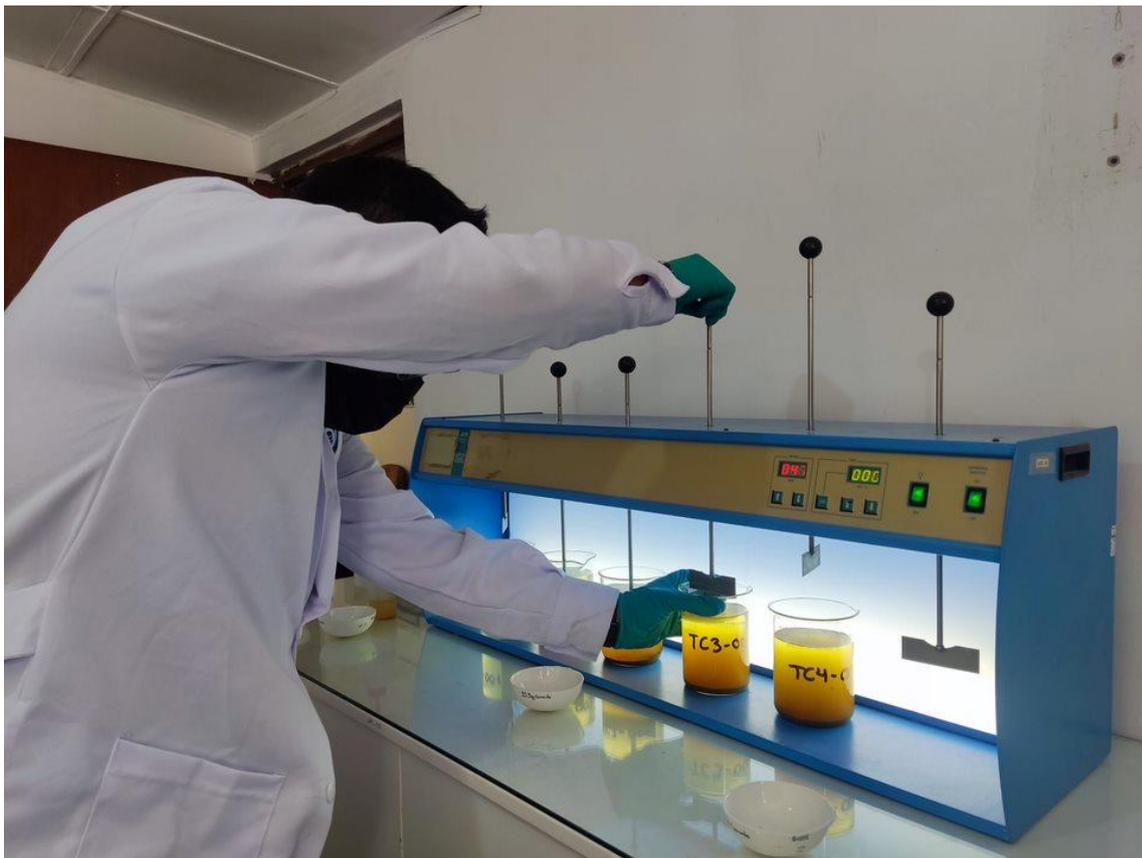




Acondicionamiento y experimentación de la segunda réplica.

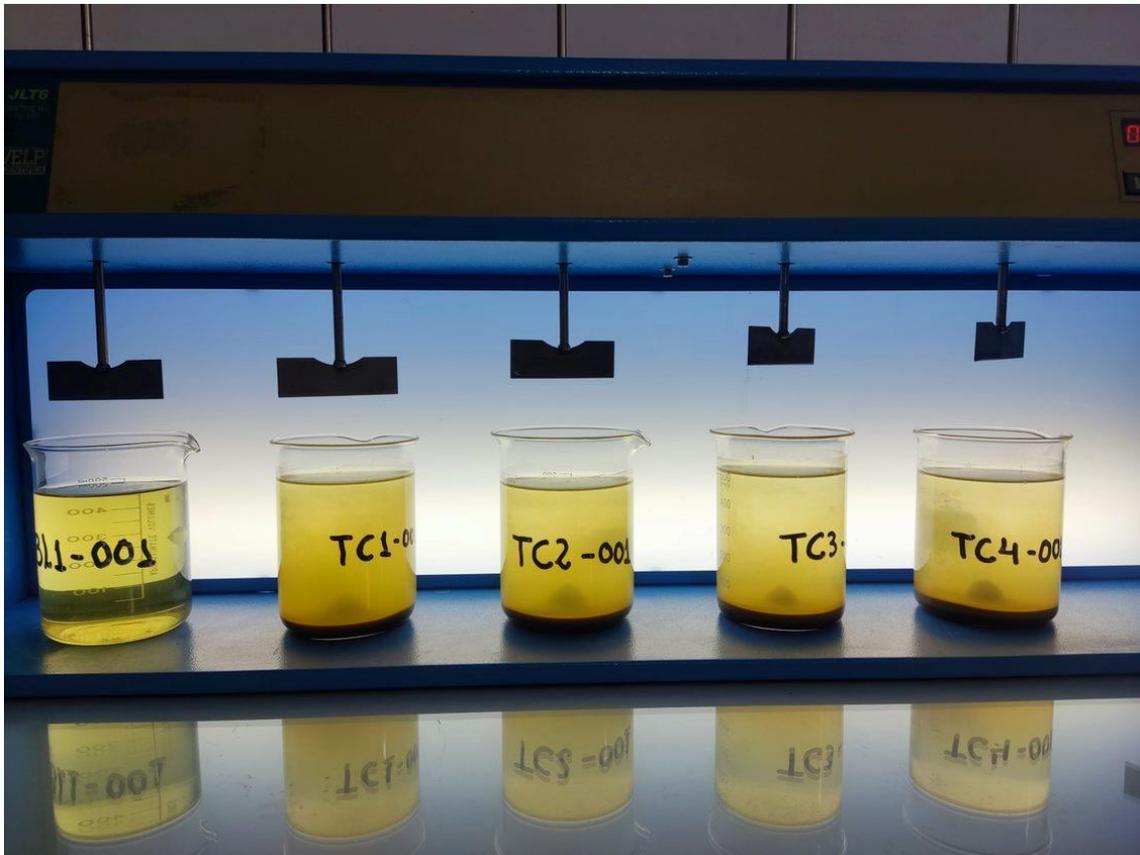


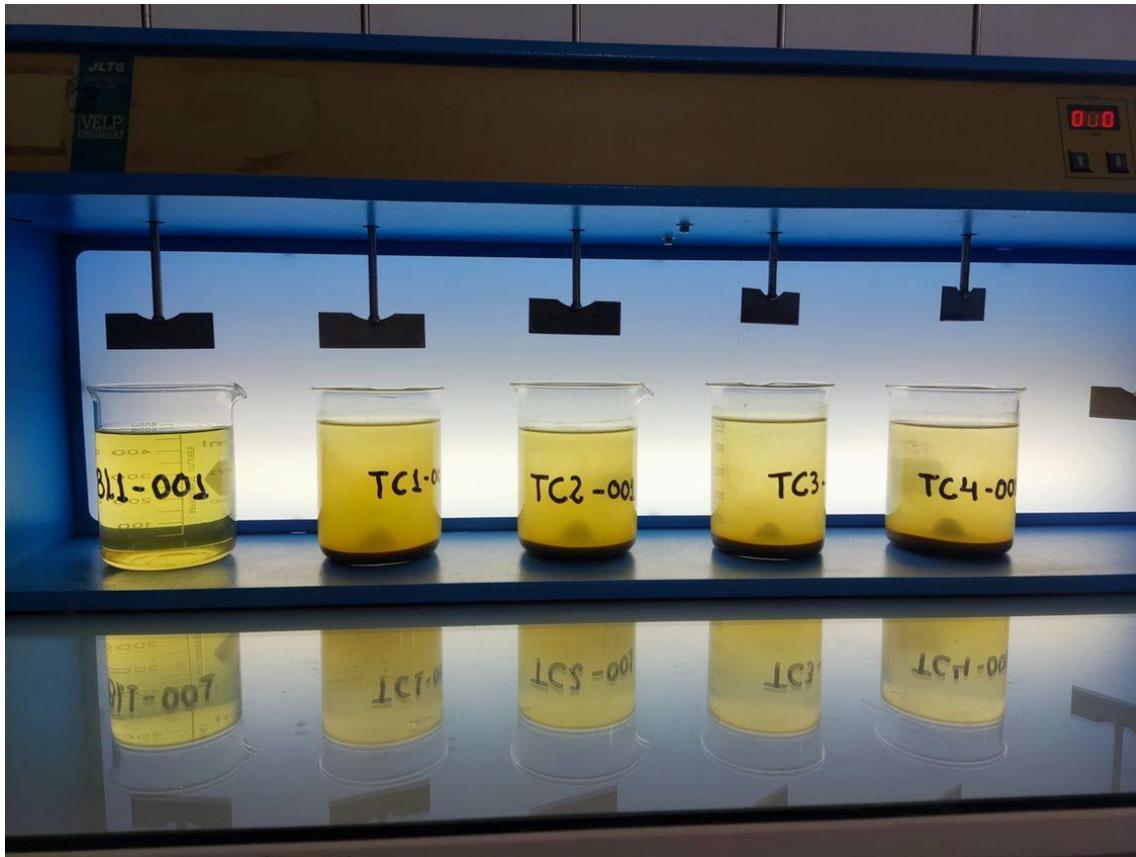






Reposo y sedimentación de sólidos.





Medición de pH posterior el reposo.





Filtrado del DAM tratado con RCD.







Visualización del DAM tratado con RCD.





DAM tratado.



Toma de muestra y rotulado para análisis de metales.











Preservación de la muestra.





Muestras finales





Entrega de muestras a SGS.

