

Ing. Maureen Ixchel Ramos
Hernández

Utilización de residuos mineros estabilizados para la
construcción de capas de soporte para pavimentos

2021



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Ingeniería

Maestría en Ingeniería de Vías Terrestres y Movilidad

UTILIZACIÓN DE RESIDUOS MINEROS ESTABILIZADOS PARA LA
CONSTRUCCIÓN DE CAPAS DE SOPORTE PARA PAVIMENTOS

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestro en Ingeniería de Vías Terrestres y Movilidad

Presenta

Ing. Maureen Ixchel Ramos Hernández

Dirigido por:

Dra. María de la Luz Pérez Rea

C.U., Querétaro, Qro. Junio 2021



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Ingeniería

Maestría en Ingeniería de Vías Terrestres y Movilidad

UTILIZACIÓN DE RESIDUOS MINEROS ESTABILIZADOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE CAPAS DE SOPORTE PARA PAVIMENTOS

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestro en Ingeniería de Vías Terrestres y Movilidad

Presenta

Ing. Maureen Ixchel Ramos Hernández

Dirigido por:

Dra. María de la Luz Pérez Rea

Dra. María de la Luz Pérez Rea
Presidente

Dr. Jaime M. Horta Rangel
Secretario

Dr. Eduardo Rojas González
Vocal

Dr. José Alberto Rodríguez Morales
Suplente

Dr. Christian Eduardo Hernández Mendoza
Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro.
Junio 2021
México

RESUMEN

La minería es una de las actividades antropogénicas que generan mayor cantidad de contaminantes a nivel mundial. Posterior a la extracción y refinado de los minerales con valor comercial, se producen residuos cuyo impacto no sólo está relacionado con los grandes volúmenes almacenados, sino también con su potencial riesgo de lixiviación de metales pesados al ambiente. En el esfuerzo por contrarrestar este impacto, se han buscado métodos para reducir la producción, o bien, la reutilización de estos residuos incorporándolos como materiales en la industria de la construcción. Este trabajo presenta la caracterización físico-química, geotécnica y mecánica de cuatro muestras de residuos mineros provenientes del estado de Querétaro y Zacatecas con el objetivo de utilizarlos en su estado natural como material de construcción de capas de soporte de pavimentos. Los resultados demuestran que tres de las muestras analizadas (M1, M3 y M4) cumplen con los requerimientos necesarios para ser empleados en su estado natural como capa de subrasante en un pavimento según la normativa mexicana vigente. Los materiales analizados van desde una arcilla de baja plasticidad hasta una grava pobremente graduada, Los residuos mineros estudiados no requieren estabilización debido a que el material transportado en el proceso de lixiviación se encuentra por debajo de los límites permisibles para metales pesados de acuerdo a las regulaciones mexicanas; esto puede deberse al pH neutro de la muestra, demostrando una alta adsorción de los metales pesados que evitan una potencial lixiviación. Sin embargo, se realizó la estabilización de la muestra con cemento Portland con 1, 3, 5 y 7% respectivamente para corroborar la disminución de transporte de metales pesados con base a la bibliografía estudiada; las concentraciones de los elementos analizados disminuyeron a excepción del arsénico y cromo, esto puede deberse a la presencia de estos elementos en el cemento o a interferencias de matriz al adicionar el agente estabilizador. En México existen cientos de millones de toneladas de jales mineros dispersos sin un control adecuado de almacenamiento, por lo que esta propuesta brinda una solución efectiva a fin de reducir sus potenciales afectaciones al ambiente y a la población directa e indirectamente involucrada.

Palabras Clave: *Impacto ambiental, minas, jales, caracterización, materiales.*

SUMMARY

Mining is one of the anthropogenic activities that generates the greatest amount of pollutants worldwide. After the extraction and refining of minerals with commercial value, residues are produced which impact is not only related to the large volumes stored, but also to the potential risk of leaching heavy metals into the environment. In an effort to counteract this impact, methods have been sought to reduce the production or to reuse these residues by incorporating them as materials in the construction industry. This work presents the physical-chemical, geotechnical and mechanical characterization of four samples of mining tailings from the states of Querétaro and Zacatecas with the purpose of using them in their natural state as construction material for pavement support layers. The results show that three of the samples analyzed (M1, M3 and M4) satisfy the necessary requirements to be used in their natural state as a subgrade layer in a pavement according to current Mexican regulations. The materials analyzed range from a low plasticity clay to a poorly graded gravel. The mine tailings studied do not require stabilization because the material transported in the leaching process is below the permissible limits for heavy metals according to Mexican regulations; this may be due to the neutral pH of the sample, demonstrating a high adsorption of heavy metals that prevents potential leaching. However, the sample was stabilized with Portland cement with 1, 3, 5 and 7%, respectively, to corroborate the decrease in heavy metal transport based on the literature studied; the concentrations of the elements analyzed decreased except for arsenic and chromium; this could be due to the presence of these elements in the cement or to matrix interferences when the stabilizer agent was added. In Mexico there are hundreds of millions of tons of mine tailings dispersed without an adequate storage control, for this reason this project provides an effective solution to reduce their potential impact on the environment and on the population directly and indirectly involved.

Keywords: Environmental impact, mines, tailings, characterization, materials.

Dirección General de Bibliotecas de la UAQ

Esta tesis está dedicada a...

Mi hermana, mis papás, mi familia, mis amigos y todo aquel que quiera sumarse
con pequeños cambios en pro al medio ambiente...

AGRADECIMIENTOS

“Se puede vivir dos meses sin comida y dos semanas sin agua, pero sólo se puede vivir unos minutos sin aire. La tierra no es una herencia de nuestros padres, sino un préstamo de nuestros hijos. El amor es la fuerza más grande del universo, y si en el planeta hay un caos medioambiental es también porque falta amor por él. Hay suficiente en el mundo para cubrir las necesidades de todos los hombres, pero no para satisfacer su codicia.” Mahatma Gandhi

Esta tesis surgió como un granito de arena a la sociedad, es mi manera de poder llegar al lector para que ellos al igual que yo construyamos un futuro donde escuchemos a las necesidades de la sociedad mientras protegemos a la naturaleza que desde hace tiempo ha sido violentada hasta el punto de dar el último llamado de auxilio con sus escasos recursos que le quedan.

Se me hace difícil decir adiós y concluir a lo que podría decir que es mi bebé, la creación que nació de un: “debo de hacer algo por el mundo, ¿por dónde comienzo?”, el encontrar un tema que me motivara a investigar y buscar una posible solución al problema, que traje consigo las noches en vela, los días y tardes encerrada en el laboratorio de la UAQ dándole forma a mi pequeño Frankenstein; las personas que se fueron uniendo y formaron parte de este logro, a través de su conocimiento, también se encuentra plasmada su esencia.

Agradezco especialmente a la Universidad Autónoma de Querétaro que se convirtió en una segunda casa para mí, no solo en la etapa de la maestría sino desde la preparatoria y licenciatura, que ha ampliado mis conocimientos y me ha presentado gente excepcional que sigue y espero siga continuando en mi vida, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología que está otorgando el inicio a un movimiento de oportunidades para escribir futuros alternos donde el construir y el destruir los viejos paradigmas son una alianza para el cambio, al Fondo de Proyectos Especiales de Rectoría el cual me brindó la oportunidad de financiar esta investigación, ampliando los alcances de mi tesis y con ello las líneas de investigación futuras, al Centro de

Estudios Académicos de Contaminación Ambiental de la UAQ por permitirme realizar toda la experimentación química de este estudio.

Agradezco infinitamente a todos mis guías académicos particularmente a la Dra. Luz Pérez Rea, mi directora de tesis, mi guía, consejera y maestra en toda esta investigación, además de mi amiga, gracias por aceptarme como tesista, este logro no hubiese sido posible sin usted. A la maestra Areli Rodríguez que me explicó y auxilió en todas las pruebas químicas, explicándome cada procedimiento, llegando a los aforos perfectos de los matraces y haciendo muy ameno el tiempo en el laboratorio, a los Doctores Omar Chávez y Eduardo Rojas que me asesoraron con los procesos geotécnicos especialmente en días de vacaciones, al maestro Gerardo Medellín que me explicó varias pruebas de laboratorio y me dejaba ir al laboratorio en vacaciones, días festivos e irme al anochecer, al Dr. José Alberto Rodríguez que me explicó con peras y manzanas los procesos químicos y me asesoró con la investigación, al Dr. Christian Hernández que me asesoró en toda la temática ambiental, al químico Martín Hernández, papá de uno de mis queridísimos amigos que me apoyó con las pruebas de difracción y fluorescencia de rayos X, al maestro, a la Dra. Genoveva Hernández que me asesoró y permitió realizar pruebas de caracterización química en el laboratorio a su cargo y a mi amigo y casi doctor Fernando Morelos que me apoyó y asesoró con pruebas de difracción de rayos X.

Quiero hacer un agradecimiento muy especial e importante a mi hermana que más que tener un lazo familiar es mi mejor amiga que me aconseja y me soporta en mis malos momentos, además, de acompañarme al desvelarme en tareas y escritura de tesis, a mi mamá que siempre hace lo posible por escucharme, aconsejarme, estar siempre ahí para nosotras e incluso llevarme a la universidad, es la mejor amiga que puedo tener con mucha experiencia, a mi papá que siempre ha sido mi soporte y no importa la hora que saliera de la universidad siempre me recogía, además de asesorarme ingenierilmente; estos tres seres son lo más importante en mi vida no sé qué sería de mi vida sin ellos en ella, a mi abuelita Silvia que siempre me recibe con ricas comidas e historias para olvidar cualquier complicación, a mis tíos y primos

que siempre están presentes en cualquier situación, amo a toda mi familia y les agradezco todo su apoyo porque sin ellos no hubiera sido posible cada uno de mis logros, así que pueden tomarlos como suyos también.

A mis amigos Isaac Ramírez, Guiomara Álvarez, Esbeydi Limeta, Meliza Bautista, Denise Silva, Fernando Velázquez, Ángel Hernández, Javier Ramírez y Luz Sánchez; no saben lo importante que son en mi vida, cada uno de ustedes me ha apoyado con acciones, escuchándome, dándome consejos, soportando mis crisis existenciales y videollamadas de madrugada, diversión, llanto, locura, entre muchas otras cosas más, agradezco su existencia en mi camino.

A mis lindos becarios y amigos Raquel Ortiz y Gonzalo Hernández, las horas pasaban más rápido en el laboratorio con ustedes y sus dramas existenciales, a mi querido amigo y colaborador Anubis Navarro que me acompañó a cada una de las minas, cargó costales, me enseñó a usar un taladro, me ayudó en la construcción del equipo de lixiviación, revisó varios de mis escritos de esta investigación y nunca me dejó sola. Y a mí querido Ismael Monroy que me ha apoyado en muchas etapas de esta investigación, especialmente en las pruebas de compactación y CBR, probando cada cilindro de ensayo manualmente hasta llegar a su capacidad máxima, que me acompañó en muchos días de vacaciones y madrugadas en el laboratorio para terminar cada una de las pruebas, que me llevaba de comer para salir de rápido del CEACA y seguir con la experimentación, por escucharme, por apoyarme y estar siempre presente.

Podría escribir una tesis de cada una de las personas mencionadas en estos cortos agradecimientos y no sería suficiente para agradecerles y mostrarles lo importante que han sido en esta investigación y no solo en ella, sino también en mi vida, infinitas gracias a cada uno de ustedes y a todos aquellos que se me ha pasado mencionar al tratar de escribir estos agradecimientos brevemente.

TABLA DE CONTENIDOS

1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1	DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA.	10
1.2	JUSTIFICACIÓN	12
1.3	OBJETIVO	13
1.4	HIPÓTESIS	13
2.	FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA	14
2.1	CARACTERIZACIÓN	16
2.2	ESTABILIZACIÓN	20
2.3	APLICACIONES	24
3.	METODOLOGÍA	32
3.1	LOCALIZACIÓN Y MUESTREO DE DEPÓSITOS MINEROS	33
3.2	REQUISITOS DE CALIDAD PARA SUBRASANTE	34
3.3	CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA.....	35
3.3.1	DIFRACCIÓN DE RAYOS X	36
3.3.2	FLUORESCENCIA DE RAYOS X.....	37
3.3.3	DIGESTIÓN EN HORNO DE MICROONDAS	38
3.3.4	ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA	39
3.4	EXTRACCIÓN DE CONSTITUYENTES TÓXICOS (LIXIVIACIÓN) DE MUESTRAS EN ESTADO NATURAL Y ESTABILIZADAS	41
3.4.1	MEDICIÓN DE PH	42
3.4.2	ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA DE LIXIVIADOS.....	43
3.5	CARACTERIZACIÓN GEOTÉCNICA Y MECÁNICA	44
3.5.1	ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO.....	44
3.5.2	LÍMITES DE CONSISTENCIA.....	45
3.5.3	DENSIDAD RELATIVA DE SÓLIDOS	46
3.5.4	PESO VOLUMÉTRICO SECO MÁXIMO.....	47
3.5.5	VALOR SOPORTE DE CALIFORNIA	47
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	49
4.1	LOCALIZACIÓN Y MUESTREO DE DEPÓSITOS MINEROS	49
4.2	CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA	52
4.2.1	DIFRACCIÓN DE RAYOS X	52
4.2.2	FLUORESCENCIA DE RAYOS X.....	56

4.2.3	DIGESTIÓN EN HORNO DE MICROONDAS	57
4.2.4	ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA DE MUESTRAS EN ESTADO NATURAL	58
4.3	LIXIVIACIÓN DE MUESTRAS EN ESTADO NATURAL Y ESTABILIZADAS.....	60
4.3.1	ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA DE LOS LIXIVIADOS	63
4.4	CARACTERIZACIÓN GEOTÉCNICA Y MECÁNICA	75
5.	CONCLUSIONES	80
6.	REFERENCIAS	84

Dirección General de Bibliotecas de la UAO

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Página
1. Volumen de producción minera estatal de Querétaro 2013-2017.....	5
2. Regiones mineras queretanas.	7
3. Volumen de producción minera estatal de Zacatecas 2013-2017.....	8
4. Regiones mineras zacatecanas.	9
5. Fallas presentadas en depósitos de residuos mineros.....	15
6. Clasificación de las probetas.	27
7. Requisitos de calidad de materiales para capa subrasante.....	35
8: Minerales extraídos, procesos de extracción empleados y ubicación de las minas estudiadas.	51
9. Composiciones químicas de las muestras de jales mineros por medio de DRX.....	55
10. Resumen de cuantificación de elementos por fluorescencia de rayos X.	57
11. Resumen de cuantificación de elementos por espectroscopia de absorción atómica.	59
12. Parámetros de linealidad para cada elemento analizado.	60
13. Resultados de pH de la muestra M-1 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.	62
14. Resultados de pH de la muestra M-2 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.	62
15. Resultados de pH de la muestra M-3 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.	62
16. Resultados de pH de la muestra M-4 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.	62
17. Cuantificación elemental de las muestras en su estado natural.	63
18. Parámetros de linealidad para cada analito en lixiviados de la M-1, M-2 y B1.	64
19. Parámetros de linealidad para cada analito en lixiviados de la M-3, M-4 y B2.	64
20. Cuantificación elemental de la muestra M-1 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.....	65
21. Cuantificación elemental de la muestra M-2 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.....	66
22. Cuantificación elemental de la muestra M-3 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.....	66
23. Cuantificación elemental de la muestra M-4 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.....	67
24. Parámetros de linealidad para muestra de cemento.	69

25. Resultados obtenidos de muestras de cemento fortificadas.....	69
26. Longitud de onda de analitos estudiados.	71
27. Resumen de pruebas de granulometría, propiedades índice y resistencia.....	76
28. Características del agregado fino comparadas con la normativa.	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Panorama minero del Estado de Querétaro.....	6
2. Panorama minero del estado de Zacatecas.....	8
3. Diagrama de procesamiento de minerales.....	14
4. Esquema metodológico	32
5. Localización de minas metálicas en el estado de Querétaro.....	49
6. Localización satelital de presas de jales.....	50
7. Muestreo de residuos mineros.....	51
8. Patrón de calibración de silicio.....	52
9. Trituración de muestras en mortero de ágata.....	53
10. Cribado de las muestras trituradas.	53
11. Difracción de rayos X de las muestras.	53
12. Difractograma muestra M-1.	53
13. Difractograma muestra M-2.	54
14. Difractograma muestra M-3.	54
15. Difractograma muestra M-4.	55
16. Proceso de digestión de muestras en horno de microondas.....	58
17. Técnica FAAS.....	59
18. Preparación de muestras, técnica de generación de hidruros.....	59
19. Técnica de GFAAS.	59
20. Equipo de lixiviación.	61
21. Almacenamiento de muestras lixiviadas.	61
22. Filtrado de lixiviados.	61
23. Medición de pH, temperatura, conductividad y sólidos disueltos.....	61

24. Cuarteo.....	75
25. Granulometría agregado grueso.	75
26. Granulometría debajo malla no. 200.	75
27. Granulometría por hidrómetro.....	75
28. Límites de consistencia.....	75
29. Densidad relativa de sólidos.	75
30. Peso volumétrico seco máximo.....	76
31. Expansión.....	76
32. CBR.....	76
33. Granulometrías de materiales.....	78
34. Granulometría de la muestra comparada con normativa.....	79

Dirección General de Bibliotecas de la UAQ

1. INTRODUCCIÓN

A lo largo de los años, con el incremento de la demanda de materiales de construcción, los recursos naturales están alcanzando niveles críticos y alarmantes de explotación. Por ello es que reciclar los desechos sólidos, cuyo aumento representa un problema ambiental, puede verse como una solución crucial ante esta situación (Novais *et al.*, 2015). Para solucionar esta problemática y para proteger los recursos naturales, aliviando a su vez la presión del aumento de los desechos sólidos, se pueden emplear estos residuos en la industria de la construcción, siendo una vía eficaz para alcanzar el objetivo mencionado, utilizar los residuos como sustituto parcial de las materias primas para producir nuevos tipos de materiales de ingeniería (Ferreira *et al.*, 2015).

Las actividades mineras generan beneficios económicos a nivel mundial; sin embargo, también producen grandes cantidades de residuos sólidos y líquidos que impactan de manera negativa al medio ambiente si no son manejados adecuadamente (Benzaazoua *et al.*, 2008; Sivakugan *et al.*, 2006). Recientemente, se ha investigado la incorporación de residuos mineros en ladrillos cerámicos, hormigón, y baldosas cerámicas, y se ha demostrado la viabilidad de la reutilización de residuos industriales en productos cerámicos, por lo que ha habido un aumento en la tendencia de utilizar los relaves de mina para aplicaciones geotécnicas y constructivas, siempre y cuando sean tratados con algunos aditivos (Ramesh *et al.*, 2012).

Orozco y Orozco (1992) definen a un relave o residuo de mina, también conocido como jal, como el residuo sin valor comercial de los procesos mineros con características, por lo general, similares a las de una arena; es el mineral que permanece a la “cola” (*tailings*) del proceso de molienda, flotación y espesado. El mineral es molido o triturado con un espesor equivalente al de la arena fina. Los minerales comerciales se extraen de un concentrado por flotación o procesos químicos, por lo que los jales provienen del tanque espesador de colas. Normalmente los jales se presentan en forma de lodos que después son

transportados y depositados en una presa de jales por conveniencia y economía; dichas presas son proyectadas para ser abandonadas cuando están colmadas y en pocas ocasiones son explotadas de nuevo.

El aprovechamiento de estos residuos depende de sus características y propiedades particulares; por ejemplo, existen residuos mineros con un alto potencial como materias primas en la producción de cerámica, vidrio y vitrocerámica (Bingham y Hand, 2005). Baowei *et al.* (2013) manifiestan que una de las ventajas de estos materiales es que ya han sido procesados antes industrialmente por lo que, con frecuencia tienen una buena homogeneidad y un tamaño de partícula fino. Incluso los costos de recuperación son bajos, siendo su empleo una actividad que podría convertirse en un ingreso adicional para las mineras al revalorizar un subproducto. El Proyecto Pebble (2005) nos corrobora que los relaves de mina se pueden utilizar de manera segura para construcciones de ingeniería civil, lo que minimizaría los problemas de eliminación de los jales y reduciría los riesgos ambientales de su disposición final. No obstante, Benzaazoua *et al.* (2002) mencionan que la lixiviación potencial de oligoelementos de los relaves no tratados dificulta su aplicación en la ingeniería geotécnica como agregados sustitutos y rellenos para terraplenes, rellenos estructurales y materiales de construcción de carreteras, por lo que deben ser estabilizados previamente antes de incorporarlos en el proceso de construcción.

Se han realizado diversas aproximaciones a diferentes usos potenciales de los desechos de minas como agregados en concretos o materiales cerámicos. Roy *et al.* (2007) han investigado la adición de relaves de minas de oro en diferentes proporciones en el cemento Pórtland ordinario, en suelo orgánico compresible (*black cotton soil*) y en arcilla o barro (*red soil*), para la fabricación de ladrillos de cemento con relaves y ladrillos de suelo con relaves. El resultado fue un aumento de la resistencia a la compresión; además, revelaron que los ladrillos de suelo con relaves son más económicos que los ladrillos de cemento con relaves. Ramesh *et al.* (2013) reportaron una disminución en el límite líquido, límite plástico e índice de plasticidad de las mezclas de relaves de minas con suelo orgánico compresible y

cal, lo cual significa una mejora en las propiedades del suelo. Por su parte, Zhu *et al.* (2015) utilizaron relaves de mineral de hierro como sustituto de la arena de sílice en concreto de ultra alto rendimiento (UHPC, por sus siglas en inglés); los relaves utilizados en el estudio contenían partículas de 0.075 mm a 4.75 mm, y se observó que la resistencia a la compresión del UHPC no tuvo decremento, e incluso incrementó al reemplazar la arena de sílice con los relaves. Sin embargo, según el mejor conocimiento de los autores, hasta la fecha, se han reportado pocos estudios sobre la adopción de relaves como reemplazo del polvo de sílice en UHPC y sus impactos ambientales. En la misma línea de investigación, Zhao *et al.* (2014) utilizaron relaves de mineral de hierro como sustituto de la arena de sílice en UHPC, y encontraron que, a causa del tamaño de partícula más fino de los relaves, fue necesario utilizar más agua en las mezclas de UHPC con los relaves para tener una trabajabilidad comparable a la de UHPC sin relaves, lo que resultó en un ligero decremento de la resistencia en las mezclas de UHPC con los relaves comparado con aquellos con arena de sílice, debido al agua adicional. De manera similar, Choi *et al.* (2009) reutilizaron los jales provenientes de una mina de tungsteno, añadiéndolos como agregados en la elaboración de concreto, concluyendo que, utilizando los volúmenes adecuados de jales, se produce concreto con propiedades similares al tradicional.

Otro enfoque para el uso de jales es el de Zheng *et al.* (2015), quienes realizaron un estudio de factibilidad sobre el reciclaje de relaves de fosfato en el cemento Portland como material de relleno, lo cual consideraron como una opción ambientalmente amigable para emplearlos.

En otro sentido, en varios estudios se ha observado que, a través de la geopolimerización, los relaves de las minas de cobre pueden ser convertidos o utilizados en materiales de construcción amigables con el medio ambiente (Ren *et al.*, 2015). Estas investigaciones han indicado que las encapsulaciones físicas y químicas de los oligoelementos tóxicos en los relaves son posibles mediante materiales ligantes a través de procesos de estabilización/solidificación (Fall *et al.*, 2009). Además, se ha determinado que sólo se requiere una pequeña cantidad de

ligantes cementosos (aproximadamente 5-10 % del peso de los relaves) para reducir la lixiviabilidad de arsénico (As) y otros metales pesados de los relaves por debajo de los niveles ambientales regulados y obtener una resistencia adecuada para el relleno (Benzaazoua *et al.*, 2002).

En referencia a utilizar los residuos mineros en pavimentos, Sultan (1978,1979) realizó una investigación para conocer la factibilidad del uso de residuos mineros de una mina de cobre en la construcción de carreteras. En su trabajo se determinaron las propiedades ingenieriles de los jales en sus estados no tratados, estabilizados con cemento y estabilizados con asfalto. Las pruebas aplicadas incluyen compactación, compresión, esfuerzo cortante y de tensión, compresibilidad, permeabilidad y erodibilidad por la lluvia. Los resultados confirmaron que los residuos mineros tienen buenas propiedades ingenieriles y pueden ser fácilmente adaptados para su uso en la construcción de carreteras.

Del mismo modo Qian *et al.* (2011) trabajaron con relaves de molino de granito, evaluando sus propiedades. Los autores reportaron que la subbase de pavimento a base de los mismos presenta relativamente una alta resistencia y rigidez que puede cumplir con los requerimientos para la estructura de un pavimento. Por lo tanto, los relaves de molino de granito estabilizados con cemento pueden ser usados como material para la subbase mediante un buen diseño de mezcla y un proceso constructivo optimizado.

En la misma línea de investigación Castro *et al.* (2016) evaluaron la viabilidad de utilizar residuos provenientes de una mina de hierro como material para la construcción de infraestructura carretera; determinando que son factibles siempre y cuando sean estabilizados. Realizaron distintas mezclas de jales mineros con distintos porcentajes de cemento, cal y escoria de acero; siendo en ese orden las mezclas que presentan un mejor comportamiento.

En México, la industria minera ha jugado un papel muy importante en la economía e historia, teniendo cerca de 500 años de existencia. Esta se ha desarrollado principalmente en la zona centro, suroeste y noroeste del país,

posicionándolo entre los 11 países con mayor producción a nivel mundial (Suppen *et al.*, 2006). Sin embargo, como herencia del pasado, esto ha traído consigo serios problemas ambientales, generando grandes cantidades de jales a lo largo de los años. En el territorio nacional existen cientos de millones de toneladas de jales dispersos, de los cuales no se conocen sus condiciones de almacenamiento ni sus potenciales afectaciones al ambiente. En cuanto a los diagnósticos ambientales y evaluaciones de riesgo, se les destina pocos recursos para llevarlos a cabo en las numerosas regiones mineras del país (Ramos y Siebe, 2006).

Los sitios más afectados debido a la contaminación por metales pesados producto de la minería son los estados de Zacatecas, Querétaro y San Luis Potosí (Covarrubias y Peña, 2017); sin embargo, las afectaciones provocadas son inherentes a la cantidad obtenida de los minerales con valor comercial. El estado de Zacatecas se encuentra posicionado en el segundo lugar respecto a su participación en la producción minera nacional, en cambio el estado de Querétaro se localiza en el décimo noveno lugar de durante el año 2018 (SGM, 2018a). Esta investigación se basa en muestras de los estados de Querétaro y Zacatecas respectivamente con la finalidad de abordar una problemática regional.

De manera específica, en el estado de Querétaro, la minería tiene un impacto notable en varios de sus municipios y regiones. Se tienen evidencias de esta actividad desde épocas antiguas (SGM, 2018b). En la Tabla 1 podemos apreciar la producción minera estatal de productos metálicos en toneladas que se han obtenido en el periodo comprendido entre el 2013 y el 2017.

Tabla 1. Volumen de producción minera estatal de Querétaro 2013-2017.

Producto en toneladas	2013	2014	2015	2016	2017/p
Oro (Au)	0.68	0.626	0.557	0.455	0.455
Plata (Ag)	44.381	120.793	115.465	37.318	20.159
Cobre (Cu)	2,830	398	287	2,049	1,052
Plomo (Pb)	2,278	747	699	1,911	5,603
Zinc (Zn)	7,975	994	537	5,907	6,148

Fuente: SGM (2018b).

Dentro del estado, se han agrupado cuatro regiones mineras de elementos metálicos de acuerdo a su importancia y tipo de mineralización. Estos grupos se enlistan en la Tabla 2 junto con su zona o distrito minero, substancia extraída de la mina y tipo de yacimiento que conforma cada una de las distintas minas, en la Figura 1 se observan las cuatro regiones mineras que conforman el estado de Querétaro. Hasta el momento no se cuenta con la información sobre la ubicación de las presas de jales, pero éstas suelen ubicarse próximas a las minas en explotación.

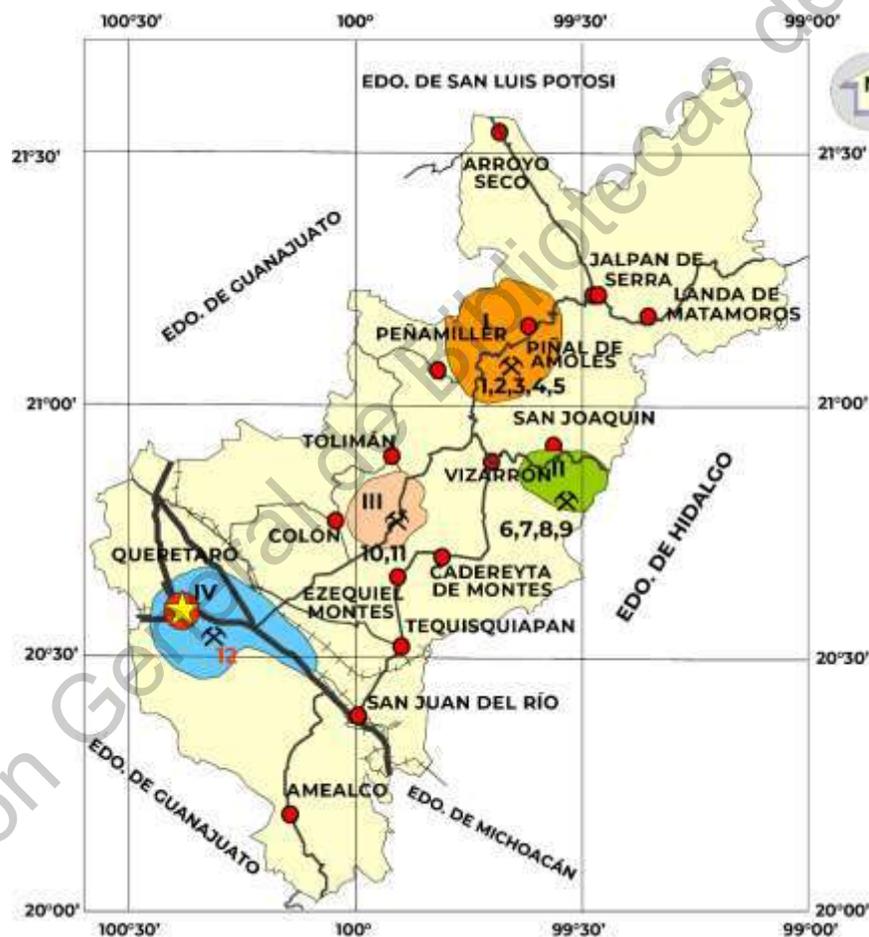


Figura 1. Panorama minero del Estado de Querétaro.

Fuente: SGM (2018b).

Tabla 2. Regiones mineras queretanas.

Regiones mineras	Zona o distrito minero	Substancia	Tipo de yacimiento
I. Pinal de Amoles	1. Ánimas	Au, Ag, Pb, Zn, Hg, Sb	Mantos y chimeneas, zonas de skarn, vetas
	2. Río Blanco		
	3. El Soyatal		
	4. Plazuela		
	5. Bucareli		
	6. Maconí		
II. San Joaquín	7. Santo Encierro	Ag, Pb, Zn, Cu, Au, Hg	Chimeneas, skarn, mantos diseminados
	8. San Juan Nepomuceno		
	9. Calabacillas		
III. Bernal	10. San Martín	Au, Ag	Chimenea, veta, mantos
	11. San Antonio		
IV. Querétaro	12. San Pedrito	Au, Ag	Vetas, masivo

Fuente: SGM (2018b).

Se tienen registradas tres grandes afectaciones ambientales en el tema de la minería en el estado de Querétaro, las tres tuvieron lugar en Cadereyta de Montes, en la Mina La Negra, la primera sucedió en 1987 en donde se derramaron aproximadamente 1,500 toneladas de jales mineros que llegaron hasta el Río Moctezuma a 10 km de distancia debido al desgajamiento de la cortina de la presa de jales por lluvias torrenciales, el segundo ocurrió en 1996 en donde se derramaron cerca de 50 toneladas de residuos mineros que abarcaron 4 km del Río Maconí a causa de lluvias torrenciales y errores operativos y el tercero ocurrido en 1997 con un volumen derramado de alrededor de 750 toneladas de relaves mineros que impactaron 10 km de distancia del Río Moctezuma correspondiente al desgajamiento de la cortina de la presa de jales causado por lluvias torrenciales y falta de mantenimiento de obras de desvío de aguas pluviales (Flores, 2008; Santos *et al.*, 2013).

En lo que respecta al estado de Zacatecas, las sierras zacatecanas están conformadas por grandes yacimientos de oro, plata, cobre y zinc (SGM, 2018c). Se puede observar en la Tabla 3 el volumen de producción minera de elementos metálicos que se han extraído en el periodo de 2013 a 2017.

Tabla 3. Volumen de producción minera estatal de Zacatecas 2013-2017.

Producto en toneladas	2013	2014	2015	2016	2017/p
Oro (Au)	19.490	27.178	37.160	23.516	22.098
Plata (Ag)	2,280.70	2,364.199	2,494.855	2,209.497	2,449.308
Cobre (Cu)	50,505.00	46,778.00	42,381.00	37,660.00	41,717.00
Plomo (Pb)	130,956.00	132,245.00	165,348.00	138,289.00	141,349.00
Zinc (Zn)	267,293.00	280,849.00	338,689.00	288,156.00	326,915.00

Fuente: SGM (2018c).

El estado de Zacatecas ha sido minero desde la época de la colonia, explotando importantes yacimientos minerales que han sido agrupadas de acuerdo a su ubicación y tipo de mineralización en 17 regiones mineras que se enlistan en la Tabla 4, mencionando las zonas o distritos mineros que pertenecen a cada una de ellas, las substancias obtenidas de la mina y el tipo de yacimiento de las que se extraen, se puede observar gráficamente en la Figura 2 las regiones mineras que conforman al estado de Zacatecas.

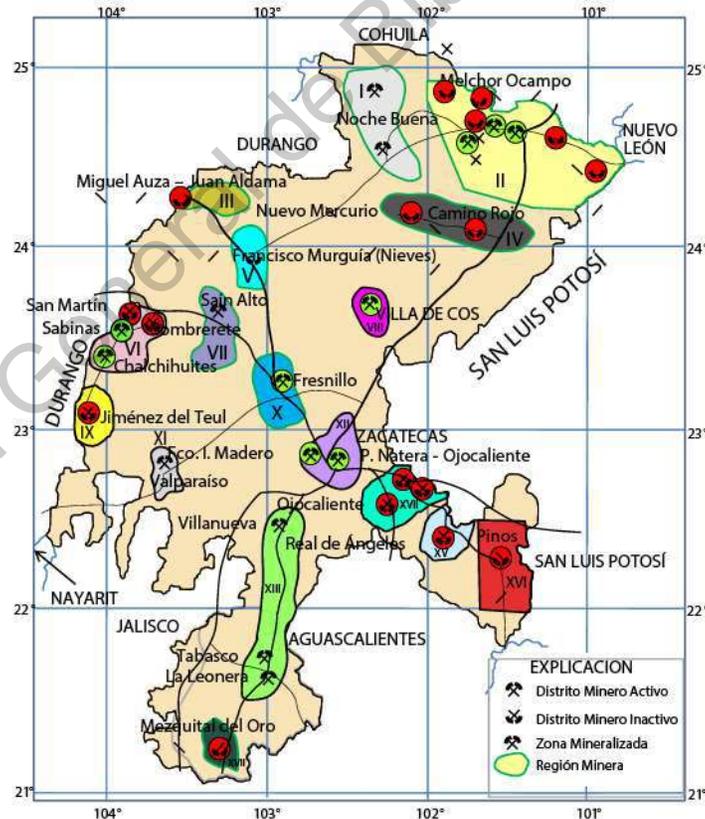


Figura 2. Panorama minero del estado de Zacatecas.

Fuente: SGM (2018c).

Tabla 4. Regiones mineras zacatecanas.

Regiones mineras	Zona o distrito minero	Substancia	Tipo de yacimiento
I. San Julián	1. San Julián	Au, Ag, Pb, Zn, Cu	Relleno de Fisura
II. Concepción del oro	2. Peñasquito	Ag, Pb, Zn, Fe, Au	Veta, mantos, brecha, chimeneas, reemplazamiento y cuerpos diseminados
	3. Melchor Ocampo		
	4. Noche Buena		
III. Miguel Auza – Juan Aldama	5. Providencia	Ag, Au, Pb, Cu, Sn	Vetas
	6. El Salvador		
IV. Nuevo Mercurio – Camino Rojo	7. Miguel Auza – Juan Aldama	Hg, Au	Rellenos de fisura
	8. Nuevo Mercurio		
V. Gral. Francisco R. Murguía (Nieves)	9. Santa Rita	Au, Ag, Pb, Zn, Fe	Vetas irregulares
	10. San Gregorio		
	11. Concordia		
	12. El Rosario		
VI. Sombrerete - Chalchihuites	13. Sombrerete	Au, Ag, Pb, Zn, Cu, Sn, Hg, Caolín	Cuerpos de reemplazamiento vetas, chimeneas, mantos
	14. San Martín		
	15. Chalchihuites		
	16. Cerro Colorado		
VII. Sain Alto	17. Bonancita	Hg, Sn	Vetas, lentes, cuerpos irregulares y stockworks
	18. Sáuz		
	19. Nuevo Mercurio		
	20. La Abundancia		
	21. Margarita		
	22. La Prieta		
	23. San Felipe de Jesús		
VIII. Villa de Cos	24. Tenango	Mn, Hg, Sb, F, Ónix	Chimeneas, cuerpos irregulares tabulares
	25. El Capirote		
	26. El Burrito		
	27. Sarteneja		
	28. Jiménez de Teúl		
IX. Jiménez de Teúl	28. Jiménez de Teúl	Au, Ag, Pb, Zn, Cu, Sn	Vetas
X. Fresnillo	29. Fresnillo	Ag, Pb, Zn	Diseminados, mantos – chimeneas y vetas
XI. Valparaíso	30. Valparaíso	Au, Ag, Sn, Bi	Vetas
XII. Zacatecas	31. Zacatecas	Ag, Pb, Zn, Cu, Cd	Vetas y cuerpos estratiforme
XIII. Villa Nueva - Jalpa	32. Villa Nueva - Jalpa	Fluorita, Ag, Pb, Zn, Cu	Vetas
	33. Pánfilo Natera	Ag, Pb, Zn, Wollastonita	Vetas y cuerpos de reemplazamiento
XIV. Pánfilo Natera - Ojocaliente	34. Ojocaliente		
XV. Real de Ángeles	35. Luis Moya	Pb, Ag, Zn	Cuerpo irregular
	36. Real de Ángeles		
XVI. Pinos	37. Pinos	Au, Ag, Sn, Caolín	Brechas, vetas
XVII. Mezquital del oro	38. Mezquital del oro	Au, Ag, Mn, Ópalo	Vetas lenticulares

Fuente: SGM (2018c).

Guzmán (2016) describe a Zacatecas como un estado de megaminería por lo que se generan grandes volúmenes de desechos sólidos, en ocasiones se presenta la distribución de minerales de manera dispersa por lo que se requiere mover varias toneladas para obtener un gramo de algún mineral metálico, la mayor extracción que se presenta en este estado son los minerales de oro, plata, cobre,

plomo y zinc. Analizó los volúmenes de desechos generados de la minería en la entidad en el período de 1982 al 2014 de los cinco principales minerales metálicos que se extraen en esta actividad, obteniendo 17 mil 025 millones 059 mil 486.1 toneladas de desechos de roca que generaron alrededor de 1,897.9 millones de kilogramos de cianuro en forma de lixiviados, los cuales contaminaron por año aproximadamente 55.78 millones de metros cúbicos de agua.

1.1 Descripción del problema.

Entre las muchas amenazas que afectan al medio ambiente, los desechos generados en los procesos de producción de la minería, o descartados después de que un material específico ha cumplido su propósito o uso previsto, son una preocupación importante. Estos residuos incluyen los residuos sólidos, líquidos y gaseosos.

Es bien sabido que las actividades mineras producen una gran cantidad de residuos de rocas y relaves que se depositan en la superficie. La superficie terrestre está dañada, y las rocas de desecho y relaves a menudo son muy inestables y se convierten en fuentes de contaminación, generando efectos directos e indirectos en el ambiente. Dentro de los efectos directos se encuentran la pérdida de tierra para cultivos, bosques, tierras de pastoreo, y la pérdida total de producción del suelo, mientras que los efectos indirectos incluyen la contaminación del aire y del agua, el entarquinamiento de los ríos, e incluso afectaciones a la biodiversidad, los servicios, y el medio ambiente (Bradshaw, 1997).

Los estudios acerca de cómo eliminar algunos de estos desechos sólidos de la manera más beneficiosa no se han profundizado lo suficiente aún (Lu y Wang, 2012; Mudd y Boger, 2013). Aun cuando existen formas diferentes para poder reciclar o reusar el material generado en los sitios mineros, la gran mayoría de éstos son simplemente almacenados (Lottermoser, 2011). Actualmente los materiales de relaves son recolectados y transportados en forma de pasta o lodo y son depositados en embalses superficiales conocidos como “presas de jales”. Este

proceso es costoso y utiliza grandes extensiones de tierra que representan un peligro para el medio ambiente y las comunidades cercanas, debido principalmente a sus constituyentes químicos (Méndez y Armienta, 2012). La exposición a estas sustancias puede ocurrir a través del polvo arrastrado por el viento, la erosión de los cuerpos de agua superficiales, la inhalación por los seres humanos y animales, y a través de la bioacumulación y la bioamplificación de las plantas.

De acuerdo con una estimación de Lottermoser (2010), la producción anual de desechos sólidos mineros en el mundo oscila entre los 20.000 y 25.000 millones de toneladas, de las cuales, entre 5.000 y 7.000 millones son relaves mineros (Mudd y Boger, 2013). Incluso se consideran cifras mayores a 14.000 millones de toneladas según otras estimaciones (Jones y Boger, 2012), y se tiene una alta probabilidad de que en el futuro exista un incremento a causa de un mayor uso de minerales de baja calidad. Para la disposición de residuos mineros existen diversos métodos (i. e., almacenamiento en pilas o depósitos, rellenos de minas subterráneas y pozos a cielo abierto, disposición subacuática y disposición de lechadas); dependiendo del método, se presentará migración de contaminantes al suelo, agua o aire, generando problemas al medio ambiente y a la salud (Arcos Serrano, 2018).

Como consecuencia del aumento de la actividad minera para hacer frente a la alta demanda mundial de metales y minerales, el tamaño y el número de presas de relaves han aumentado rápidamente. Hay más de 18.400 presas de relaves en todo el mundo (Azam y Li, 2010) y éstas varían en área desde pocas, hasta miles de hectáreas (Davies *et al.*, 2000; Lottermoser, 2007).

Este tipo de presas de relaves presentan problemas con la estabilidad durante la operación minera y después de su cierre. Azam y Li (2010) reportaron un total de 198 eventos de falla de presas de relaves antes del año 2000 y 20 entre los años 2000 y 2010. Entre 2010 y 2015 se tuvieron otros 11 casos de fallas, según datos de *WISE Uranium Project* (Diehl, 2011). Tomando en cuenta estos datos, la tasa de falla de las represas de relaves se estimó en 1.2 %, lo cual fue más de dos órdenes de magnitud más alto que la tasa de falla de las represas convencionales

de retención de agua, reportada en alrededor de 0.01 % (ICOLD, 2001; Azam y Li, 2010).

Otro gran problema de los jales es el contenido de cantidades variables de sulfuros, minerales y residuos de los minerales comerciales. Los sulfuros metálicos de los jales mineros, al estar expuestos al intemperismo, pueden ser oxidados y liberar MMTOX (metales y metaloides tóxicos) en el proceso conocido como drenaje ácido de minas, generando aguas con bajo pH y elevadas concentraciones de sulfatos (Ramos *et al.*, 2004).

Por otro lado Karamanova *et al.* (2011) y Zhenjun *et al.* (2016) nos mencionan que en la industria de la construcción se enfrenta con un gran problema de extracción de agregados naturales y éstos se encuentran limitados debido a las condiciones de producción y a la protección al medio ambiente; una solución potencial a la acumulación de jales mineros es emplearlos como sustitución de agregados pétreos en la construcción de carreteras, dándole un uso a residuos mineros acumulados y ayudando a la mitigación de la sobreexplotación de agregados vírgenes.

1.2 Justificación

Para la construcción de carreteras se requiere una gran cantidad de agregados pétreos. Las cantidades de agregados naturales, como la piedra caliza, el basalto, entre otros, están limitados debido a las condiciones de producción y a la protección del medio ambiente. Sin embargo, si los agregados naturales tradicionales utilizados en el proceso de construcción de una carretera son reemplazados por residuos mineros, sería un cambio importante en la protección del medio ambiente, reciclado de residuos y la sobreexplotación de agregados naturales utilizados para mezclas asfálticas (Karamanova *et al.*, 2011; Zhenjun *et al.*, 2016).

Los estudios acerca de cómo eliminar los relaves de las minas de la manera más beneficiosa no se han profundizado lo suficiente aún (Lu y Wang, 2012; Mudd y Boger, 2013). Por ello, es necesario abordar nuevas propuestas de empleo para los jales mineros, disminuyendo su impacto en el ambiente. Al respecto, autores como Karamanova *et al.* (2011) y Zhenjun *et al.* (2016), señalan que, si los agregados naturales tradicionales utilizados en el proceso de construcción de una carretera son reemplazados por residuos mineros, sería un cambio importante en la protección del medio ambiente, el reciclado de residuos y la mitigación de la sobreexplotación de agregados naturales.

A diferencia de la línea de investigación tratada por Qian *et al.* (2011) donde trabaja con jales mineros de granito (no metálicos), concluyendo que dicho material cumple con los requerimientos para una subbase de un pavimento, en esta investigación se abordará el uso de jales mineros de origen metálico en capas de soporte de un pavimento, con lo que se reducirá el impacto de la generación de desechos mineros, especialmente aquellos provenientes de minas de extracción de metales, mitigando a su vez la huella ambiental de explotación de bancos de agregados pétreos.

1.3 Objetivo

Determinar el potencial de uso de los residuos mineros (jales o relaves mineros) estabilizados en la fabricación de capas de soporte para pavimentos estudiando su comportamiento mecánico.

1.4 Hipótesis

Los residuos mineros, una vez estabilizados químicamente con cemento, tienen las características físicas y mecánicas mínimas necesarias, establecidas en la norma SCT, para ser utilizados como agregados en las capas inferiores de pavimento.

2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

Los residuos o relaves mineros, conocidos en México como jales mineros, son el subproducto del proceso en el cual los materiales de la mina son llevados a una planta de molienda en donde son mezclados con agua y algunos químicos para lograr separar los minerales de valor comercial de los residuos (Dávila *et al.*, 2018).

Los residuos producidos durante la etapa de extracción del mineral toman distintos nombres de acuerdo a su tamaño, composición física y química, contenido de agua o por el proceso empleado durante su producción. Los procesos más empleados se muestran en la Figura 3, contemplando la trituración y cribado del mineral, molienda, separación ya sea por gravedad, magnética o por flotación y por último la obtención del mineral concentrado.



Figura 3. Diagrama de procesamiento de minerales

Fuente: Lottermoser, 2010.

Rico *et al.* (2008) mencionan que después del proceso de extracción de los minerales con valor comercial, los residuos generados se encuentran en estado semilíquido y generalmente se transportan mediante tuberías al sitio de almacenamiento o disposición final llamado presa o depósito de jales, con la finalidad de aislarlos y no representar un riesgo en el ecosistema circundante. En México dichos depósitos se diseñan con base en la NOM-141-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2004a).

La ubicación de la presa de jales, o planta concentradora o beneficiadora del mineral, por lo general se escoge con la finalidad de evitar costos de transporte del material no utilizable (jales o residuos mineros). En consecuencia, la ubicación de

la presa de residuos mineros depende de la ubicación de las minas, así como de las condiciones de operación y riesgo de contaminación a las poblaciones cercanas u acuíferos (Orozco y Orozco, 1992).

Al generarse un gran volumen de residuos diariamente, la tendencia de las investigaciones se centra en su reciclaje. Dependiendo de las características químicas y mineralógicas de los mismos es posible darle un uso alternativo y diferente a cada uno (Jaime y Sanabria, 2018).

Es importante darles un uso a los residuos mineros puesto que se han presentado fallas en los depósitos mineros que han traído grandes problemas ambientales y pérdidas humanas; algunos de los grandes casos a nivel mundial se presentan en la Tabla 5, se observa el año de manera ascendente, la ubicación, causa y consecuencia de cada una de las fallas presentadas.

Tabla 5. Fallas presentadas en depósitos de residuos mineros.

Año	Ubicación	Causa	Consecuencia
1928	Barahona, Chile.	Sismo: 8.2 (Richter).	55 muertos, graves daños ambientales
1937	Tlalpujahua, México.	Desbordamiento por fuertes tormentas.	Al menos 300 muertos.
1965	El Cobre, Chile.	Sismo 7.5 (Richter).	300 muertos, una villa sepultada.
1985	Stava, Italia.	Falla por corte del dique de contención.	268 muertos, graves daños ambientales y a la propiedad.
1998	Los Frailes, España.	Falla de la cimentación del depósito.	Graves daños ambientales.
2000	Baia Mare, Rumania	Desbordamiento del depósito de relaves	Contaminación de ríos, graves daños ambientales.
2001	Kolontar, Hungría	Falla de la cimentación del depósito de relaves.	10 muertos, 120 heridos y 8 km ² de terreno fueron inundados.
2014	Cananea, México.	Falla en el sistema de tuberías.	Contaminación de 2 ríos, graves daños ambientales.
2014	Moun Polley, Canadá	Falla en la cimentación del dique de contención.	Graves daños ambientales, contaminación de ríos y lagos.

Año	Ubicación	Causa	Consecuencia
2015	Fundao, Samarco, Brasil	Falla por licuación	18 muertos, graves daños ambientales y contaminación de ríos y océano.

Fuente: Jaime y Sanabria (2018).

Witt *et al.* (2004), nos mencionan que dependiendo del lugar de depósito del jal dentro de la presa serán las características que éstos tendrán; por ejemplo: se presentan mayores valores de tamaño de granos, peso volumétrico, permeabilidad y resistencia al corte cerca del talud aguas abajo, donde generalmente se depositan jales gruesos como arenas, rocas de desecho o materiales de préstamo. Por lo consiguiente, se tienen valores menores cuando se alejan en la dirección aguas arriba, donde se presentan residuos más finos y con alto contenido de agua.

Los jales mineros secos comúnmente tienen un alto ángulo de fricción debido a que, normalmente, sus partículas son angulares o muy angulares, pero el tamaño de su partícula es muy variable, puesto que depende de los procesos de extracción del mineral (William y Mulligan, 1996; Sarsby, 2000; Bjelkevik, 2005). Al respecto, Sarsby (2000) delimita los tamaños de los residuos en libres de grava (< 2 mm), libres de arcilla (< 3.9 μm), con arena (625 μm a 2 mm) y, siendo el más común, con limo (3.9 – 625 μm). La densidad varía de acuerdo a la roca madre de la que proviene el residuo minero. Sarsby (2000) y Bjelkevik (2005) exponen un rango de densidad aparente que pueden tener los relaves mineros que va de 1.8 a 1.9 t/m^3 , y una gravedad específica entre 2.6 y 2.8.

2.1 Caracterización

Para poder conocer el material, es necesario realizar una caracterización del mismo con el fin de saber cuál puede ser su posible uso y aplicación. En el caso de los relaves mineros, se requieren hacer distintos ensayos y pruebas, tales como análisis granulométricos, límites de plasticidad, ensayos de resistencia a la compresión y triaxiales, pruebas de corte, entre otras. Esto siguiendo la metodología de las normas correspondientes. A continuación, se muestran ejemplos de investigaciones hechas para la determinación de distintos parámetros con el fin de conocer el material en cuestión.

Hernández *et al.* (2018), exponen la metodología empleada para la caracterización de jales mineros mediante la obtención de sus propiedades índice y mecánicas, y comparan los resultados obtenidos con pruebas en campo, contrastadas con las pruebas de laboratorio, con el objeto final de determinar la resistencia al cortante del material. Para la prueba de campo, emplean el instrumento denominado ficómetro, el cual permite medir la cohesión y el ángulo de fricción interna directamente en campo, introduciéndolo en una recámara previamente excavada y a la cual se aplica presión con una manguera con agua hasta que se induce el corte mediante un dispositivo de reacción, mientras que, para obtener la cohesión y el ángulo de fricción en laboratorio, optaron por la realización de pruebas triaxiales no consolidadas-no drenadas (UU), y consolidadas-no drenadas (CU). Los autores realizaron las pruebas en tres sitios diferentes (uno en San Luis Potosí, y dos en Chihuahua), de los cuales se obtuvieron 42 triaxiales UU, 40 CU, y 31 pruebas de ficómetro para el sitio uno, 18 UU, 18 CU y 15 de ficómetro para el sitio dos, y siete UU, siete CU y cinco ficómetros para el sitio tres. En los ensayos de campo, encontraron que el ángulo de fricción obtenido mediante el ficómetro no disminuye al incrementarse el contenido de agua, como sería lo esperado, ni existe una influencia en el porcentaje de finos en el ángulo de fricción para esta prueba, mientras que, para las pruebas de laboratorio, es notoria la disminución del ángulo respecto al incremento de partículas finas. También encontraron que los valores de los ángulos de fricción a menos de 10 m de profundidad son menores en las pruebas de campo que en las de laboratorio, y tienden a ser similares a mayor profundidad, por lo que concluyen que la rigidez del confinamiento en campo influye de manera directa en los resultados, parámetro que puede ser deducido por el número de golpes en una prueba SPT. Concluyen que, a mayor grado de saturación, sobre todo por encima del 90 %, las pruebas triaxiales arrojan un menor ángulo de fricción interna. Por último, señalan que la prueba del ficómetro resulta fiable para la caracterización de los materiales de esta naturaleza.

Bernal *et al.* (2018) comparan los resultados de las pruebas triaxiales UU y CU para la determinación de los parámetros mecánicos de jales. Realizaron los ensayos de acuerdo a la normativa ASTM D 2850-99, y ASTM D 4767-95, con

probetas inalteradas y reconstituidas obtenidas de tres sitios diferentes (dos de Colima y una de San Luis Potosí). Señalan que, por su naturaleza, la prueba UU se realiza para conocer de manera rápida la resistencia al corte no drenado del material en función de esfuerzos totales, mientras que la prueba CU se pueden obtener los coeficientes de fricción y de cohesión en términos de esfuerzos totales y efectivos. Los autores obtuvieron las propiedades índice de los materiales inalterados, que oscilan en los rangos del 5 y 36 % para el contenido de agua, 2.62 y 3.46 en densidad relativa de sólidos, contenidos de finos entre 7 y 100 %, grados de saturación del 18 al 100 % y pesos volumétricos entre 14 y 21 %. La probeta reconstituida que ensayaron tenía un 30 % de finos, densidad relativa de sólidos de 2.86, contenido de agua inicial del 15 % y un LL del 24 %. Los autores señalan que los jales presentan un comportamiento similar a las arenas, por lo que se enfocaron en la determinación del ángulo de fricción interna. Para la primera probeta, en la prueba CC obtuvieron ángulos de fricción interna entre 25 y 40 grados y, en concordancia con Hernández *et al.* (2018), señalan que el ángulo de fricción decrece al aumentar el contenido de partículas finas. Los ensayos de CU arrojaron valores de entre 32 y 47 grados. Con los resultados del segundo sitio también concuerdan con Hernández *et al.* (2018), concluyendo que, cuando el grado de saturación es mayor al 90 %, el ángulo de fricción disminuye drásticamente. Los autores concluyen que, en las probetas reconstituidas, los ángulos de fricción obtenidos (entre 28 y 37), son similares a los obtenidos para las muestras inalteradas (25 y 43). También señalan que, en las pruebas UU, para un grado de saturación menor al 90 %, y un contenido de finos menor al 60 %, el rango de los ángulos de fricción para estos materiales es de 25 a 41 grados, disminuyendo a un rango de entre 30 y 0 grados si no se cumplen las condiciones descritas. Los valores obtenidos en las pruebas CU varían entre los 27 y 47 grados para el ángulo de fricción, concluyendo que los análisis obtenidos por los tres métodos (UU, CU, y probetas reconstituidas) arrojan resultados similares.

Candelaria *et al.* (2018) señalan que los métodos tradicionales para la obtención de las propiedades índice de los jales presentan limitantes debido al contenido de arenas, o por el comportamiento no plástico de la fracción fina del

material, y es preferible optar por métodos alternativos, ya que la destreza del operador es un factor determinante para los métodos actuales. Por ello, proponen una penetración de 5 mm en la prueba del cono para determinar el límite plástico. Dicha prueba consiste en dejar caer un cono de dimensiones normadas sobre una muestra remoldeada de suelo y el LL se logra al alcanzar cierta penetración, que está en función del instrumento. Emplearon material de Colima, Chihuahua y San Luis Potosí para sus ensayos, recuperado en una prueba de penetración estándar y tubos Shelby. Se ensayó mediante un cono de penetración inglés, con un ángulo de 30 grados en su punta, 76 g de masa, sobre una probeta de 2 cm de profundidad. Para la primera serie de pruebas, se empleó una penetración de 2 mm para el límite plástico, y de 20 mm para el límite líquido, obteniendo clasificaciones del material que discernían de lo reportado por la literatura al ubicarse cerca del 20 % de los resultados por encima de la línea U, por lo que sugieren emplear penetraciones de 5 mm para el límite plástico, reduciendo con ello a solo el 1 % de las muestras en el supuesto mencionado.

Para el caso de Querétaro, Santos *et al.* (2013) realizaron un estudio de la mina La Negra, que se ubica en la localidad de Maconí, municipio de Cadereyta, en donde se han registrado en 3 ocasiones derrames de jales. De esta mina se obtienen dos concentrados, uno de plomo-cobre y otro de zinc, derivados del proceso de flotación, y como residuo se generan los jales. Del análisis granulométrico de los jales, se obtuvo que el tamaño de partículas varía de 0.05 hasta 0.2 mm, correspondiente al tamaño de arenas finas; más del 50 % de los jales se encuentran con un tamaño menor a 0.074 mm (malla No. 200); el pH inicial de las muestras en promedio es de 8.12 y disminuye a 7.64 en valor promedio, por lo que se presenta un proceso de acidificación. Para determinar el contenido de metales en los jales se empleó un digestor de microondas, mediante espectrofotometría de absorción atómica de flama (AA-F) y espectrofotometría de emisión de plasma acoplado por inducción (ICP- AS), para, posteriormente, determinar la fracción soluble de acuerdo al método indicado en la norma NOM-141-SEMARNAT-2003, contenida en el DOF (2004). De los sedimentos se determinó el pH mediante el procedimiento descrito en la norma NOM-021-

SEMARNAT-2000 (2002), se realizó una digestión en microondas y se determinó el contenido de los elementos con los procedimientos de espectrofotometría antes mencionados. Para los depósitos, concluyen que la concentración de la fracción soluble se encuentra dentro de lo establecido por la norma NOM-141. Respecto a la dispersión, señalan que los fenómenos hídricos provocan el arrastre y distribución de las partículas de jal, que lleva a tener una presencia alta de arsénico y metales pesados en los sedimentos de los cauces de los escurrimientos aledaños a los depósitos, pero la concentración de la fracción soluble de estos elementos está dentro de los parámetros de la normativa vigente, por lo que no representan un peligro.

2.2 Estabilización

Para poder trabajar con jales mineros es primordial el tratamiento y/o estabilización de los mismos, que consiste en la encapsulación de los contaminantes, volviéndolos insolubles en un entorno de pH estable y propiciando la estabilización química, principalmente al romper los enlaces de los metales lo cual reduce aún más su potencial contaminante y tóxico (Voglar y Leštan, 2011). Esta estabilización se puede realizar por medio de métodos biológicos, químicos y/o físicos, obstaculizando la propagación de contaminantes en el suelo al disminuir la lixiviación de los mismos y su biodisponibilidad.

Una de las técnicas que más se han utilizado para la estabilización de jales mineros es la utilización de cemento o cenizas. Algunas de las investigaciones que validan dicha técnica en casos similares se exponen a continuación.

Janusa *et al.* (2000), a partir de su experimentación con plomo, agregaron cemento y bagazo de caña de azúcar para estabilizarlo, mejorando considerablemente la eficiencia en la estabilización de este metal. Lo realizado por estos autores fue básicamente la elaboración de un conjunto de probetas hechas de cemento Portland tipo I, plomo $Pb(NO_3)_2$ y bagazo tratado bajo condiciones de base y ácido, con el fin de eliminar la fibra celulosa y agua desionizada. Las cantidades, tanto del plomo como del bagazo, fueron con base en un porcentaje de

la cantidad total de cemento. Las mezclas fueron sometidas a pruebas de lixiviación característica de toxicidad (TCLP); los resultados fueron favorables, demostrando que el uso del bagazo tiene ventajas, como lo son el costo y un proceso de tratamiento relativamente seguro, además de simple y que no requiere un control cuidadoso. No hay productos químicos tóxicos o inflamables involucrados en el proceso. La solidificación del plomo con la ayuda del bagazo como adsorbente reduce la capacidad de lixiviación de las matrices de cemento de plomo que se forman para pasar fácilmente la prueba EPA TCLP. Finalmente, llegan a la conclusión de que el uso de bagazo como aditivo para el cemento mejora efectivamente la estabilización de la solidificación del plomo incluso a concentraciones de plomo más altas y que este procedimiento podría ser muy efectivo para otros metales (Cd, Cr, Hg, Ni).

Yin *et al.* (2006), realizaron experimentos con suelo contaminado con plomo agregando ceniza de cáscara de arroz y cemento para su estabilización, mejorando también las características del material. La metodología consistió en la elaboración de mezclas a base de suelo contaminado con plomo, cemento Portland Ordinario (OPC) tipo I, ceniza de cáscara de arroz y agua desionizada, variando la concentración del plomo y los porcentajes del cemento y la ceniza de cáscara de arroz. A los especímenes se les hicieron pruebas de lixiviación característica de toxicidad (TCLP), resistencia a la compresión no confinada (USCS) así como de pH y alcalinidad de los lixiviados. Los resultados obtenidos indicaron que con el uso del cemento y la ceniza de cáscara de arroz se tiene un enorme potencial de estabilización, ya que ambos parámetros tuvieron un cumplimiento normativo. Además, con la ceniza de cáscara de arroz se redujo la lixiviación del plomo de las muestras.

Bertocchi *et al.* (2006) llevaron a cabo una investigación con metales pesados presentes en jales mineros, entre ellos arsénico (As), donde utilizaron cenizas para estabilizarlos y lo compararon con la estabilización de los jales con barro rojo. Los autores realizaron pruebas de pH y de remoción de arsénico tanto a los jales con ceniza volante como a los jales con barro rojo. Los resultados obtenidos

fueron que ambos materiales son eficientes para su propósito, pero reaccionan de manera distinta al pH, ya que la capacidad de absorción de la solución de los dos materiales de desecho está fuertemente influenciada por este parámetro; la ceniza volante trabaja mejor para la eliminación del arsénico con pH alto, mientras que el barro rojo es más eficiente en medida que el pH disminuye. Por su parte los resultados de las pruebas de columna de lixiviados demostraron que ambos materiales de desecho reducen significativamente la liberación de As, Cd, Cu, Pb y Zn en el eluato.

Choi *et al.* (2009), determinaron la cantidad óptima de cemento necesaria para la estabilización de Arsénico (As) y Plomo (Pb) presentes en jales muestreados de 3 diferentes minas abandonadas empleando pruebas de lixiviación de arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd) y Zinc (Zn) mediante la extracción de 1 N HCl antes y después de ser estabilizadas las mezclas de jales mineros, realizando la prueba de lixiviación estándar coreana, procedimiento de lixiviación por precipitación sintética y lixiviación característica de toxicidad para estimar las cantidades lixiviables en diferentes condiciones simuladas en las pruebas, teniendo como resultado que un 5 % de cemento basta para estabilizar los compuestos.

Finalmente, Desogus *et al.* (2013) realizaron un tratamiento de estabilización de jales mineros usando cemento Portland, dihidrógeno fosfato de potasio y hexahidrato de cloruro férrico; esta mezcla minimiza la movilidad de los contaminantes y obtiene un material adecuado para el relleno de la minería. Específicamente, los materiales fueron los siguientes: los jales usados fueron producto de minas destinadas a la producción de plomo y zinc, el cemento utilizado se caracterizó por pruebas de lixiviación según UNI 10802 (UNI, 2005) para evaluar la presencia de contaminantes en los lixiviados, por otra parte los aditivos de estabilización fueron el dihidrógeno fosfato de potasio (KH_2PO_4) y hexahidrato de cloruro férrico (FeCl_3), además de otro reactivo, hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Para las pruebas de estabilización las probetas se hicieron agregando diferentes proporciones de los aditivos mencionados, individualmente o en combinación, a los residuos. En el caso de las pruebas de solidificación se hicieron mezclas de residuo

minero-aglutinante-agua y aditivos. Se concluye de los resultados de las pruebas de estabilización que el uso combinado de potasio dihidrogenofosfato y cloruro férrico hexahidrato permite la estabilización de los desechos, incluso en condiciones alcalinas muy fuertes, debido a la formación de compuestos estables o muy solubles (hidroxipiroforito, cloropirofetato, arsenato férrico, etc.) y garantiza la liberación de contaminantes metálicos por debajo de los límites legales para aguas subterráneas y agua superficial. Hablando de los resultados de pruebas de solidificación, se concluye que utilizando KH_2PO_4 y FeCl_3 junto con un 5 % de aglutinante, se producen monolitos que cumplen con los límites reglamentarios correspondientes. Además, a partir de los resultados de las pruebas de lixiviación llevadas a cabo en el material obtenido aplastando los monolitos, se considera que la inertización de los residuos mineros estudiados se debe tanto a la encapsulación física como a la formación de compuestos estables de los metales pesados y los aditivos utilizados.

Sin embargo, diversas investigaciones (Harter, 1983; Gerriste y Van Driel 1984; Naidu *et al.*, 1994) señalan que existe una correlación directa entre el pH del suelo y la retención de metales pesados, resultando en que los suelos básicos presenten una mayor adsorción de metales pesados que aquellos suelos con pH ácido.

Las pruebas de lixiviación son muy importantes en la caracterización de residuos o materiales no convencionales (subproductos industriales) empleados en la industria de la construcción, puesto que dichos materiales pueden contener compuestos que, al estar expuestos al agua (lluvia, agua superficial, agua subterránea, entre otras), probablemente experimenten procesos de disolución y los liberen al ambiente, generando un riesgo ambiental. En México estas pruebas están comenzando a ser utilizadas en la infraestructura carretera; como parte de las medidas para optimizar el uso de recursos; siendo soluciones técnicas y ambientalmente viables (López y Pérez, 2018).

En esta investigación se busca la estabilización con cemento Portland ya que es poco costosa y versátil en comparación de otros métodos. El cemento es usado para estabilizar residuos peligrosos y nucleares, reduciendo la movilidad de los

contaminantes como metales pesados, metaloides y radionucleidos, por lo que la lixiviabilidad del contaminante es reducida por la disminución de la permeabilidad de los residuos y por la unión de los iones en la matriz cementada. La adición de cemento en las muestras de residuos mineros previene eficientemente el polvo de los mismos y la pérdida de suelo debido a la erosión eólica e hídrica (Ojuri et al. 2017; Johnson, 2015; Voglar y Leštan, 2010).

2.3 Aplicaciones

Una vez caracterizados y estabilizados por cualquiera de las muchas técnicas que existen, los relaves producto de las actividades de la industria minera pueden tener varias aplicaciones, pudiendo ser utilizados en la industria de la construcción como materiales de sustitución, teniendo un impacto ambiental positivo al utilizar un material de desecho contaminado previamente estabilizado. Dentro de esta industria existe una gran cantidad de actividades relacionadas con la ingeniería civil, de las que destacan la construcción de edificaciones, las vías terrestres y las obras hidráulicas. Específicamente en las vías terrestres se puede hacer uso de los relaves mineros como constituyentes de las capas de soporte de los pavimentos. A continuación, se presentan algunos ejemplos de aplicaciones de los relaves en las actividades propias de la ingeniería civil, con un énfasis en las vías terrestres.

Respecto al uso de residuos mineros en la industria de la construcción Pavez *et al.* (2016) estudiaron el empleo de jales mineros en morteros de estuco, empleando cemento, puzolana y arena. Se emplearon dos mezclas sin los jales para realizar una comparativa de sus propiedades, y una más empleando jales de mina de cobre. La mezcla con jales estudiada se diseñó con una proporción 1/3 cemento/arena, 1/3 cemento/jales y 0.65 agua/cemento, y se condujeron ensayos a compresión simple, flexión, adherencia, retención de agua y análisis químicos. Los jales mostraron en el análisis químico la presencia de cloruros y sulfatos, pero estos se encontraban dentro de la normativa de referencia del estudio (NCh1444).

La resistencia a la compresión simple del mortero con jales mineros resultó ser significativamente mayor (2.5 veces la resistencia del mortero de muestra a 28 días), al igual que la resistencia a la flexión, donde las probetas con jales resistieron 36 kgf/cm², comparado con los 26 kgf/cm² que alcanzaron las probetas de control. La retención de agua también fue mayor en el mortero con jales (87%, comparado con el 60% de la muestra de control). En cuanto a adherencia, el estuco con jal presentó 7 kgf/cm², superando el estándar solicitado en un mortero, que es de solo 2 kgf/cm² según la norma de referencia del estudio (NCh2471). Con ello, concluyen que, a pesar de que la granulometría no cumple con el estándar, una mezcla con jales de cobre presenta mejores propiedades mecánicas que una mezcla convencional. Así mismo, hacen énfasis en la capacidad de adherencia del jal y el aumento de la capacidad de retención de agua, características muy deseables en mezclas de mortero.

Roy *et al.* (2007) realizaron un estudio de factibilidad del uso de jales mineros para la elaboración de ladrillos. Para dicho estudio trabajaron con relaves de molino de oro, cemento Portland Ordinario (OPC) y cuatro distintos tipos de suelo (A, B, C, D). Este trabajo examinó las posibilidades de hacer ladrillos usando jales mineros únicamente, jales mineros con cemento como aditivo, jales mineros con suelos orgánicos compresibles (*black cotton soils*) como aditivos y jales mineros con arcilla o barro (*red soil*) como aditivo. Para la preparación de los ladrillos se hicieron moldes adecuados y se realizaron los ladrillos con mezclas de relaves con cemento como aditivo, así como la de relaves con los distintos suelos como aditivos; para los ladrillos hechos con la primera mezcla, el cemento Portland Ordinario se mezcló con los relaves del molino en peso en proporciones de 5, 10, 15, 20 y 25 %, los ladrillos fueron curados por inmersión en agua por periodos de 3, 7, 14 y 21 días. Los ladrillos hechos con los distintos suelos fueron secados a temperatura ambiente durante 2 días y otros 3 días al sol. Los ladrillos fueron sometidos a varias pruebas, como ensaye de resistencia a la compresión usando una Máquina Universal, absorción de agua y contracción lineal, además de un análisis de costos. Los resultados que los ladrillos hechos puramente de relaves no son adecuados para el propósito buscado, mientras que los ladrillos de relaves del suelo que utilizan los

suelos A, B, C y D a 65, 75, 50 y 45 % de los relaves de molino, respectivamente, cumplieron con los requisitos en términos de resistencia a la compresión, contracción lineal y absorción de agua, además de un costo menor al de ladrillos de arcilla tradicionales. Sin embargo, se debe hacer una evaluación de las composiciones químicas y mineralógicas para determinar su seguridad en la fabricación y utilización de los ladrillos respectivos con fines de construcción.

Oluwasola *et al.* (2015), evaluaron mezclas asfálticas modificadas con escorias de acero de hornos de arco eléctrico y con jales de minas de cobre. Para ello diseñaron cuatro mezclas diferentes, la primera con solo agregados de granito, la segunda con un 80 % de granito y 20 % de jales, la tercera con un 80 % de escoria y un 20 % de jales y la cuarta con un 40 % de escoria, 40 % de granito, y 20 % de jales. Las mezclas se sometieron a las pruebas de estabilidad de Marshall (ASTM D 5581), gravedades específicas y contenido de aire en vacíos (ASTM DC 127), susceptibilidad a la humedad (AASHTO T283), módulo de resiliencia (ASTM D 4123-11) y prueba de fluencia dinámica (ASTM D 3497). Los coeficientes de Marshall no variaron significativamente, encontrándose en el rango del 5.04 al 5.18 % para un aglutinante 80-100, y de 5.11 a 5.21 % para un PG 76. Se encontró que para las mezclas con jal y escoria la cantidad de aglutinante óptima era visiblemente superior a la muestra de control, posiblemente debido a su porosidad. Basado en las propiedades Marshall, las mezclas modificadas presentaron un mejor desempeño. La tercera mezcla también fue la que mostró una resistencia a la tensión mayor. Comparando el módulo de resiliencia, las mezclas modificadas presentaron un valor más alto que la mezcla de control y de nuevo se hace alusión a la adherencia alcanzada gracias a las propiedades de los jales de mina de cobre, como señalaran Pavez *et al.* (2016). Los autores concluyen que una mezcla con estos agregados implicaría un mayor consumo de aglutinante, costo que puede amortiguarse al disminuir el empleo de agregados de granito y, en lo general, las mezclas empleando escoria y jales mejoran las propiedades de la mezcla asfáltica.

En relación a utilizar jales mineros en alguna capa de soporte carretero algunas investigaciones en este ámbito son las siguientes.

Ojuri *et al.* (2017) llevaron a cabo una investigación usando jales mineros provenientes de una mina de hierro con la intención de hacer unan evaluación geotécnica y ambiental de un conjunto de diferentes mezclas y verificar su posible utilización como material de la subrasante en la construcción de carreteras, lo cual demuestran con su experimentación. Para esto se realizaron una serie de pruebas a diferentes mezclas con suelo laterítico (suelo rico en hierro y aluminio), relaves mineros procedentes de una mina de hierro y, como aglutinante, una combinación de cal y cemento con proporción 1:2 (cal [Ca(OH)2] y cemento Portland ordinario OPC grado 43) como estabilizador. Fueron elaboradas cinco tipos de probetas denominadas LMT (*Lateritic Soil Mine Tailings*) con diferentes porcentajes de suelo laterítico y relaves mineros y una más de suelo laterítico puro; con cada tipo de probetas se hicieron más variando el porcentaje del aglutinante (0, 4, 6, 8 y 10 %). Se realizaron varias pruebas a las diferentes mezclas antes mencionadas, dentro de las que destacan California Bearing Ratio (CBR), resistencia a la compresión no confinada (USCS), prueba de lixiviación y Análisis mineralógico.

Los resultados obtenidos con las distintas mezclas se muestran en la Tabla 6, en donde se observa que con la adición de relaves mineros hubo una disminución en los valores de los límites de Atterberg y a su vez hubo una disminución en el porcentaje del suelo que pasa la malla no. 200.

Tabla 6. Clasificación de las probetas.

Probetas	% del total de la muestra que pasa la malla No. 200	Límite Líquido (%)	Índice Plástico (%)	AASHTO Clasificación	USCS Clasificación	Observación
Laterita pura	32.95	53.5	31.4	A-2-7 (4)	SC	Material no adecuado para subrasante
LMT90-10	31	35.4	16.6	A-2-6 (1)	SC	Material adecuado para subrasante
LMT80-20	29	29.1	15.5	A-2-6 (1)	SC	
LMT70-30	26	23.5	12.1	A-2-6 (0)	SC	
LMT60-40	25	23.4	12.3	A-2-4 (0)	SC	
LMT50-50	23.4	21.7	11.1	A-2-4 (0)	SC	

Fuente: Ojuri *et al.* (2017)

Por otra parte, los resultados obtenidos de la prueba CBR indican que, al aumentar el porcentaje de aglutinante, el valor de CBR aumentó y, a su vez, con el incremento en la relación de los relaves mineros y el suelo laterítico se tuvo el mismo

efecto. Como conclusiones del estudio obtuvieron que la adición de cantidades variables de residuos mineros disminuyen las cantidades de agregados pétreos de fracción fina y los valores límite de Atterberg, mejorando así la calidad de la mezcla como material de subrasante en la construcción de carreteras; el valor de CBR y de resistencia a la compresión no confinada aumenta con la adición de residuos mineros; en el caso de las pruebas de lixiviación, se determinó que la estabilización con cemento-cal del 8 % de su peso reduce la lixiviación por debajo del nivel de regulación, siendo el porcentaje más apropiado de los especímenes para poder ser trabajado en la construcción de carreteras. La prueba de lixiviación se realizó mediante el uso de agua destilada como lixivante (sin amortiguación del pH con una proporción de 10:1 líquido a sólido) y colocados en una secadora rotativa y mecánicamente agitados en un período de 1, 30 y 60 días. Al final de la prueba de lixiviación separaron la fase líquida y sólida para analizar la fase acuosa utilizando el espectrofotómetro de absorción atómica que imita el proceso de lixiviación que ocurre naturalmente en los sitios debido a los repetidos eventos de lluvia.

Sultan (1978,1979) realizó una investigación para determinar la viabilidad del uso de residuos mineros de una mina de cobre en la construcción de carreteras. En dicha investigación se determinaron las propiedades ingenieriles de los residuos mineros en sus estados no tratados, estabilizados con cemento y estabilizados con asfalto, realizando pruebas como compactación, compresión, esfuerzo cortante y de tensión, compresibilidad, permeabilidad y erodibilidad por la lluvia. Los resultados ratificaron que los residuos mineros tienen buenas propiedades ingenieriles y pueden ser fácilmente adaptados para su uso en la construcción de carreteras.

Quian *et al.* (2011) emplearon jales de minas de granito (no metálicas) para la estructuración de capas de carreteras, en específico, de la subbase. En primera instancia, hacen énfasis en la inocuidad de los residuos no metálicos, en contraste con los jales provenientes de minas. Emplearon jales de mina de granito con un 97.4 % de partículas que pasan la malla No. 4 y un 5.8 % de partículas finas (pasan la malla No. 200). La gravedad específica del material fue de 2.627 y se emplearon diferentes porcentajes de cemento portland para su estabilización. Se realizaron

ensayos de resistencia a la compresión simple, de módulo elástico (tanto estático, como dinámico), de resistencia a la tracción y de contracción por temperatura y secado, esto con base en la normativa China (RIOH, 2009). Las características obtenidas fueron comparadas con una base de piedra triturada, estabilizada de igual forma con cemento portland. Se encontró que un jal estabilizado con un 5 % de cemento portland tiene resistencias a la compresión simple y a la tensión similares a la de los agregados pétreos estabilizados, siendo suficiente para soportar la estructura del pavimento. Respecto al módulo elástico, el jal estabilizado mostró un módulo, tanto estático, como dinámico, mayor al del agregado pétreo. Para las pruebas de contracción por temperatura y secado, el comportamiento, tanto de los jales, como de los agregados pétreos, resultó similar, mostrando un curado inicial de aproximadamente 10 días y disminuyendo hasta alcanzar un valor estable, aunque la pérdida de humedad fue mayor en los jales. Posterior a las pruebas de laboratorio, se construyó un tramo de prueba de 20.38 km en una autopista en Shenzhen, China, donde se remplazaron los agregados pétreos con jales estabilizadas con un 4 % de cemento portland en la capa de subbase, y se observó su comportamiento durante dos años, habiendo demostrado que es posible el empleo de estos jales en la estructura de un pavimento.

Mahmood y Mulligan (2010) presentan una investigación acerca del uso de relaves mineros para base en caminos no pavimentados en la cual comprobaron que son óptimos para ese fin. Los autores presentan un conjunto de pruebas tales como el análisis del tamaño de partícula, gravedad específica y resistencia a la compresión no confinada. Estas pruebas fueron hechas para seis tipos de relaves provenientes de diferentes minas. Para el análisis granulométrico se tomaron muestras representativas de cada tipo de relave y se hicieron dos métodos; el tamizado en seco (ASTM D 422, 1998) y vía hidrómetro (ASTM D422, 1998). La determinación de la gravedad específica se realizó la metodología de la norma ASTM D 854 (1998). La prueba de compresión no confinada se realizó sometiendo los cubos a una dimensión compresión de una máquina uniaxial con una fuerza de compresión máxima de 8.896 kN aplicando una velocidad constante de descenso. Con los resultados obtenidos concluyeron que al aumentar relación agua /cemento

la resistencia disminuye y que, con base en los valores de los coeficientes de las capas que fueron determinados, todas sus mezclas, con excepción de una, son adecuadas para su uso como base en la construcción de vías de acceso temporal.

Castro *et al.* (2016) evaluaron la viabilidad de utilizar los relaves provenientes de una mina de hierro como material para la construcción de infraestructura carretera; determinando que son factibles siempre y cuando sean estabilizados. Los residuos mineros fueron previamente secados en horno a 105° C y sometidos a un proceso de molienda en un molino de bolas marca Retsch modelo PM 100. Posteriormente fueron caracterizados químicamente por medio de la técnica de difracción de rayos X, fluorescencia de rayos X (XRF) en equipos marca Shimadzu y pruebas de disolución y lixiviación. Los resultados de difracción de rayos X muestran como componentes principales: cuarzo, hematita, kaolinita y gibbsita; y para el caso de XRF manifiestan que se encuentran conformados principalmente de óxido de silicio y óxido de aluminio.

Las pruebas de disolución y lixiviación fueron realizadas para evaluar el nivel de contaminación de los elementos potencialmente tóxicos de las muestras tanto para los jales mineros de hierro como para la escoria de acero (fracción no metálica, separada por un proceso magnético) a fin de analizar los compuestos químicos de arsénico, cobre, bario, cadmio, plomo, cromo, mercurio, plata, selenio, hierro, sodio, manganeso, zinc, fenoles, fluoruros, nitratos y sulfatos; de acuerdo con NBR 1000:04 (ABNT, 2004); los residuos mineros de acuerdo a esta prueba rebasan los límites permisibles de aluminio, hierro y fenoles; las escorias de acero superan los límites de hierro, manganeso y fenoles.

De acuerdo con la curva granulométrica, los residuos mineros presentan una composición predominante de arcilla y limo, aproximadamente el 85% de las partículas más finas de 0.075 mm. La muestra no presenta plasticidad y su límite líquido se encuentra por debajo de 25 necesario para poder ser usado como capas de infraestructura carretera de acuerdo a NBR 7207:82 (ABNT, 1982).

Después se realizaron distintas mezclas de residuos mineros en las que se agregaron aglomerantes químicos (cemento Portland, cal o escoria siderúrgica producida en el proceso de fabricación de acero) en contenidos de 1, 2, 5 y 10% en relación con la masa de jales mineros. Se observa una disminución en la densidad seca máxima y un aumento en el contenido óptimo de humedad en las mezclas químicamente estabilizadas directamente proporcional al aumento del contenido del material estabilizador en comparación con los residuos en su estado natural con base en la norma NBR 7182:86 (ABNT, 1986a). Se realizaron pruebas de CBR con base en la norma NBR 9895:87 (ABNT, 1986b) para los residuos en su estado natural y para cada una de las mezclas; presentan un incremento en los valores de CBR directamente proporcional a las energías de compactación usadas. En su estado natural los residuos mineros de acuerdo a una energía de compactación normal, cumplen con los requisitos mínimos para fungir como subrasante de un pavimento y para una energía de compactación intermedia y modificada para una subbase; para las mezclas obtenidas se manifiesta un incremento de CBR después de un período de curación de 7 días; siendo la mezcla con cemento la que presenta un mejor comportamiento seguido de la cal y por último de la escoria de acero. Para las mezclas con porcentajes de 2 y 5% de cemento, pueden ser utilizadas como subbase y base de pavimentos; con respecto a la mezcla con 10% del cementante puede fungir como base de un pavimento que puede ser sometido a cargas severas, aunque el rendimiento económico de las adiciones del cemento no es satisfactorio. En las pruebas de expansión se presenta una disminución de este parámetro en función del aumento del material estabilizador y del tiempo analizado.

Sin embargo, en las pruebas realizadas no se ejecutan pruebas de lixiviación de las mezclas para corroborar la estabilización de los residuos mineros por lo que no determinan el porcentaje adecuado para retener los metales pesados presentes; las conclusiones de su uso se basan en las pruebas de CBR.

3. METODOLOGÍA

Para alcanzar los objetivos planteados en esta investigación, se procedió de acuerdo a la metodología ilustrada en la Figura 4, y explicada ampliamente en los apartados siguientes. La metodología propuesta se divide en tres etapas: procesos de caracterización físico-química, lixiviación y caracterización geotécnica-mecánica.

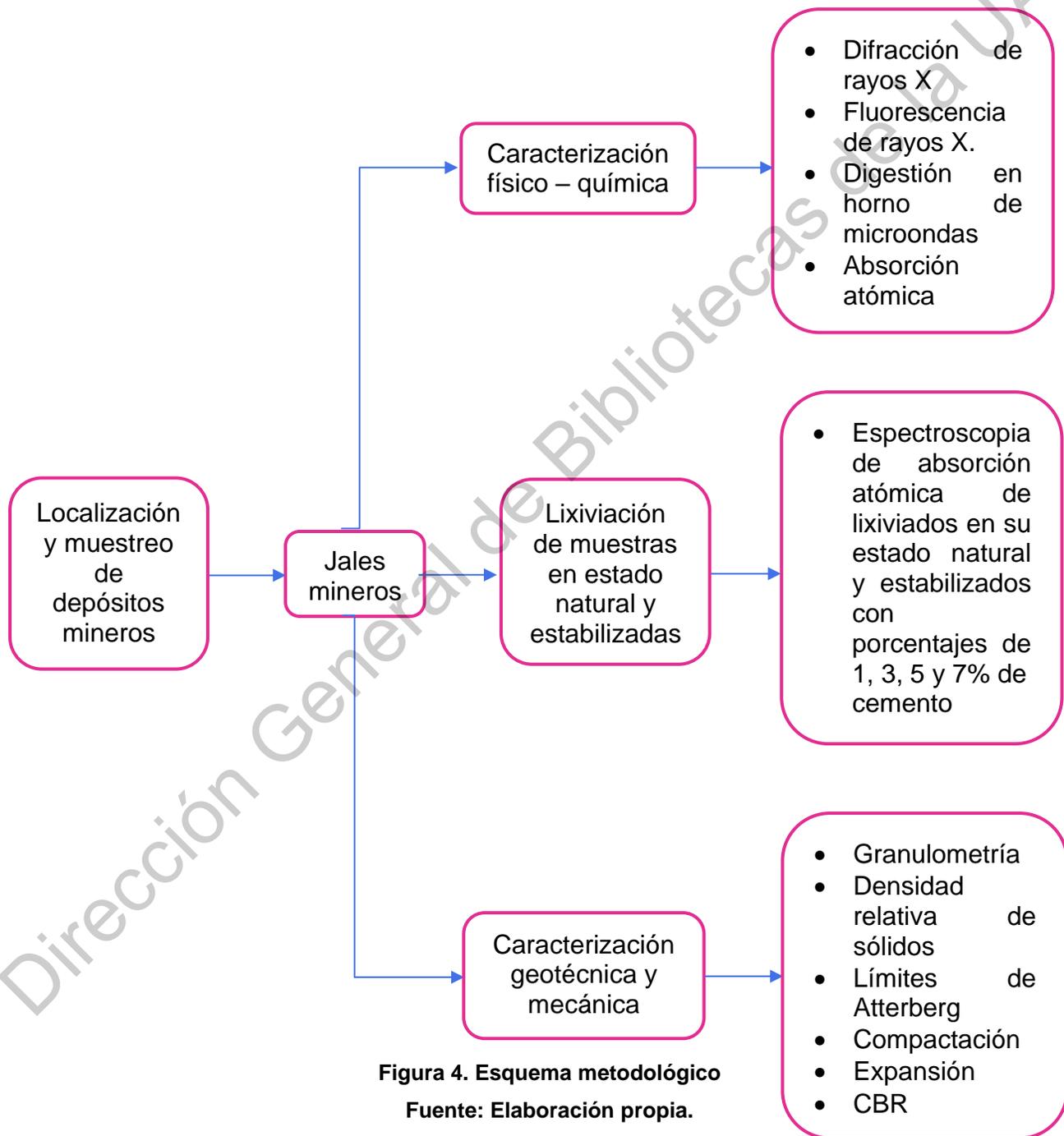


Figura 4. Esquema metodológico
Fuente: Elaboración propia.

3.1 Localización y muestreo de depósitos mineros

Los cuatro sitios de muestreo se seleccionaron por la disponibilidad de material y la cercanía del sitio de extracción. Se realizó un mapa ubicando las minas con potencial a muestreo con la información pública disponible y con ello se escogieron tres sitios en el estado de Querétaro. Gracias a un convenio de colaboración, se obtuvo una muestra de una cuarta mina ubicada en el estado de Zacatecas; abarcando una problemática regional de dos de los sitios más afectados en el país debido a la contaminación por metales pesados producto de la minería.

El estado de Querétaro está ubicado en la zona centro de México, éste colinda al norte con el estado de San Luis Potosí, al sureste con el Estado de México, al suroeste con Michoacán, al oeste con Guanajuato, y al este con Hidalgo. Se obtuvieron tres muestras de diferentes depósitos mineros de la zona serrana del Estado de Querétaro para caracterizar los materiales.

En lo que respecta al estado de Zacatecas se encuentra localizado en la región centro – norte del país, colinda al norte con el estado de Coahuila, al sur con Aguascalientes y Jalisco, al este con San Luis Potosí, al oeste con Durango, al noreste con Nuevo León y al suroeste con Nayarit. Se obtuvo una muestra de una presa de jales mineros de la sierra zacatecana con la finalidad de compararla con los jales provenientes del estado de Querétaro.

Las presas de jales muestreadas se encontraban en dos formas distintas de almacenamiento. La primera, denominada presa de jales, consiste en recolectar los residuos mineros, transportarlos a un área cercana, tirarlos, tenderlos y compactarlos para obtener plataformas con bermas, siendo capaz de almacenar grandes volúmenes de material. La segunda condición de almacenamiento consiste en la formación de montículos en el sitio de extracción o cercano a él para ser usados como relleno de minas fuera de servicio.

Para el primer caso de almacenamiento se muestreó siguiendo el procedimiento explicado en el manual M-MMP-1-01/03 para muestras integrales que consisten en material fragmentado o disgregado de distintos estratos, por lo

que se encuentran representados los distintos materiales en la proporción en que se encuentran. Las muestras fueron tomadas de uno de los taludes de la presa de jales, limpiando la superficie del mismo, eliminado polvo, basura o cualquier sustancia que pudieron contaminarla. Para ello se procedió con ayuda de picos, palas, barretas y espátulas a realizar un canal vertical de sección transversal uniforme en el talud en toda la altura de la plataforma, dicho material fue recolectado en una lona y posteriormente se realizó un cuarteo y se almacenaron las muestras en costales (SCT, 2003a).

En el caso de la segunda condición de almacenamiento, se obtuvieron las muestras por medio de un cuarteo y se almacenaron en costales de acuerdo al manual M-MMP-1-03/03 para suelos y materiales para terracerías (SCT, 2003b).

3.2 Requisitos de calidad para subrasante

Los materiales requeridos para este trabajo de investigación incluyen: residuos mineros (jales) obtenidos del muestreo de minas y cemento portland para su estabilización.

Ya que diversos estudios, contenidos en Sultan 1978,1979; Mahmood y Mulligan, 2010; Qian *et al.*, 2011; Ojuri *et al.*, 2017 sugieren su uso en la construcción de pavimentos; para esta investigación se considera que estos materiales pueden ser utilizados para la conformación de capas subrasantes en vías terrestres (terracerías). Además, los criterios de aceptación establecidos en la normativa mexicana vigente no especifican un tamaño mínimo de agregado para esta capa, siendo que estos materiales suelen tener un alto contenido de finos que resulta inadmisibles en otras capas del pavimento (Sarsby, 2000; Baowei *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2013; Zhu *et al.*, 2015). La metodología expuesta es una metodología general que permite visualizar el uso potencial de los jales de minas.

Se utilizaron cuatro muestras de distintas presas de jales, sin agregar ningún tipo de material de banco para utilizar la mayor cantidad de los mismos, los cuales fueron sometidos a distintas pruebas. Entre ellas, se midió su resistencia basado en su Valor Soporte de California, también conocido por su nombre en inglés como

California Bearing Ratio (CBR), con base en la norma de la SCT (2008). El Valor Soporte de California es el parámetro principal para caracterizar la resistencia de los materiales para ser usados en carreteras y constituye un parámetro básico utilizado en la mayoría de las metodologías de diseño de pavimentos.

Para corroborar la hipótesis del uso factible de los residuos mineros en su estado natural y/o en su estado estabilizado fue necesario verificar que las características de cada uno de los materiales cumplieran los requisitos necesarios para conformar la capa de subrasante de un pavimento de acuerdo a la normativa mexicana vigente.

La capa subrasante sirve de desplante de un pavimento, es la capa que se forma inmediatamente encima de la cama de los cortes, de la capa subyacente o del cuerpo de un terraplén cuando ésta última no se construye. De acuerdo a la normativa vigente en México, se debe cumplir 6 requisitos que se exponen en la Tabla 7.

Tabla 7. Requisitos de calidad de materiales para capa subrasante.

Característica	Valor
Tamaño máximo (mm)	76
Límite líquido (%), máximo	40
Índice plástico (%), máximo	12
Valor Soporte de California (%), mínimo	20
Expansión máxima (%)	2
Grado de compactación (%)	100 ± 2

Fuente: SCT (2002b).

3.3 Caracterización físico – química

Para obtener un panorama general de los componentes que influyen en el comportamiento de las muestras, se realizó una caracterización físico química de los residuos mineros muestreados para determinar la composición química de cada uno de ellos y obtener las concentraciones de metales pesados que son potencialmente tóxicos para el entorno que los rodea.

Las cuatro muestras presentan distintas distribuciones granulométricas, por lo que es necesario homogenizarlas de manera que se analice la misma fracción, los mismos parámetros y en las mismas condiciones. Una de las técnicas de corrección más empleadas para poder comparar las concentraciones de metales pesados de diferentes muestras con distinta granulometría, es la separación mecánica (cribado), ya que no altera las concentraciones de metales de la muestra, analizando la misma fracción de las muestras con un tamaño inferior a un valor determinado por el investigador. La mayoría de autores sugieren analizar la porción menor a 63 μm ya que los materiales traza de origen antropogénico principalmente se asocian a las partículas de este tamaño (Vaithyanathan *et al.*, 1993; Gaiero *et al.*, 1997; Usero *et al.*, 1997). Por lo que para esta investigación en lo que respecta a la caracterización físico-química de los jales mineros muestreados, previamente fueron pulverizados en un mortero de ágata y posteriormente se tamizaron por la malla no. 325 (45 μm).

Basada en la bibliografía consultada (Benzaazoua *et al.*, 2004; Bingham y Hand, 2005; Benzaazoua *et al.*, 2008; Choi *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2016; Ojuri *et al.*, 2017) se seleccionaron las pruebas de difracción y fluorescencia de rayos X como técnicas no destructivas, de fácil acceso y de bajo costo comparadas con otras técnicas. Se complementó la caracterización por medio de digestión en horno de microondas y espectroscopia de absorción atómica para corroborar la cuantificación de los elementos pertinentes en esta investigación; esta técnica será utilizada para analizar los lixiviados generados de las muestras en su estado natural y estabilizadas.

3.3.1 Difracción de rayos X

La composición química de las muestras se determinó mediante difracción de rayos X (DRX) en un difractómetro marca Bruker modelo D8 Advance. Esta técnica es viable ya que los componentes químicos se disponen de forma regular presentándose en redes cristalinas únicas, o sea, la repetición periódica de la celda mineral; estas redes son conocidas y están registradas en una base de datos. Es posible obtener los minerales presentes en las muestras mediante la obtención

matemática de los distintos planos donde se encuentran los átomos del cristal mediante la técnica de difracción de rayos X. El método involucra la interacción de la radiación electromagnética con los átomos de la muestra; para esto, se bombardea la muestra con un haz de rayos X, dicho haz difractado refleja los planos de la red cristalina que interfieren constructivamente. Los rayos difractados requieren cumplir la ecuación de Bragg: $\lambda=2d\text{sen}\theta$, donde λ es la longitud de onda de la radiación, d es el espaciado entre los planos en el cristal y θ es el ángulo de incidencia del haz con los planos del cristal. Cada plano que cumpla la ley de Bragg producirá un pico de difracción o banda de Bragg. Al conjunto de los mismos se le denomina difractograma, el cual presenta la intensidad de difracción observada en función del ángulo de incidencia siendo característico de la muestra. La identificación de las fases presentes se efectúa por comparación con los espectros de patrones disponibles en un banco de datos internacional (Ramón y Jiménez, 2006; Litter *et al.*, 2009).

3.3.2 Fluorescencia de rayos X

Debido a que la técnica de difracción de rayos X establece las fases mineralógicas de compuestos cristalinos presentes en la muestra en concentraciones mayores a aproximadamente 3-5 %, fue necesario complementar la identificación de la muestra de jales mineros con la técnica de fluorescencia de rayos X, utilizando un fluoroscopio marca PANalytical modelo Epsilon3XLE. Es una técnica espectroscópica de emisión no destructiva basada en la emisión de radiación X, requiere de cortos tiempos de análisis y poca manipulación, asimismo, los resultados se basan en programas corregidos que minimizan o eliminan las interferencias elementales, por lo que comúnmente es usada para el análisis cuantitativo de muestras de origen geológico (Brouwer, 2013).

El proceso consiste en la excitación mediante la aplicación de energía al sistema; este aumento de energía provoca que los átomos se exciten, volviéndolos inestables. Para regresar a su estado fundamental el átomo produce saltos de electrones desde los niveles externos a los niveles internos para ocupar los huecos generados, desprendiendo energía en forma de radiación de rayos X a la cual se

denomina fluorescencia de rayos X. La medición de las intensidades de fluorescencia es transformada a concentraciones de minerales empleando curvas de calibración (de Pablo, 1977; Litter et al., 2009).

Con este método se cuantificaron 64 elementos que componen la muestra, haciendo énfasis en los 12 elementos contemplados en la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece las concentraciones máximas permisibles en suelos contaminados por metales pesados (SEMARNAT, 2004b).

3.3.3 Digestión en horno de microondas

Debido a la insuficiente sensibilidad de la técnica de fluorescencia de rayos X para algunos elementos traza como lo son el plomo y el cadmio, así como a la menor exactitud y precisión de sus resultados comparados con las técnicas de espectroscopía clásicas (Marguí *et al.*, 2007), se optó por complementar la identificación de las muestras de los residuos mineros por la técnica de espectroscopía de absorción atómica que nos permite determinar y cuantificar elementos presentes en las muestras; sin embargo, las muestras por su naturaleza no pueden ser analizadas directamente por los equipos utilizados; requieren ser preparadas de manera que se obtenga una solución homogénea adecuada para su análisis. Dentro de las técnicas más usadas para preparar las muestras sólidas se encuentra la digestión que puede ser húmeda, seca o asistida por microondas; para esta investigación se optó por realizar la preparación por medio de digestión con horno de microondas para evitar pérdidas de las muestras por volatilización, posibilidad de descomposición incompleta, procesos largos y riesgos de contaminación.

Se utilizó un horno de microondas marca Anton Paar modelo Multiwave PRO para la digestión de las muestras, constituido por un rotor con plataforma giratoria cuya finalidad es la distribución homogénea de la radiación de microondas, recipientes de digestión ácida de politetrafluoretileno en las que se adicionó 0.1 gramos de material de cada una de las muestras junto con 1 ml de ácido clorhídrico (HCl) y 4 ml de ácido nítrico (HNO₃). Aunado a las mezclas generadas, se preparó

un blanco por cada una de ellas, que consistió en la mezcla ácida usada para la digestión de las muestras sólidas, con la finalidad de someterlas al mismo procedimiento de digestión para al finalizar realizar la corrección correspondiente de las concentraciones de los elementos debido a las posibles impurezas presentes en los reactivos utilizados (Litter *et al.*, 2009; Gallegos *et al.*, 2012).

3.3.4 Espectroscopía de absorción atómica

Teniendo las muestras en estado líquido, se puede determinar las concentraciones específicas de cada elemento que existe en la muestra analizada por medio de espectroscopia de absorción atómica, también conocida por sus siglas en inglés como AAS (*Atomic Absorption Spectroscopy*). Se basa en la ley de Kirchhoff, la cual cita “Cualquier materia que pueda emitir luz a una cierta longitud de onda también absorberá luz a esa longitud de onda” (citado en Martínez, 2020). La técnica es extremadamente sensible y consiste en la medición de la cantidad de luz que es absorbida por los átomos del analito (compuesto o elemento químico de interés) a la longitud de onda resonante; las energías de transición son únicas para cada elemento. Esta técnica es generalmente usada en muestras de tipo ambiental, permite analizar hasta 70 elementos (metales y no metales) en casi todo tipo de muestras con límites de detección de hasta microgramos litros (Gao *et al.*, 2013).

Existen distintas técnicas de absorción de atómica para determinar distintos elementos dependiendo de sus características naturales. De acuerdo a la técnica seleccionada se determina el límite de detección y de cuantificación, también conocidos como cantidad mínima detectable y cuantificable, respectivamente. El primero de ellos se refiere a la concentración más baja del analito estudiado cuya señal es posible distinguir de los valores obtenidos por el blanco (ruido) que el método de análisis detecta de manera fiable; el segundo es la concentración baja de analito que puede ser cuantificado con un grado de confianza establecido de acuerdo al método instrumental (Ospina, 1994).

Dentro de las distintas técnicas, se encuentra la espectrometría óptica atómica, basada en un proceso denominado atomización en la que se convierte los

elementos presentes de la muestra en átomos o iones elementales en su estado gaseoso. Los métodos más empleados para lograr la atomización de una muestra son absorción atómica con llama, también conocida por sus siglas en inglés como FAAS (*Flame Atomic Absorption Spectrometry*), o la utilización de energía electrotérmica en horno de grafito, conocida como GFAAS por sus siglas en inglés (*Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry*). El principio de estos métodos se basa en la absorción de luz de un elemento en estado atómico; cada elemento tiene una longitud de onda específica a la cual es absorbida la luz, siendo la cantidad de átomos del elemento presente en la muestra proporcional a la cantidad de radiación absorbida.

La luz incidente utilizada en esta técnica generalmente es emitida por una lámpara de cátodo hueco o de descarga sin electrodo, el uso de estas lámparas disminuye los límites de detección del arsénico.

En lo que respecta a la técnica FAAS, permite la detección de metales en concentraciones de partes por millón, ppm. La muestra es aspirada mediante un tubo capilar en una llama para ser atomizada, el haz de luz es dirigido a través de la llama y se mide la cantidad de luz absorbida por el elemento atomizado en la llama por medio de un detector del equipo. El atomizador en llama permite la separación de las moléculas para formar átomos libres por medio de un gas combustible. Se realizó la cuantificación de níquel, cobre, plomo, cadmio, zinc y cromo presentes en las muestras con un sistema marca PerkinElmer Wallac modelo AAnalyst 100 con lámparas de cátodo hueco y con corrección de fondo de deuterio, utilizando acetileno como combustible y óxido nitroso como oxidante ya que las muestras se descomponen con facilidad. Este oxidante junto con el combustible producen temperaturas de 2500°C a 3100°C.

Con relación a la técnica de GFAAS, permite descender los límites de detección al nivel de partes por billón (ppb). La muestra es inyectada en el tubo de grafito y es calentada a una temperatura un poco inferior al punto de ebullición del solvente, evaporando el solvente y los componentes volátiles de las muestras, después se incrementa la temperatura hasta el punto de calcinar la mayor cantidad

de materia orgánica de la muestra sin perder el analito y por último el horno es calentado a altas temperaturas, vaporizando los residuos calcinados, creando átomos libres y midiendo la absorbancia. Es un procedimiento muy usado para analizar arsénico debido a que permite su análisis con poca cantidad de muestra, disminuye la producción de residuos y de hidruro de arsénico (altamente tóxico), por lo que el arsénico presente en las muestras fue medido con esta técnica en un espectrómetro de absorción atómica marca Varian modelo SpectrAA.

La técnica de absorción atómica con generación de hidruros permite la cuantificación de elementos como arsénico, mercurio, estaño, antimonio, germanio, bismuto y telurio ya que tiene la propiedad de formar el hidruro correspondiente. La muestra fue disuelta en un ácido diluido con un agente reductor, que en este caso fue una solución de ácido clorhídrico (HCl) y borohidruro de sodio (NaBH_4); esta reacción genera H atómico que reacciona con el elemento analizado en la disolución para formar hidruros volátiles que son arrastrados por un gas portador, que para este estudio fue Argón, a una celda de cuarzo que es calentada por una llama de acetileno, produciendo la atomización del analito. Posteriormente el gas pasa por el tubo calentado y se genera la descomposición atómica, liberando los átomos del elemento; la luz emitida por la lámpara pasa a través de los átomos y la absorción aumenta a medida que éstos se producen. La absorción llega a un máximo y luego decae, se registra el máximo de absorción para relacionarla con la concentración del analito. Con esta técnica se cuantificaron las concentraciones de mercurio presentes en las cuatro muestras analizadas mediante un complemento en un equipo marca PerkinElmer Wallac modelo AAnalyst 100 (Skoog *et al.*, 2008; Litter *et al.*, 2009; Gallegos *et al.*, 2012; Torres *et al.*, 2016; Calderón *et al.*, 2016).

3.4 Extracción de constituyentes tóxicos (lixiviación) de muestras en estado natural y estabilizadas

Con base a la bibliografía estudiada (Janusa *et al.*, 2000; Benzaazoua *et al.*, 2002; Yin *et al.*, 2006; Roy *et al.*, 2007; Choi *et al.*, 2009; Fall *et al.*, 2009; Voglar y Leštan, 2011; Ramesh *et al.*, 2012; Desogus *et al.*, 2013; Ojuri *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2016) referente a la reutilización de los residuos mineros, concluyen que para

poder usarlos sin perjudicar el medio que lo rodea se requiere inmovilizar los potenciales componentes tóxicos, y que una de las distintas alternativas para alcanzar este fin es la estabilización. Dentro de los distintos métodos existentes de estabilización, se seleccionó la estabilización con cemento portland basado en diversas investigaciones (Janusa *et al.*, 2000; Yin *et al.*, 2006; Surendra *et al.*, 2007; Choi *et al.*, 2009; Quian *et al.*, 2011; Desogus *et al.*, 2013; Paves *et al.*, 2016; Castro *et al.*, 2016) determinaron que tiene el mejor comportamiento para la encapsulación de metales pesados, siendo un material de fácil acceso, bajo precio económico y versátil comparado con otros métodos. Se realizó una matriz experimental para determinar la dosis más eficiente de cemento para estabilizar los residuos mineros, en porcentajes de 1, 3, 5 y 7 % respectivamente.

Para determinar la inocuidad de estas mezclas se realizaron pruebas de lixiviación para liberar de manera acelerada los componentes químicos en un material, con el objetivo de conocer la contaminación potencial del medio ambiente por dichos componentes a lo largo de un período prolongado. En el caso de la prueba de lixiviación, se siguió la normativa mexicana NOM-155-SEMARNAT-2007, en la cual se tiene que para la extracción de constituyentes tóxicos se requiere una muestra mínima de 5 kg (peso seco) con un tamaño de partícula no mayor a 5 cm, la cual se colocó en una columna de PVC de 15 cm de diámetro por una altura suficiente para contener dicha muestra. El fondo de la columna se selló y se colocó un conducto de descarga para la solución lixivante. Para la extracción se utilizó una bomba dosificadora para asegurar el flujo constante del líquido de extracción, de tal manera que el número de mililitros de este líquido aplicados a la columna en un período de 24 horas fuera igual al número de gramos secos de muestra en la columna; para esta prueba se utilizó agua destilada como medio de extracción (SEMARNAT, 2007; López y Pérez, 2018).

3.4.1 Medición de pH

Se requiere medir el potencial de hidrógeno (pH) de los lixiviados generados para definir los niveles de acidez o alcalinidad de las muestras de acuerdo a la escala convencional del pH que va de 1 a 14, siendo clasificados del 1 al 6 como

ácidos, 7 como neutro, y del 8 al 14 como alcalinos o bases. La manera más conveniente de medir una solución acuosa es por medio de un pHmetro o medidor de pH que mide la diferencia de potencial eléctrico entre un electrodo de pH y un electrodo de referencia (Jarpa, 2003).

Se mezcló el efluente para después filtrar cada una de las muestras a través de una membrana de 0.45 μm con el fin de retener los residuos sólidos que hayan pasado los filtros de la columna de PVC para su posterior análisis, las muestras lixiviadas fueron almacenadas en frascos de cristal de color ámbar. Para la prueba se utilizó un instrumento marca HANNA modelo Combo Grochek, con base a la norma mexicana NMX-AA-008-SCFI-2000 (SE, 2000).

Adicionalmente a la medición de pH, se midieron los parámetros de temperatura, conductividad y sólidos disueltos de las muestras con el mismo equipo.

3.4.2 Espectroscopía de absorción atómica de lixiviados

Los lixiviados obtenidos fueron analizados con la técnica de espectroscopía de absorción atómica que permite determinar las concentraciones específicas cada elemento que existe en la muestra analizada.

Para la cuantificación de los elementos de níquel, cobre, plomo, cadmio, zinc y cromo presentes en las cuatro muestras se analizaron mediante un equipo marca PerkinElmer Wallac modelo AAnalyst 100, mediante la técnica de FAAS. El arsénico que se encuentra en las muestras fue cuantificado mediante a la técnica GFAAS con un espectrómetro marca Varian modelo SpectrAA. Para el contenido de mercurio presente en las muestras fue ejecutada la técnica mediante un complemento en el equipo marca PerkinElmer Wallac modelo AAnalyst 100.

Por último, los resultados fueron comparados con los máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales con base a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, ya que al emplear los residuos mineros como material de subrasante de un pavimento

pueden ser expuestos al agua y producir lixiviados que generaran contaminación a su entorno (SEMARNAT, 1996).

3.5 Caracterización geotécnica y mecánica

Se clasificó cada una de las muestras por medio del Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS) basado en el análisis granulométrico y en los límites de Atterberg (límites líquido y plástico) de los materiales. El contenido de finos se define como el porcentaje de partículas de diámetro equivalente menor a 0.075 mm, que es correspondiente al material que pasa la malla no. 200; si la cantidad de material que pasa esta malla es menor al 50 % del total en peso, este se define como suelo “grueso” y se clasifica como arena o grava usando la malla no. 4; Si, por el contrario, más del 50% del material pasa por la malla, el suelo es considerado como “fino” y se clasifica como limo o arcilla con base en sus límites de consistencia. Dado su tamaño, serán diferentes las fuerzas que tendrán injerencia en el comportamiento de los suelos; mientras que en las partículas con diámetro menor a 0.075 mm las fuerzas predominantes son las eléctricas, en los suelos gruesos las fuerzas predominantes son el peso propio y el esqueleto; es por ello que conocer la composición granulométrica de una muestra resulta importante para definir sus propiedades ingenieriles (Límites de Atterberg, densidad relativa de sólidos, humedad óptima, peso volumétrico seco máximo, expansión y CBR.) (Narsillo y Santamarina, 2016).

3.5.1 Análisis granulométrico

El análisis granulométrico de los materiales (agregados finos, gruesos y jales) se realizó siguiendo la norma ASTM D 422 para así conocer la distribución de tamaños de partículas. Este análisis requiere una preparación del material que consiste en el secado y homogenización mediante cuarteo para, a continuación, tomar una muestra representativa de 5 kg; ésta se cribó por la malla no. 4 y, tanto el material retenido como el que pasaba, se pesó. En seguida se realizó la distribución de tamaños para las partículas mayores a la apertura de la malla no. 4, denominadas gravas, y para las partículas menores a la malla no. 4 pero mayores

a la malla no. 200, llamadas arenas, usando el juego de mallas correspondiente (ASTM, 2007).

En cuanto a la determinación del tamaño de las partículas inferiores a 75 μm (malla no. 200), se realizó mediante el análisis de sedimentación (hidrómetro) normado por ASTM D7928-16. Para la prueba, una muestra de 50 g de material seco se mezcló con una solución de 40 g/l de hexametáfosfato de sodio como agente dispersante. La mezcla se añadió a una probeta graduada aforada hasta una capacidad de 1 litro con agua destilada. La probeta se agitó por un minuto para dispersar el sólido en el fluido y se dejó reposar. En intervalos de tiempo dados se tomó una medida de densidad de la mezcla con un hidrómetro 152H y se registró la temperatura de la solución. Se correlacionó la densidad de la suspensión y el tiempo al que se tomó la lectura con el porcentaje y el diámetro de las partículas del sólido mediante la Ley de Stokes (ASTM, 2017).

3.5.2 Límites de consistencia

Respecto a los denominados límites de consistencia, el científico Albert Mauritz Atterberg en 1900 creó un método para describir la consistencia de los suelos finos con distintos contenidos de humedad; con un contenido bajo, el suelo tiende a solidificarse y volverse quebradizo, mientras que con un alto contenido este tiende a fluir como un líquido. Con este criterio clasificó con una base arbitraria el comportamiento del suelo como sólido, semisólido, plástico y fluido, y a los contenidos de humedad presentes en la transición entre estos los denominó límite de contracción, límite plástico y límite líquido (Das, 2015).

Los límites de consistencia se obtuvieron mediante la prueba de cono penetrómetro establecida en la norma BS 1377-2 y mediante la prueba establecida por el manual SCT M-MMP-1-07/07. Para el límite líquido (LL) se preparó una muestra de aproximadamente 300 g de suelo con tamaño de partícula menor al diámetro de la malla 40; el material se saturó previamente y, desde ese punto, se dejó secar para alcanzar diferentes niveles de humedad para diversos ensayos. Para cada ensayo, se homogeneizó la humedad mezclando durante al menos 10

minutos. A continuación, se colocó una porción del suelo mezclado dentro de un recipiente teniendo cuidado de no atrapar aire y se eliminó el exceso de suelo con una regla para obtener una superficie lisa y uniforme. Con el aparejo bloqueado, se bajó el conjunto de soporte de manera tal que la punta del cono tocara la superficie del suelo, ajustando el testigo en cero. Se liberó el cono de manera tal que penetrara en el material durante 5 segundos, después de los cuales se registró la penetración alcanzada y se tomó un testigo de humedad para el suelo. La prueba se repitió de tres a cuatro veces para obtener con los datos una recta que permitiera determinar el contenido de humedad para una penetración estándar para el tipo de cono empleado. La prueba correlaciona la penetración del vástago con el límite líquido del material. Para el límite plástico (LP), con el material preparado para la prueba anterior se conformaron cilindros enrollando el material suavemente con la palma de la mano sobre una superficie lisa y plana buscando llegar a los 3 mm de diámetro. El ensayo se detenía cuando al alcanzar este espesor la muestra se rompía en tres partes, momento en el cual se obtuvo el testigo de humedad, misma que se registró como su límite plástico. La diferencia entre el límite líquido y el límite plástico se conoce como índice plástico (IP) (British Standards Institution, 1990; SCT, 2007).

3.5.3 Densidad relativa de sólidos

Otra propiedad de los materiales que se emplea en los cálculos ingenieriles es la densidad relativa de los sólidos, que, como su nombre indica, es la densidad del material con respecto a un blanco de agua destilada a 4° C expresada por un valor adimensional (Villalaz, 2005). Esta prueba se norma en el manual M-MMP-1-05/03. Para obtenerla, se extrajo el aire de agua destilada en un matraz aforado. Para diferentes temperaturas se obtuvo el peso del matraz lleno hasta la marca de aforo con lo cual se obtuvo una función de regresión lineal; a este proceso se le denomina calibración del matraz. Posteriormente se añadieron 50 g de material seco en el matraz calibrado, se añadió agua destilada y se dejó saturar. Se extrajo el aire de la mezcla y se llenó hasta la marca de aforo. Con esta preparación se repitió el procedimiento de obtener el peso del matraz aforado para diferentes

temperaturas. Con la curva de calibración y las mediciones del peso de la solución a diferentes temperaturas se obtiene la densidad relativa del suelo (SCT, 2003).

3.5.4 Peso volumétrico seco máximo

La prueba AASHTO estándar para determinar el peso volumétrico seco máximo se realizó acorde a la normativa SCT (2006) para su variante A. Se empleó un pisón de 2.5 kg con una caída de 30.5 cm. A la muestra seca se le incluyó agua de forma tal que su humedad se aproximase a la óptima. El material húmedo se colocó en un molde de 101.6 mm de diámetro interno, el cual se llenó con tres capas compactadas cada una con 25 golpes de pisón. El molde se enrasó y se pesó para, posteriormente, obtener un testigo de humedad de su centro y calcular el peso volumétrico seco del espécimen asociado a esa humedad. El procedimiento se repitió aumentando gradualmente el contenido de humedad hasta obtener una curva con el contenido de humedad y el peso volumétrico seco con dos puntos ascendentes (rama seca) y dos puntos descendentes (rama húmeda). Con base en esta gráfica, se obtuvieron el peso volumétrico seco máximo y la humedad óptima asociada a él.

3.5.5 Valor Soporte de California

El Valor Soporte de California o también conocido por sus siglas en inglés como CBR (*California Bearing Ratio*) es un parámetro de especial interés para analizar la factibilidad de un material para ser empleado en la estructura de un pavimento (Talukdar, 2014). Relaciona la resistencia al esfuerzo cortante del suelo para condiciones dadas de compactación y humedad, y se expresa como el porcentaje de carga necesaria para introducir un pistón a una profundidad determinada en una muestra de suelo respecto a la necesaria para insertarla a la misma profundidad en un material patrón, clasificando con ello el material de acuerdo a sus posibles usos dentro de la estructura del pavimento (Villalaz, 2005).

Para obtener el CBR se siguió la normativa SCT (2008). Se cribó el material por la malla de 19 mm, descartando el retenido. Se llevó este material a la humedad óptima obtenida mediante el ensayo AASHTO expuesto anteriormente. Acorde con

la norma, se optó por realizar el ensaye para la capa de subrasante. El primer molde se llenó con tres capas compactadas cada una con 56 golpes del pistón de 4.54 kg y caída de 45.7 cm, mientras que el segundo y el tercero se llenaron con tres capas compactadas con 54 y 25 golpes, respectivamente, de un pistón de 2.5 kg y caída de 30.5 cm. Los moldes se enrasaron y, con el material de enrase, se obtuvieron testigos de humedad. Inmediatamente después se obtuvieron las masas de los moldes con el material. Posteriormente, se saturó el material con una sobrecarga de 4.54 kg y se midió su expansión. Se obtuvo la masa del espécimen saturado, se insertó el pistón de penetración y se aplicó carga sucesiva para obtener una penetración a razón de 1.27 mm/min. Al alcanzar la penetración de 12.7 mm y haber registrado las cargas para las penetraciones solicitadas por la norma, se obtuvo un testigo de humedad de la muestra. Con ello, se determinó la expansión del material y el CBR.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presente investigación busca utilizar los residuos mineros en la capa de subrasante de un pavimento, cumpliendo con los requerimientos para dicha capa, igualando o mejorando sus características físicas y mecánicas, y darle un uso a los desechos de la minería que son solamente acumulados y que generan contaminación en diversos entornos del ambiente.

4.1 Localización y muestreo de depósitos mineros

Se realizó una localización previa de minas de elementos metálicos que se encuentran en el estado de Querétaro con base a información pública disponible del Servicio Geológico Mexicano e INEGI.



Figura 5. Localización de minas metálicas en el estado de Querétaro.

Fuente: elaboración propia con cartografía de GEOINFOMEX-SGM (2019).

Los puntos fueron exportados a la herramienta Google Earth para, posteriormente, localizar las presas de jales cercanas a las mismas mediante la herramienta de Google Earth.

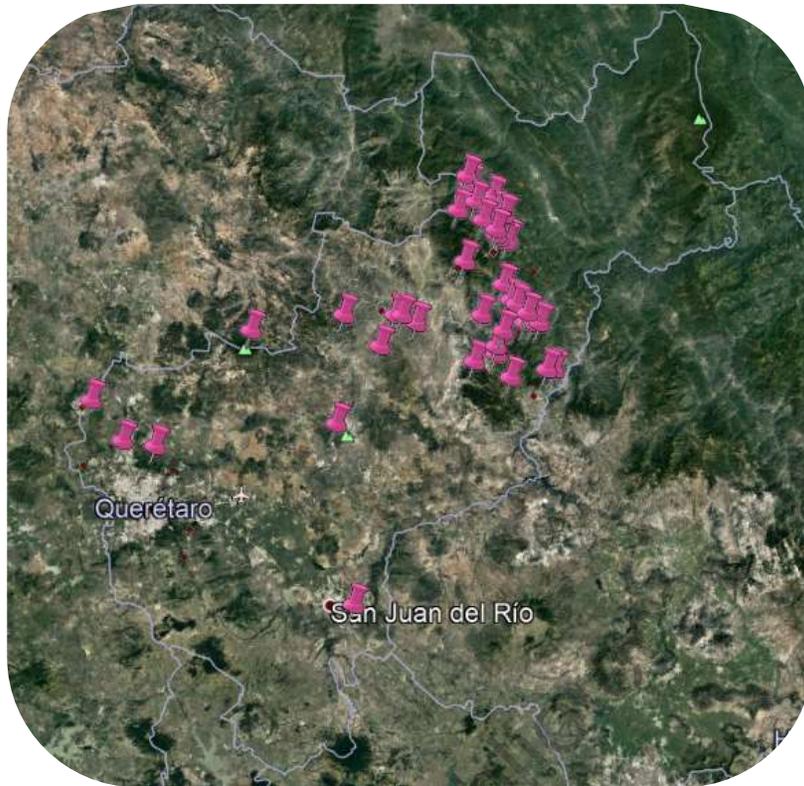


Figura 6. Localización satelital de presas de jales.
Fuente: elaboración propia con mapas de GoogleEarth.

Seleccionadas las minas, se realizó el contacto con los representantes legales de cada una de las minas y se solicitó el apoyo para la investigación. En el caso del estado de Zacatecas, al ser considerado un estado de megaminería no fue necesario hacer una previa localización de minas y de presas de jales, sólo se contactaron a los representantes legales de grandes compañías mineras y se obtuvo el apoyo de una de ellas para esta investigación.

Con el fin de probar el comportamiento de la capa de soporte con materiales de diferentes características se muestrearon tres presas de jales mineros dos del estado de Querétaro y una del estado de Zacatecas. Acorde con cláusulas de confidencialidad de mutuo acuerdo con las empresas que nos brindaron acceso a sus instalaciones, los datos y las ubicaciones de las minas han sido disociados de los resultados obtenidos. En la Tabla 8 se muestran los códigos de las muestras de jales mineros que se decidieron emplear para esta investigación, los elementos que

se extraen de valor comercial de cada una de las minas, el proceso que conlleva dicha extracción del mineral y el Estado de muestreo de dónde proviene la muestra.

Tabla 8: Minerales extraídos, procesos de extracción empleados y ubicación de las minas estudiadas.

Código de la Mina	Elementos	Proceso de la extracción del mineral	Estado
M-1	Au, Ag	Lavado a contracorriente por decantación	Zacatecas
M-2	Cu, Ag, Zn, Pb	Flotación	Querétaro
M-3	Hg	Calcinación	Querétaro
M-4	Hg	Calcinación	Querétaro

Fuente: elaboración propia.

Como se puede observar, cada una de las muestras estudiadas proviene de minas que extraen diferentes minerales y conllevan distintos procesos de extracción; esto hace imposible homologar la clasificación de las cuatro muestras, ya que cada una exhibe diferentes comportamientos mecánicos y químicos. En la Figura 7 se presenta la obtención de una muestra de residuos mineros que se encontraban almacenados en montículos en el sitio de extracción.



Figura 7. Muestreo de residuos mineros.

Fuente: elaboración propia

4.2 Caracterización físico-química

4.2.1 Difracción de rayos X

Para la identificación de la composición química de las muestras de residuos mineros se utilizó la técnica de Difracción de rayos X en el difractómetro marca Bruker modelo D8 Advance, previamente calibrado mediante el patrón de silicio, presentado en la Figura 8.

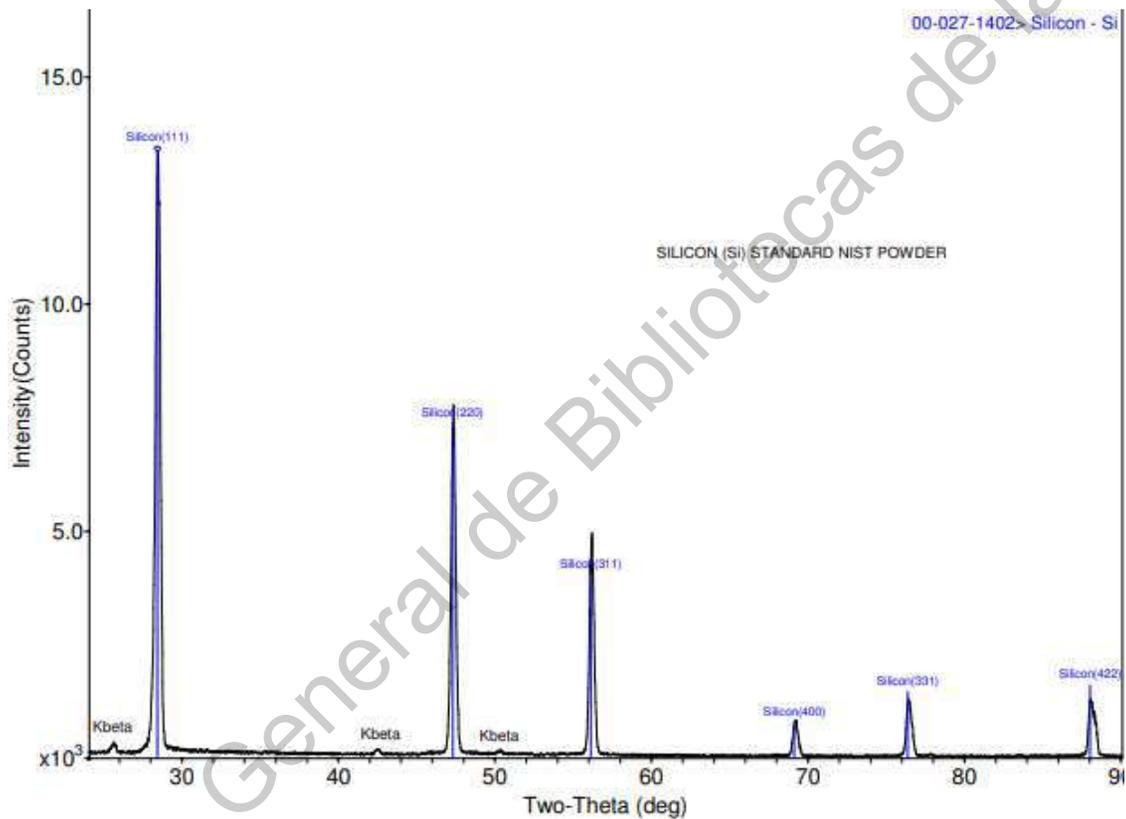


Figura 8. Patrón de calibración de silicio.

Fuente: elaboración propia con datos de equipo.

Previamente a la calibración del equipo se tomaron muestras representativas mediante cuarteo, se tritularon las muestras en un mortero de ágata (Figura 9) y se cribaron por la malla No. 100, 200 y 325 (Figura 10), para posteriormente someterlas a la técnica de difracción de rayos X (Figura 11).



Figura 9. Trituración de muestras en mortero de ágata.

Fuente: elaboración propia.



Figura 10. Cribado de las muestras trituradas.

Fuente: elaboración propia.



Figura 11. Difracción de rayos X de las muestras.

Fuente: elaboración propia.

Los difractogramas obtenidos se presentan en las cuatro Figuras 12, 13, 14 y 15.

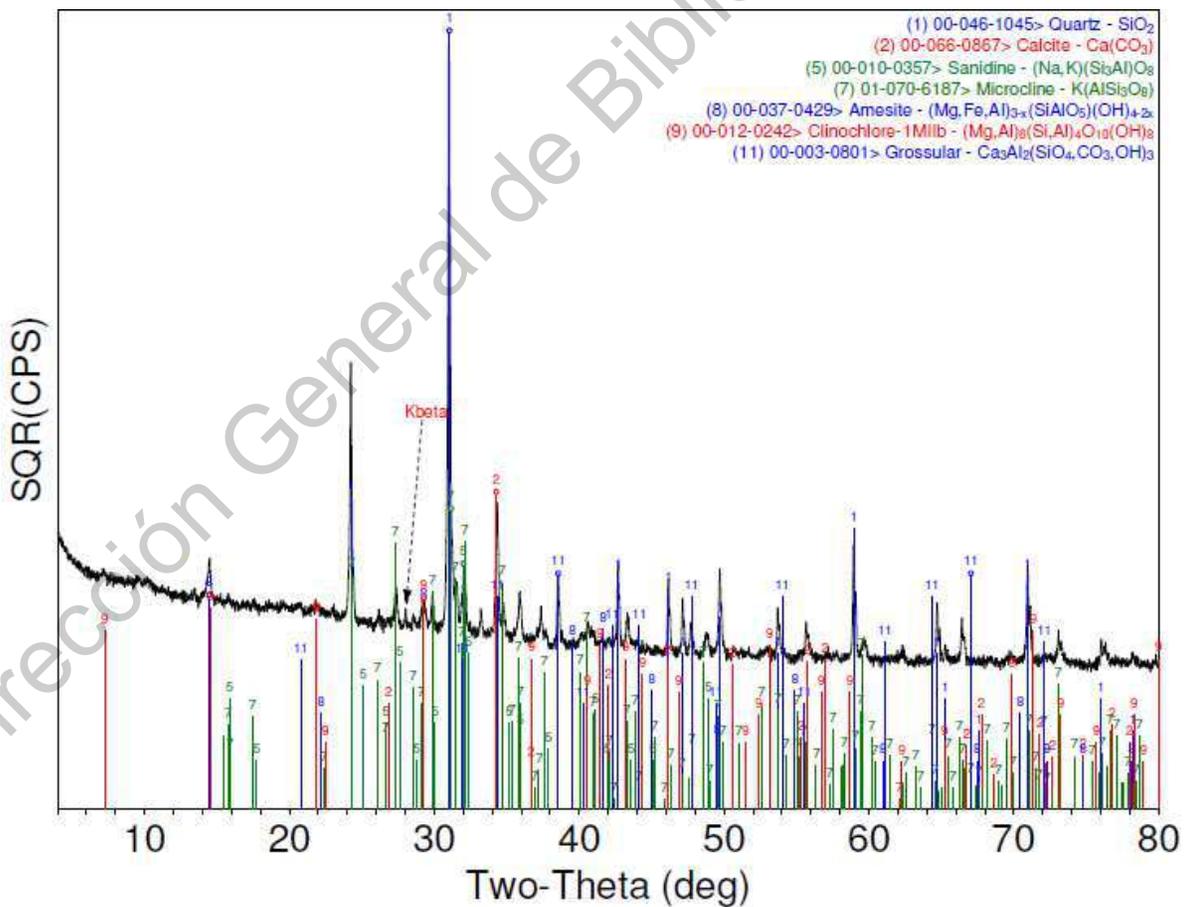


Figura 12. Difractograma muestra M-1.

Fuente: elaboración propia.

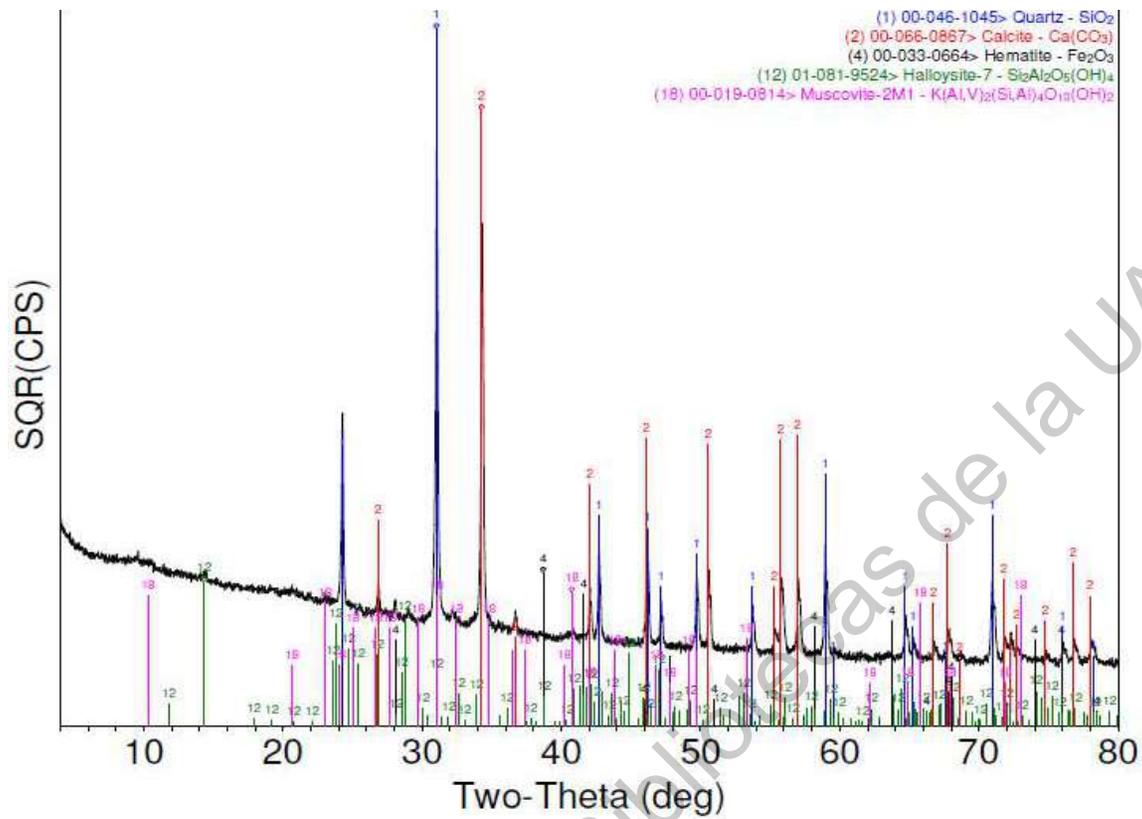


Figura 13. Difractograma muestra M-2.
Fuente: elaboración propia.

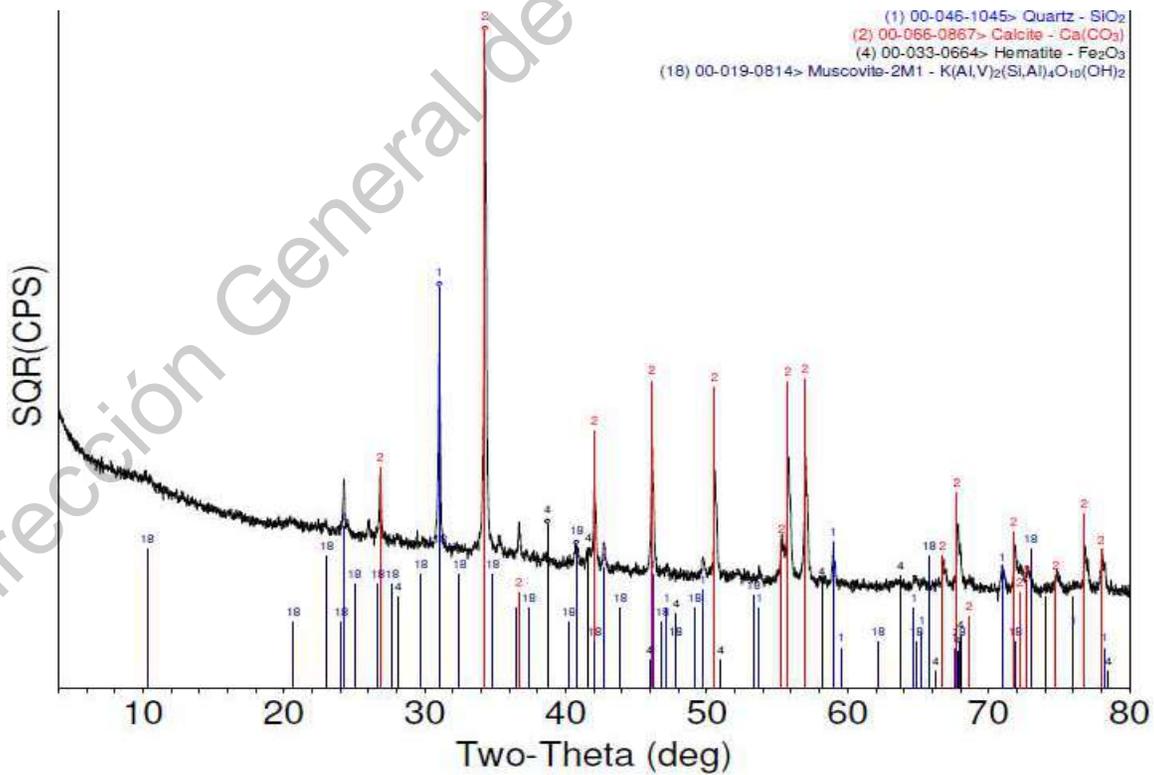


Figura 14. Difractograma muestra M-3.
Fuente: elaboración propia.

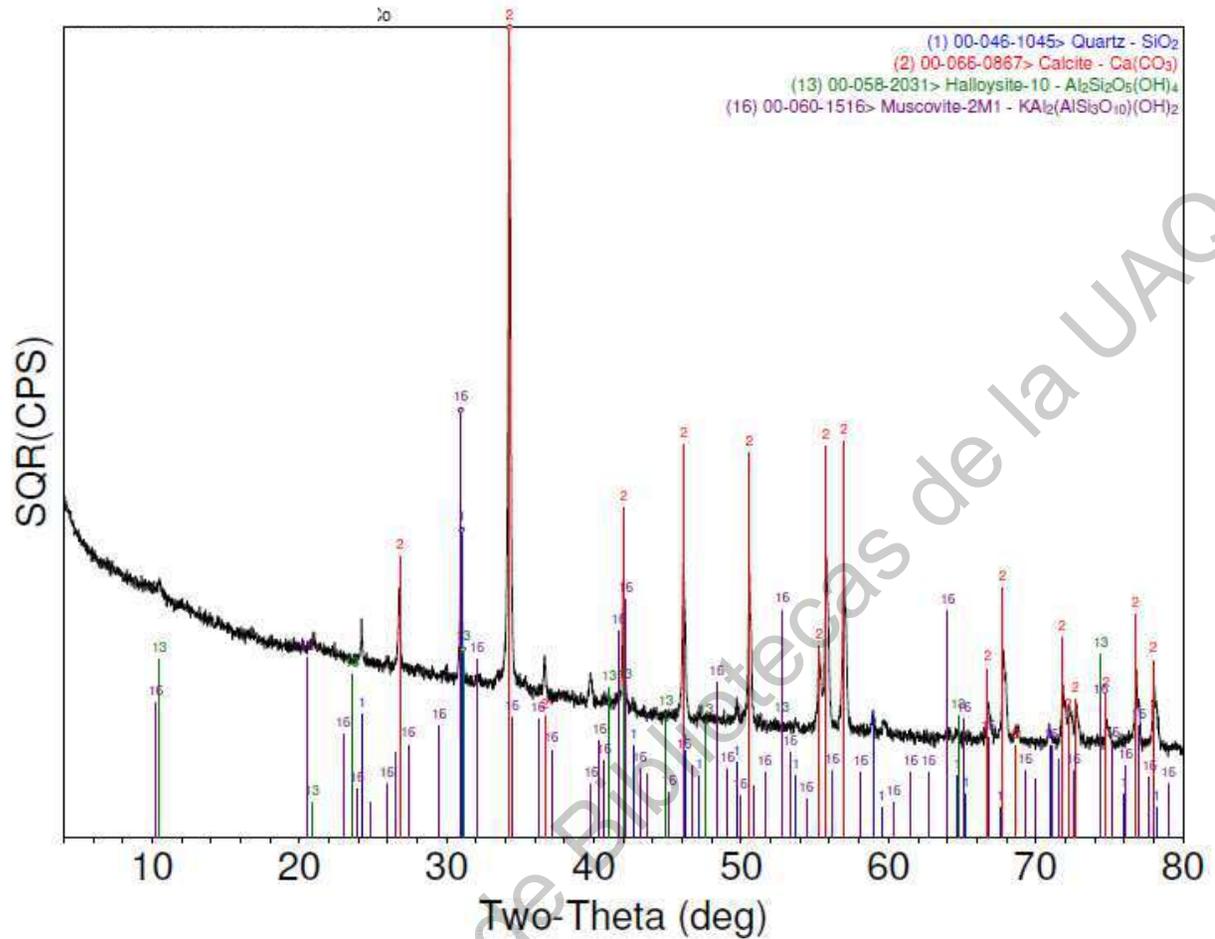


Figura 15. Difractograma muestra M-4.
Fuente: elaboración propia.

El resumen de las composiciones químicas de cada una de las muestras se presenta en la Tabla 9.

Tabla 9. Composiciones químicas de las muestras de jales mineros por medio de DRX.

M-1	M-2	M-3	M-4
Cuarzo, calcita, sanidina, microclina, amesita, clinocloro y grossular.	Cuarzo, calcita, hematita, halloysita y moscovita.	Cuarzo, calcita, hematita y moscovita.	Cuarzo, calcita, halloysita y moscovita.

Fuente: elaboración propia.

Se puede observar que las cuatro muestras analizadas se componen principalmente de cuarzo y calcita; el cuarzo pertenece al grupo mineral de los óxidos y es muy abundante en los suelos; la calcita pertenece al grupo mineral de

los carbonatos, un compuesto muy común en toda la corteza terrestre; mientras que el resto de los compuestos identificados son característicos de la roca que contiene los minerales con valor comercial (Moreno, 2010).

4.2.2 Fluorescencia de rayos X

Los resultados que se obtuvieron de la difracción de rayos X nos muestra un panorama general de los componentes que constituyen las muestras, para esta investigación es importante la cuantificación de los metales pesados presentes en los jales mineros ya que son potencialmente contaminantes para el entorno que los rodea. Por lo tanto, se requirió realizar análisis con capacidad de identificar los elementos presentes en concentraciones de partes por millón, en este caso se eligieron las técnicas de fluorescencia de rayos X y espectroscopia de absorción atómica.

La primera de ellas tiene la ventaja de requerir poca manipulación de las muestras y los resultados obtenidos son confiables debido a los programas utilizados para su identificación que minimizan o eliminan las interferencias elementales (Brouwer, 2013).

En la prueba de fluorescencia de rayos X realizada a las cuatro muestras, se cuantificaron 64 elementos que componen los materiales, haciendo énfasis en los doce elementos contemplados en la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece las concentraciones máximas permisibles en suelos contaminados por metales pesados (SEMARNAT, 2004b). Los resultados de la prueba se resumen en la Tabla 10.

Tabla 10. Resumen de cuantificación de elementos por fluorescencia de rayos X.

Elemento	Uso agrícola/ residencial / comercial (mg/kg) ^b	M-1 (mg/kg)	M-2 (mg/kg)	M-3 (mg/kg)	M-4 (mg/kg)
Arsénico	22	238	44.9	374	54.3
Bario	5400	No detectable	No detectable	No detectable	No detectable
Berilio	150	No detectable	No detectable	No detectable	No detectable
Cadmio	37	No detectable	No detectable	1.12	No detectable
Cromo	280	189	223	189	187
Mercurio	23	No detectable	No detectable	No detectable	39
Níquel	1600	19.40	15.80	86.60	25.40
Plata	390	No detectable	1.23	No detectable	No detectable
Plomo	400	44.50	13.20	102	21.70
Selenio	390	16.50	1.75	4.15	2.71
Talio	5.2	No detectable	No detectable	No detectable	No detectable
Vanadio	78	No detectable	68.40	305	51.90

Fuente: elaboración propia y ^b con datos de SEMARNAT (2004b).

Se puede determinar que, en su estado natural, las cuatro muestras de jales mineros analizadas no pueden fungir como suelo con fines de uso agrícola, residencial o comercial debido a que todas rebasan el límite permisible de arsénico. Asimismo, la muestra M-4 rebasa los niveles permisibles de mercurio y la M-3 los de vanadio.

4.2.3 Digestión en horno de microondas

Para complementar la identificación de los componentes de las cuatro muestras, estas fueron sometidas al proceso de digestión en horno de microondas con la finalidad de obtener soluciones homogéneas que fueron analizadas posteriormente, mediante la técnica de espectroscopia de absorción atómica. Los pasos realizados secuencialmente para obtener las muestras en estado líquido se muestran la Figura 16.



Figura 16. Proceso de digestión de muestras en horno de microondas.
 Fuente: elaboración propia y ^b con datos de SEMARNAT (2004b).

Cada una de las muestras fueron preparadas por triplicado con la finalidad de obtener resultados certeros, todas ellas se preparan con el mismo procedimiento y reactivos, por lo que dos o tres de ellas deben tener resultados semejantes, de caso contrario la prueba debe ser repetida. En cada lote de muestras se analiza un blanco, preparado de la misma manera que las muestras, el resultado obtenido debe ser menor al límite de detección del método, en caso contrario puede ser útil para identificar posibles fuentes de contaminación y si es necesario realizar acciones correctivas, las cuáles deben ser documentadas (Litter *et al.*, 2009).

4.2.4 Espectroscopia de absorción atómica de muestras en estado natural

Las muestras obtenidas de la digestión ácida fueron analizadas por la técnica de espectroscopia de absorción atómica por los procesos de FAAS (Figura 17), GFAAS (Figura 18) y con generación de hidruros (Figura 19).



Figura 17. Técnica FAAS.
Fuente: elaboración propia.



Figura 18. Preparación de muestras, técnica de generación de hidruros.
Fuente: elaboración propia.



Figura 19. Técnica de GFAAS.
Fuente: elaboración propia.

Los resultados se observan en la Tabla 11, obteniendo la cuantificación de 8 elementos de cada una de las muestras que serán analizados posteriormente en los lixiviados, así como, los blancos de reactivos (para posible corrección de reactivos). Siendo “N.D” No detectable, asimismo, en la Tabla 12 se resumen los parámetros de linealidad obtenidos para cada analito, las siglas “LD” y “LC” representan el límite de detección y de cuantificación respectivamente.

Tabla 11. Resumen de cuantificación de elementos por espectroscopia de absorción atómica.

Elemento	Uso agrícola/ residencial / comercial (mg/kg) ^b	M-1 (mg/kg)	M-2 (mg/kg)	M-3 (mg/kg)	M-4 (mg/kg)	B1 (mg/kg)	B2 (mg/kg)
Arsénico	22	753.07	164.91	884.64	303.30	N.D	N.D
Cadmio	37	12.54	N.D	5.07	5.53	N.D	N.D
Cromo	280	11.07	N.D	12.12	6.24	N.D	N.D
Mercurio	23	N.D	1.81	11.11	26.72	N.D	N.D
Níquel	1600	48.27	17.00	168.97	60.19	N.D	N.D
Zinc	390	788.86	260.47	435.71	162.42	N.D	N.D
Plomo	400	301.47	31.04	478.74	123.12	N.D	N.D

Fuente: elaboración propia.

Como se puede observar de acuerdo a las cuantificaciones de metales pesados obtenidas, se corrobora que las muestras analizadas en su estado natural no cumplen para fungir como suelo con fines de uso agrícola, residencial o

comercial ya que rebasan el límite permisible de arsénico. Igualmente, la M-4 rebasa los límites para mercurio, la M-1 y M-3 para zinc y la M-3 para plomo. Las diferencias que se tienen de la técnica de fluorescencia de rayos X y espectroscopia de absorción atómica se deben a la sensibilidad y precisión de la técnica para cada elemento.

Tabla 12. Parámetros de linealidad para cada elemento analizado.

Elemento	LD - LC (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)	Pendiente (l/mg)	Ordenada al origen
Cobre	0.332 – 0.554	0.9972	0.0430	0.0048
Cadmio	0.168 – 0.280	0.9921	0.1093	0.0043
Cromo	0.913 – 1.522	0.9792	0.0429	0.0149
Níquel	0.277 – 0.461	0.9990	0.0246	0.0017
Plomo	0.592 – 0.986	0.9994	0.0064	0.0021
Zinc	0.093 – 0.156	0.9964	0.1944	0.0041
Arsénico	0.012 – 0.020	0.9860	0.0034	0.0009
Mercurio	0.046 – 0.077	0.9538	0.0435	0.0313

Fuente: elaboración propia.

El intervalo de concentraciones depende de la sensibilidad del analito buscado, en esta investigación el analito más sensible para su determinación es el Zinc, debido a que posee la mayor pendiente en comparativa con los otros elementos analizados, asimismo, el arsénico es el elemento menos sensible de acuerdo a este parámetro y se puede observar que los analitos estudiados tienen sensibilidades distintas ya que sus intervalos no son semejantes entre ellos.

4.3 Lixiviación de muestras en estado natural y estabilizadas

Se fabricó un equipo de lixiviación (Figura 20) con el que se cumplió los requerimientos necesarios para la extracción de constituyentes tóxicos de las muestras en estado natural y estabilizadas de acuerdo a la matriz experimental de 1, 3, 5 y 7% de cemento, respectivamente, con base a la norma mexicana NOM-155-SEMARNAT-2007 (SEMARNAT, 2007). Los lixiviados generados fueron filtrados con ayuda de papeles filtro marca Whatman grado 1 y almacenados en frascos de vidrio color ámbar previamente etiquetados de acuerdo a la muestra y porcentaje de cementante (Figura 21).



Figura 20. Equipo de lixiviación.
Fuente: elaboración propia.



Figura 21. Almacenamiento de muestras lixiviadas.
Fuente: elaboración propia.

Posterior al filtrado de las muestras (Figura 22), se midió el pH, temperatura, conductividad y sólidos disueltos de las mismas; utilizando un medidor continuo marca HANNA modelo Combo Grochek (Figura 23).



Figura 22. Filtrado de lixiviados.
Fuente: elaboración propia.



Figura 23. Medición de pH, temperatura, conductividad y sólidos disueltos.
Fuente: elaboración propia.

En las Tablas 13,14, 15 y 16 respectivamente, se exponen los resultados de las muestras lixiviadas para los contenidos de cemento de 0,1,3,5 y 7%.

Tabla 13. Resultados de pH de la muestra M-1 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.

Muestra M-1	pH	Temperatura (°C)	Conductividad (µs)	Sólidos disueltos
0%	7.29	20.60	2233	1118
1%	11.87	20.60	4684	2342
3%	12.12	22.20	8284	4128
5%	12.30	21.70	12260	6136
7%	12.32	22.20	14912	7456

Fuente: elaboración propia.

Tabla 14. Resultados de pH de la muestra M-2 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.

Muestra M-2	pH	Temperatura (°C)	Conductividad (µs)	Sólidos disueltos
0%	7.86	20.60	3044	1524
1%	11.81	20.70	7708	3848
3%	12.15	22.50	11732	5864
5%	12.29	22.00	13316	6656
7%	12.30	22.70	14816	7408

Fuente: elaboración propia.

Tabla 15. Resultados de pH de la muestra M-3 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.

Muestra M-3	pH	Temperatura (°C)	Conductividad (µs)	Sólidos disueltos
0%	7.26	20.60	1366	683
1%	12.08	20.20	4972	2486
3%	12.12	22.40	7232	3616
5%	12.13	22.20	8152	4076
7%	12.27	22.70	14828	7428

Fuente: elaboración propia.

Tabla 16. Resultados de pH de la muestra M-4 lixiviada en sus estados natural y estabilizados.

Muestra M-4	pH	Temperatura (°C)	Conductividad (µs)	Sólidos disueltos
0%	12.16	20.60	6996	3498
1%	12.19	20.20	8844	4420
3%	12.21	22.40	8912	4456
5%	12.22	22.20	9304	4656
7%	12.29	22.70	9648	4824

Fuente: elaboración propia.

Los resultados muestran que, al incrementarse el contenido de cemento, aumentan de manera directamente proporcional los valores de pH, conductividad y sólidos disueltos de las muestras lixiviadas. El aumento del pH se debe a la composición del cemento basado en el óxido de calcio (sustancia alcalina), la conductividad es consecuencia de la reacción del cemento con el agua y, por último, el incremento de los sólidos disueltos es causado a la adición del cemento (partículas finas).

4.3.1 Espectroscopia de absorción atómica de los lixiviados

Para determinar la inocuidad de los materiales utilizados en esta investigación fue necesario cuantificar los elementos de cobre, cadmio, cromo, níquel, plomo, zinc, arsénico y mercurio de las muestras lixiviadas por la técnica de espectroscopia de absorción atómica mediante los procesos de FAAS, GFAAS y con generación de hidruros. Las concentraciones obtenidas de cada elemento fueron comparadas con base a la normativa mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. En la Tabla 17 se resumen los resultados de la cuantificación de los elementos para las cuatro muestras en su estado natural, siendo “N.D” No detectable y “N.C” No Cuantificable.

Tabla 17. Cuantificación elemental de las muestras en su estado natural.

Elemento	Valor de referencia para humedades naturales (mg/l) ^c	M-1 (mg/l)	M-2 (mg/l)	M-3 (mg/l)	M-4 (mg/l)	B1 (mg/l)	B2 (mg/l)
Cobre	4.00	N.D	N.D	N.D	N.D	ND	ND
Cadmio	0.10	N.D	N.D	N.D	N.D	ND	ND
Cromo	0.50	N.C	N.D	N.D	N.D	ND	ND
Níquel	2.00	N.C	N.D	N.D	N.D	ND	ND
Plomo	0.20	N.D	N.D	N.D	N.D	ND	ND
Zinc	10.00	N.D	N.D	N.D	N.D	ND	ND
Arsénico	0.10	0.0498	0.0390	0.0303	0.0031	ND	ND
Mercurio	0.005	N.D	N.C	N.D	N.C	ND	ND

Fuente: elaboración propia y ^c con datos de SEMARNAT (1996).

Los valores obtenidos de las cuatro muestras lixiviadas en su estado natural se encuentran por debajo de los límites permisibles, por lo que se concluye que los

materiales no requieren estabilización para su empleo ya que no existe riesgo de perjudicar el medio que lo rodea.

En las Tablas 18 y 19 se presentan los parámetros de linealidad obtenidos para cada elemento y para cada muestra ya que las condiciones fueron variables en el tiempo de medición.

Tabla 18. Parámetros de linealidad para cada analito en lixiviados de la M-1, M-2 y B1.

Muestra	M1		M2		B1	
	LD – LC (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)	Intervalo lineal (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)	Intervalo lineal (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)
Cobre	0.184 – 0.307	0.9991	0.095 – 0.158	0.9998	0.095 – 0.158	0.9998
Cadmio	0.039 – 0.066	0.9996	0.049 – 0.081	0.9993	0.049 – 0.081	0.9993
Cromo	0.061 – 0.102	0.9999	0.089 – 0.149	0.9998	0.089 – 0.149	0.9998
Níquel	0.545 – 0.908	0.9967	0.545 – 0.908	0.9967	0.545 – 0.908	0.9967
Plomo	0.432 – 0.720	0.9997	0.432 – 0.720	0.9997	0.432 – 0.720	0.9997
Zinc	0.109 – 0.181	0.9944	0.109 – 0.181	0.9944	0.109 – 0.181	0.9944
Arsénico	0.005 – 0.009	0.9970	0.005 – 0.009	0.9970	0.005 – 0.009	0.9970
Mercurio	0.004 – 0.007	0.9806	0.004 – 0.007	0.9806	0.004 – 0.007	0.9806

Fuente: elaboración propia.

Tabla 19. Parámetros de linealidad para cada analito en lixiviados de la M-3, M-4 y B2.

Muestra	M3		M4		B2	
	LD – LC (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)	Intervalo lineal (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)	Intervalo lineal (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)
Cobre	0.095 – 0.158	0.9998	0.095 – 0.158	0.9998	0.095 – 0.158	0.9998
Cadmio	0.049 – 0.081	0.9993	0.049 – 0.081	0.9993	0.049 – 0.081	0.9993
Cromo	0.089 – 0.149	0.9998	0.089 – 0.149	0.9998	0.089 – 0.149	0.9998
Níquel	0.545 – 0.908	0.9967	0.838 – 1.396	0.9921	0.838 – 1.396	0.9921
Plomo	0.432 – 0.720	0.9997	0.491 – 0.819	0.9996	0.491 – 0.819	0.9996
Zinc	0.109 – 0.181	0.9944	0.109 – 0.181	0.9944	0.109 – 0.181	0.9944
Arsénico	0.011 – 0.018	0.9890	0.011 – 0.018	0.9890	0.011 – 0.018	0.9890
Mercurio	0.004 – 0.007	0.9806	0.004 – 0.007	0.9806	0.004 – 0.007	0.9806

Fuente: elaboración propia.

Se puede determinar que los analitos más sensibles para su cuantificación son el arsénico y el mercurio, debido a las técnicas empleadas de absorción atómica para su determinación, horno de grafito y generación de hidruros, las cuales permiten la detección de metales en concentraciones de partes por millón, ppm.

Los coeficientes de correlación se encuentran comprendidos entre 0.9806 y 0.9998, por lo que se consideran aceptables la exactitud de los métodos utilizados, de acuerdo a Taverniers *et al.* (2004).

Ya que los resultados obtenidos de las muestras en su estado natural se encuentran por debajo de los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, no es requerida su estabilización, sin embargo, con base en las investigaciones previamente mencionadas (Mahmood y Mulligan, 2010; Quian *et al.*, 2011; Oluwasola *et al.*, 2015; Ojuri *et al.*, 2017) se realizaron las mismas pruebas para mezclas de residuos mineros estabilizados de acuerdo a la matriz experimental con porcentajes de 1, 3, 5 y 7 % de cemento Portland ordinario, a fin de analizar el efecto de la encapsulación en aquellos elementos que resultaron detectables en el lixiviado. Los resultados obtenidos junto con los valores de pH fueron comparados con los valores de referencia de la normativa con base en la NOM-001-SEMARNAT-1996 se muestran en las Tablas 20, 21, 22 y 23 respectivamente por muestra (SEMARNAT, 1996).

Tabla 20. Cuantificación elemental de la muestra M-1 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.

Elemento	Valor de referencia para humedades naturales (mg/l) ^c	LD – LC (mg/l)	0% (mg/l)	1% (mg/l)	3% (mg/l)	5% (mg/l)	7% (mg/l)	B1 (mg/l)	B2 (mg/l)
pH			7.29	11.87	12.12	12.25	12.30		
Cobre	4.00	0.184 – 0.307	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cadmio	0.10	0.039 – 0.066	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cromo	0.50	0.061 – 0.102	N.C	0.5583	1.4292	2.4388	8.0070	N.D	N.D
Níquel	2.00	0.545 – 0.908	N.C	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Plomo	0.20	0.432 – 0.720	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Zinc	10.00	0.109 – 0.181	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Arsénico	0.10	0.005 – 0.009	0.0498	0.0411	0.0303	0.0287	0.1495	N.D	N.D
Mercurio	0.005	0.004 – 0.007	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

Fuente: elaboración propia y ^c con datos de SEMARNAT (1996).

La muestra M-1 manifiesta un aumento en los valores del cromo en comparación con el lixiviado, por el contrario, para los niveles de arsénico se presenta una disminución al aumentar el porcentaje de cementante, pero al llegar

al 7% se presenta un aumento considerable que rebasa los límites permisibles por la normativa mexicana.

Tabla 21. Cuantificación elemental de la muestra M-2 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.

Elemento	Valor de referencia para humedades naturales (mg/l) ^c	LD – LC (mg/l)	0% (mg/l)	1% (mg/l)	3% (mg/l)	5% (mg/l)	7% (mg/l)	B1 (mg/l)	B2 (mg/l)
pH			7.86	11.81	12.15	12.29	12.30		
Cobre	4.00	0.184 – 0.307	N.D	0.6663	0.5799	0.1411	0.1191	N.D	N.D
Cadmio	0.10	0.039 – 0.066	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cromo	0.50	0.061 – 0.102	N.D	2.9589	3.4790	4.5804	7.8234	N.D	N.D
Níquel	2.00	0.545 – 0.908	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Plomo	0.20	0.432 – 0.720	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Zinc	10.00	0.109 – 0.181	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Arsénico	0.10	0.005 – 0.009	0.0390	0.1285	0.1298	0.1587	0.1706	N.D	N.D
Mercurio	0.005	0.004 – 0.007	N.C	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

Fuente: elaboración propia y ^c con datos de SEMARNAT (1996).

La muestra M-2 presenta un decremento en los niveles de cobre al ir aumentando el porcentaje de cementante y por lo tanto del valor de pH, demostrando la adsorción de los metales pesados; sin embargo, en su estado natural no es detectable la presencia de este elemento. También se observa un aumento en el nivel de cromo y de arsénico de manera directamente proporcional al aumento de cemento Portland. La presencia de mercurio disminuye de un estado cuantificable a uno no detectable por la técnica utilizada al aumentar el cementante.

Tabla 22. Cuantificación elemental de la muestra M-3 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.

Elemento	Valor de referencia para humedades naturales (mg/l) ^c	LD – LC (mg/l)	0% (mg/l)	1% (mg/l)	3% (mg/l)	5% (mg/l)	7% (mg/l)	B1 (mg/l)	B2 (mg/l)
pH			7.26	12.08	12.12	12.13	12.27		
Cobre	4.00	0.095 – 0.158	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cadmio	0.10	0.049 – 0.081	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cromo	0.50	0.089 – 0.149	N.D	0.7561	1.1233	2.0717	4.4580	N.D	N.D
Níquel	2.00	0.545 – 0.908	N.D	N.D	N.D	N.D	N.C	N.D	N.D

Elemento	Valor de referencia para humedades naturales (mg/l) ^c	LD – LC (mg/l)	0% (mg/l)	1% (mg/l)	3% (mg/l)	5% (mg/l)	7% (mg/l)	B1 (mg/l)	B2 (mg/l)
Plomo	0.20	0.432 – 0.720	N.D						
Zinc	10.00	0.109 – 0.182	N.D						
Arsénico	0.10	0.005 – 0.009	0.0390	N.D	N.D	N.C	N.C	N.D	N.D
Mercurio	0.005	0.004 – 0.007	N.C	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

Fuente: elaboración propia y ^c con datos de SEMARNAT (1996).

La muestra M-3 al igual que la muestra M-1 y M-2 exhibe un aumento de cromo proporcional a la presencia de cemento Portland; para el caso del arsénico, las muestras exhiben un decremento del mismo a medida que aumenta el porcentaje de cemento, pero al llegar al 5 y 7% se observa un aumento, ya que de un nivel no detectable llega a uno no cuantificable, es decir, por encima de la capacidad de detección del instrumento empleado.

Tabla 23. Cuantificación elemental de la muestra M-4 en estado natural y estabilizadas con cemento Portland.

Elemento	Valor de referencia para humedades naturales (mg/l) ^c	LD – LC (mg/l)	0% (mg/l)	1% (mg/l)	3% (mg/l)	5% (mg/l)	7% (mg/l)	B1 (mg/l)	B2 (mg/l)
pH			12.16	12.19	12.21	12.22	12.29		
Cobre	4.00	0.095 – 0.158	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cadmio	0.10	0.049 – 0.081	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cromo	0.50	0.089 – 0.149	N.D	0.2666	0.9091	1.6740	3.7850	N.D	N.D
Níquel	2.00	0.838 – 1.396	N.D	N.D	N.D	N.D	N.C	N.D	N.D
Plomo	0.20	0.491 – 0.819	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Zinc	10.00	0.109 – 0.182	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Arsénico	0.10	0.005 – 0.009	N.D	N.D	N.D	0.0253	0.0261	N.D	N.D
Mercurio	0.005	0.004 – 0.007	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

Fuente: elaboración propia y ^c con datos de SEMARNAT (1996).

La muestra M-4, al igual que las tres muestras estudiadas, presenta un aumento en el nivel de cromo de manera proporcional a la presencia del cemento Portland y también se observa un incremento para los valores de arsénico.

Dados los resultados obtenidos de las cuatro muestras, se demuestra que la matriz de estudio se ve forzada a modificarse al adicionar el cemento, cambiando directamente los valores de pH.

Los lixiviados obtenidos de las muestras estabilizadas con cementante presentan un aumento en su pH en función del porcentaje de cemento, lo cual incrementa la adsorción de metales pesados del material, disminuyendo su potencial de lixiviación en los elementos analizados, coincidiendo con lo reportado en la literatura (Harter, 1983; Gerritse y Van Driel 1984; Naidu et al., 1994). Sin embargo, se observa en todas las muestras el aumento en los niveles de cromo y arsénico proporcionalmente a la presencia de cemento Portland por lo que se analizó el cemento utilizado para esta investigación por la técnica de espectroscopia de absorción atómica. El cemento Portland en estudio presentó una concentración de **145.0737 mg/kg de arsénico** y de **9.1 mg/kg para el cromo**, demostrando que los aumentos en los niveles de arsénico y cromo en comparación con el lixiviado en su estado natural se pueden deber a la presencia de este elemento en el cemento portland y a su interacción del mismo con los componentes no analizados de las muestras, por lo que se recomienda en investigaciones futuras experimentar con diferentes alternativas de cementantes.

Sin embargo, los métodos analíticos algunas veces no miden la totalidad del analito analizado en la muestra debido a la amplia variedad de formas en las que pueden estar presentes dentro de las muestras, que pueden no ser de interés de la investigación. Generalmente, no se conoce la cantidad del analito de interés que se encuentra en la muestra, por lo que es complicado tener la certeza de que tan exitoso fue el método utilizado para extraer el analito de la matriz. Por lo anterior, se decidió realizar una prueba de recuperación como forma de determinar la eficiencia de extracción del analito y/o la presencia de interferencias; la prueba consiste en agregar porciones de prueba con el analito a una concentración conocida para posteriormente extraer las porciones de prueba fortificadas (adición de analito de interés) y medir la concentración del mismo (CENAM, 2005).

Se realizaron pruebas en donde a las muestras de cemento se le adicionaron cantidades conocidas de cromo y arsénico (muestras fortificadas), con la finalidad de obtener el porcentaje de recuperación de cada analito presente en las muestras. Se prepararon dos lotes de muestras, cada uno con su respectivo triplicado, al primer lote se les agregó 1.6 mg/l de cromo y 2.0 mg/l de arsénico, mientras que el segundo lote se mantuvo en su estado natural, asimismo, se prepararon dos blancos para detectar posibles fuentes de contaminación. En la Tabla 24 se exhiben los parámetros de linealidad y en la Tabla 25 se resumen los resultados obtenidos.

Tabla 24. Parámetros de linealidad para muestra de cemento.

Elemento	LD - LC (mg/L)	Coefficiente de correlación (r)	Pendiente (l/mg)	Ordenada al origen
Cromo	0.597 – 0.995	0.9910	0.117	0.025
Arsénico	0.009 -0.015	0.9917	0.0003	0.0012

Fuente: elaboración propia.

El arsénico como vimos anteriormente, es el elemento menos sensible de acuerdo al parámetro de la pendiente y el cromo tiene una mayor sensibilidad comparado con el arsénico con base a la pendiente.

Tabla 25. Resultados obtenidos de muestras de cemento fortificadas.

Elemento	Cantidad adicionada (mg/l)	C ₁ (mg/l)	C ₂ (%)	Recuperación (%)
Cromo	1.60	0.0411	1.030	61.80
Arsénico	2.00	1.5068	1.6520	7.30

Fuente: elaboración propia.

La fórmula utilizada para calcular la recuperación conseguida de las muestras de acuerdo a CENAM (2005) y Zamora *et al.* (2019) es:

$$\text{Recuperación (\%)} = 100(C_1 - C_2)/C_3$$

Donde:

C_1 = concentración determinada en la muestra fortificada.

C_2 = concentración determinada en la muestra no fortificada.

C_3 = concentración de fortificación.

Se puede observar con los resultados, que tenemos una baja recuperación del cromo y para el caso del arsénico prácticamente la recuperación conseguida es nula. De acuerdo a lo anterior se sospecha de la presencia de interferencias, haciendo énfasis que se está tratando con una nueva matriz por lo que los parámetros de investigación son distintos.

Asimismo, es importante resaltar que, en el proceso de recuperación, se presenta un problema inherente, en el que el analito introducido intencionalmente no se encuentra fuertemente ligado a comparación del que se encuentra naturalmente en la muestra, provocando una impresión irrealmente alta de la eficiencia del proceso de extracción, a comparación del proceso probable de lixiviación, sin embargo, los resultados se encuentran por debajo de los esperados, en ese sentido, existe la posibilidad que los resultados obtenidos de las muestras con adición del cemento Portland se vean influenciados por la presencia de interferencias en los procesos llevados a cabo (CENAM, 2005).

Se le conoce como interferencia a la influencia ejercida por uno o más elementos presentes en la muestra distintos al analito que se pretende analizar. El estado atómico de las muestras presentadas en la técnica de espectroscopia de absorción atómica está sujeto a interferencias, que pueden ser controladas o transformadas cambiando las condiciones analíticas y por medio de la adición de modificadores de matriz (Litter *et al.*, 2009).

Algunas interferencias mostradas en la técnica de espectroscopia de absorción atómica son las interferencias espectrales y no espectrales.

4.3.1.1 Interferencias espectrales

a) Traslapamiento de líneas atómicas

La técnica de Espectroscopia de Absorción Atómica consiste en la incidencia de radiación de longitud de onda específica a fin de que suceda la transición en los átomos del analito analizado, existe la posibilidad que otra especie atómica distinta a la analizada absorba la radiación incidente, sin embargo, es una posibilidad ínfima de presentarse, ya que las líneas de absorción de los átomos son

intensamente agudas y se tiene un amplio estudio de las líneas espectrales de los distintos elementos, por lo que se pueden descartar esas eventualidades (Litter *et al.*, 2009).

Esta interferencia puede ser descartada debido a que los analitos estudiados se encuentran en rangos de longitud de onda muy distintos, en la Tabla 26 se presentan las longitudes de onda de los analitos de interés.

Tabla 26. Longitud de onda de analitos estudiados.

Analito	Longitud de onda (nm)
Arsénico	193.70
Cadmio	228.80
Cromo	357.90
Cobre	324.80
Mercurio	253.70
Níquel	232.00
Plomo	283.30
Zinc	213.90

Fuente: elaboración propia.

Se determina que este tipo de interferencia es poco probable que suceda en esta investigación, los analitos tienen longitudes de onda con valores distantes.

En el mismo sentido, se pueden presentar interferencias debido a la dispersión por partículas, las soluciones muestreadas tienen una gran cantidad de sólidos disueltos que pueden provocar que un gran número de partículas sólidas lleguen al quemador y como resultado es posible que no suceda la descomposición completa de las partículas que se encuentran en solución (Castañeda, 2010).

Este tipo de interferencia es probable que se presente en los análisis realizados, tomando en cuenta los resultados obtenidos de sólidos disueltos, presentados en las Tablas 13, 14, 15 y 16, en donde la cantidad de sólidos disueltos aumenta proporcionalmente con el aumento del porcentaje de cemento añadido. De acuerdo a Castellano *et al.* (2013) el tamaño de partícula del cemento es uniforme y varía entre tamaños menores a 10 micras hasta 45 micras por lo que la cuantificación de sólidos disueltos crece y por lo tanto la interferencia debido a la

dispersión por partículas es posible, no obstante, es requerido realizar más pruebas para corroborarlo.

b) Emisión interferente

Se refiere al aumento de señal variable (ruido), en la que se disminuye el desempeño analítico; en teoría la técnica de Espectroscopia de Absorción Atómica la emisión interferente de la medición del arsénico incrementa con la longitud de onda de cromo, calcio o bario. Esta interferencia puede ser controlada mediante la alineación del camino óptico, mantenimiento, limpieza de las ventanas de los compartimentos y la temperatura de atomización (Castañeda, 2010).

Podemos eliminar esta interferencia de las posibles presentadas debido a que los equipos utilizados recientemente habían pasado por el proceso de mantenimiento y limpieza.

c) Absorción de fondo

Esta interferencia muestra una disminución o dispersión no específica de la luz a la longitud de onda del analito, generada por componentes sin disociar presentes en la matriz de la muestra durante el proceso de atomización. Las técnicas utilizadas para controlar la absorción de fondo consisten en el tratamiento de la muestra (modificadores de matriz) y compensación espectral por (corrección con lámpara de deuterio) (Litter *et al.* 2009).

Esta interferencia se puede rechazar debido a que el equipo utilizado contaba con lámpara de deuterio con la finalidad de compensar la absorción de fondo.

4.3.1.1.1 Métodos de corrección de interferencias espectrales

Algunos de los métodos utilizados para corregir las interferencias espectrales son:

- a) Calcinación: Volatizar todos los compuestos de la matriz antes de la atomización del analito. No existiría absorción de fondo si el proceso fuera 100% eficiente. Este método puede funcionar en las muestras, sin embargo, presenta un gran problema debido a que tenemos una amplia variedad de

elementos presentes en las mismas y la eliminación de la matriz por medio de la calcinación está reducida por la temperatura a la cual se pierden los átomos del analito.

- b) La volatilidad de la matriz y el analito puede ser controlada mediante la adición de modificadores de matriz, agregando éste a la muestra que contiene el analito, con la finalidad de hacerlo menos volátil, asimismo, permite temperaturas más altas de calcinación para promover la eliminación de la matriz.
- c) Utilización de mezclas de modificadores como paladio y nitrato de magnesio, recomendado para muchas determinaciones, pero no son de aplicación universal.
- d) Reducir el volumen de la muestra, reduce los compuestos restantes que producen la absorción de fondo. Las muestras utilizadas se concentraron en volúmenes pequeños y se evitó en lo posible las diluciones para que los resultados fueran más certeros.
- e) Utilizar diferentes temperaturas de calcinación para remover los compuestos que contribuyen a la absorción del fondo antes del proceso de atomización del analito. Al tener muchos elementos presentes, se tendrían muchas temperaturas ideales para cada analito, resultando impráctico.
- f) Corrección de fondo automática por instrumento, elimina automáticamente la contribución de la señal de fondo no deseada. Al incrementar la señal de fondo, es mayor el nivel de ruido y por lo tanto disminuye la exactitud y precisión. La corrección más común involucra la utilización de una fuente continua de deuterio, se debe configurar ópticamente la lámpara de cátodo hueco y la lámpara de deuterio (alineadas), de lo contrario se generarían errores significativos. Este proceso fue tomado en cuenta para cada uno de los análisis (Catañeda, 2010, Litter *et al.*, 2009, CENAM, 2005).

4.3.1.2 Interferencias no espectrales

Estas interferencias se generan cuando distintos compuestos de la matriz inhiben la conformación de átomos libres del analito estudiado. Las interferencias no espectrales son tan frecuentes como las espectrales pero su corrección es complicada ya que dentro de los métodos utilizados con dicho propósito son:

a) Superficie tubo de grafito

La superficie del tubo de grafito utilizado en el horno de grafito es susceptible a estas interferencias debido a la formación de carburos; ciertos elementos tienden a generar carburos no volátiles que interactúan con el tubo de grafito y para minimizar dicha tendencia se utilizan revestimientos pirolíticos que provocan la superficie de grafito más densa. Los tubos de grafito utilizados para las pruebas de esta investigación, contaban con revestimiento pirolítico por lo que esta causa puede ser descartada de posible interferencia.

b) Adición de estándar

Este método de corrección se basa en la adición de una cantidad conocida de analito a la muestra, en la que se determinan los valores de absorbancia para la muestra sin adicionar y la muestra adicionada a fin de graficarlos y determinar la absorbancia 0 y con ello el contenido del analito de la muestra original.

Se realizó el proceso de recuperación en el que se adicionaron cantidades conocidas de los analitos de interés, con lo que se determinó que la recuperación es ínfima a la esperada, puede haber una serie de posibles causas e interferencias debidas a la modificación de la matriz (adición del cemento) que tiene procesos y efectos distintos por lo que para futuras investigaciones es recomendado analizar previamente los agentes estabilizadores y la validación de los métodos utilizados para determinar sus cuantificaciones, tomando en cuenta todas las posibles interferencias (Catañeda, 2010, Litter *et al.*, 2009, CENAM, 2005).

4.4 Caracterización geotécnica y mecánica

Los residuos fueron sometidos a pruebas geotécnicas y mecánicas para evaluar su posible uso como capa de subrasante en un pavimento, las cuales se muestran visualmente en las Figuras de la 24 a la 32.



Figura 24. Cuarteo.
Fuente: elaboración propia.



Figura 25. Granulometría agregado grueso.
Fuente: elaboración propia.



Figura 26. Granulometría debajo malla no. 200.
Fuente: elaboración propia.



Figura 27. Granulometría por hidrómetro.
Fuente: elaboración propia.



Figura 28. Límites de consistencia.
Fuente: elaboración propia.



Figura 29. Densidad relativa de sólidos.
Fuente: elaboración propia.



Figura 30. Peso volumétrico seco máximo.
Fuente: elaboración propia.



Figura 31. Expansión.
Fuente: elaboración propia.



Figura 32. CBR.
Fuente: elaboración propia.

Las cuatro muestras fueron clasificadas con base al Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS) basado en el análisis granulométrico y en los límites de Atterberg de los materiales. Posteriormente fueron sometidas a pruebas de densidad relativa de sólidos, límites de consistencia, peso volumétrico seco máximo, humedad óptima, expansión y CBR. Los resultados de las pruebas, así como los valores de cumplimiento para la capa de subrasante de acuerdo a la norma mexicana N-CTM-1-03/02, se resumen en la Tabla 27 y la distribución granulométrica de cada uno de los materiales en la Figura 33 (SCT, 2002b).

Tabla 27. Resumen de pruebas de granulometría, propiedades índice y resistencia.

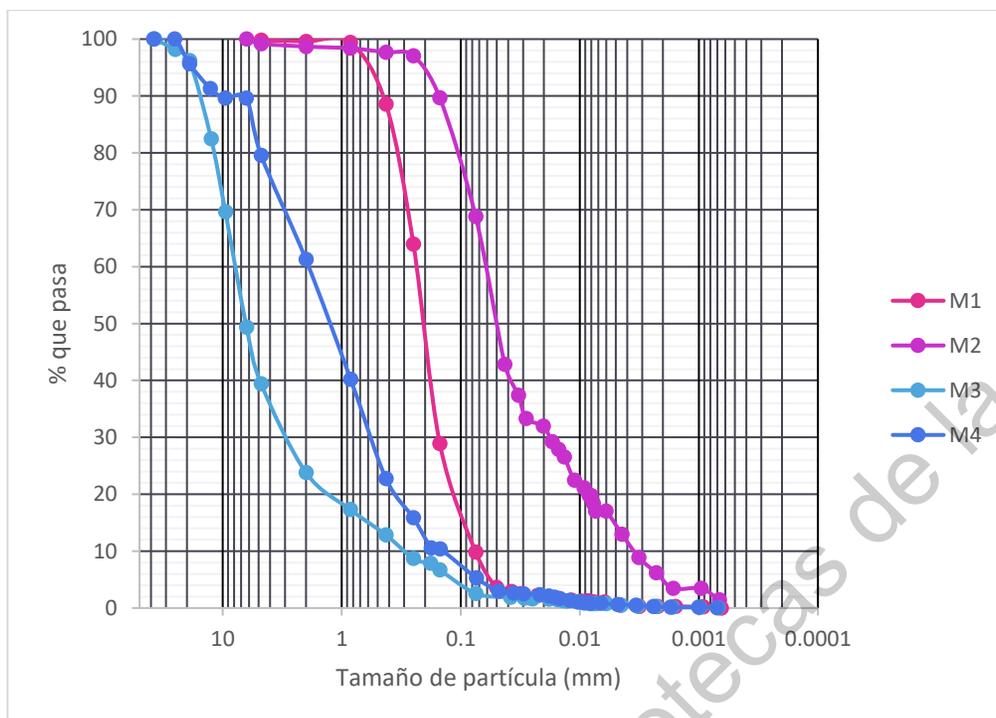
Característica	Subrasante ^d	M-1	M-2	M-3	M-4
Clasificación	-	SP-SM	CL	GP	SW-SM
Tamaño máximo (mm)	76	6.3	6.3	37.5	25
Tamaño mínimo (mm)	-	0.00065	0.00067	0.00069	0.00070
Densidad relativa de sólidos	-	2.91	2.72	2.66	2.60
Contenido de finos (%)	-	9.839	68.806	2.57	5.297
Límite líquido (%)	40 máx.	27.24	22.73	27.34	28.25
Límite plástico (%)	-	No presenta	15.27	No presenta	25.00

Característica	Subrasante ^d	M-1	M-2	M-3	M-4
Índice plástico (%)	12 máx.	No presenta	7.46	No presenta	3.25
Peso volumétrico seco máximo (kg/m ³)	-	1795.2	1927.6	2260	2298
Humedad óptima (%)	-	14.50	10.50	8.79	9.20
Expansión (%)	2 máx.	1.14	10.24	0.85	1.70
CBR (%)	20 mín.	33	21	40	25

Fuente: Elaboración propia y ^d con datos de SCT (2002b).

Con base en lo expuesto en la Tabla 27 se puede apreciar que tres de las cuatro muestras estudiadas pueden fungir como capa de subrasante en una carretera acorde con la norma N-CMT-1-03/02 debido a que presentan tamaños máximos de partícula, límite líquido, índice plástico y expansión dentro de los parámetros de cumplimiento con base en la norma de referencia, así como un CBR mayor al mínimo requerido para cumplir con las características necesarias para ser empleados como capa de subrasante y, debido a que no corren riesgo de una potencial lixiviación, no es necesario someterlos a un tratamiento de estabilización.

La muestra M-1 resultó ser una arena limosa pobremente graduada (SP-SM) de acuerdo a la clasificación SUCS, la M-3 una grava pobremente graduada (GP) y la M-4 una arena limosa bien graduada (SW-SM). La muestra M-2 en su estado natural no puede ser utilizada como material de una capa de subrasante ya que su expansión rebasa los límites máximos permisibles de la normativa mexicana (SCT, 2002b), por lo que se propone la mezcla del suelo con cal o yeso para evitar los cambios de humedad y por lo tanto de expansión o el cálculo de la carga del suelo sometida a las capas que conforman el pavimento para abatir la expansión del mismo.



características de límites de consistencia y contenido máximo de finos. La muestra M-2 rebasa el límite máximo permisible de finos y no es rentable el cribado o lavado del material, pues es una cantidad importante de finos. Para el caso de M-4, el material presenta un índice plástico superior al requerido por la normativa.

Otro de los requisitos para fungir como agregado fino de concreto hidráulico es la granulometría, por lo que se elaboró la curva granulométrica de los materiales M-1 y M-4 comparada con los límites granulométricos para agregado fino de materiales para concreto hidráulico, la curva se exhibe en la Figura 34.

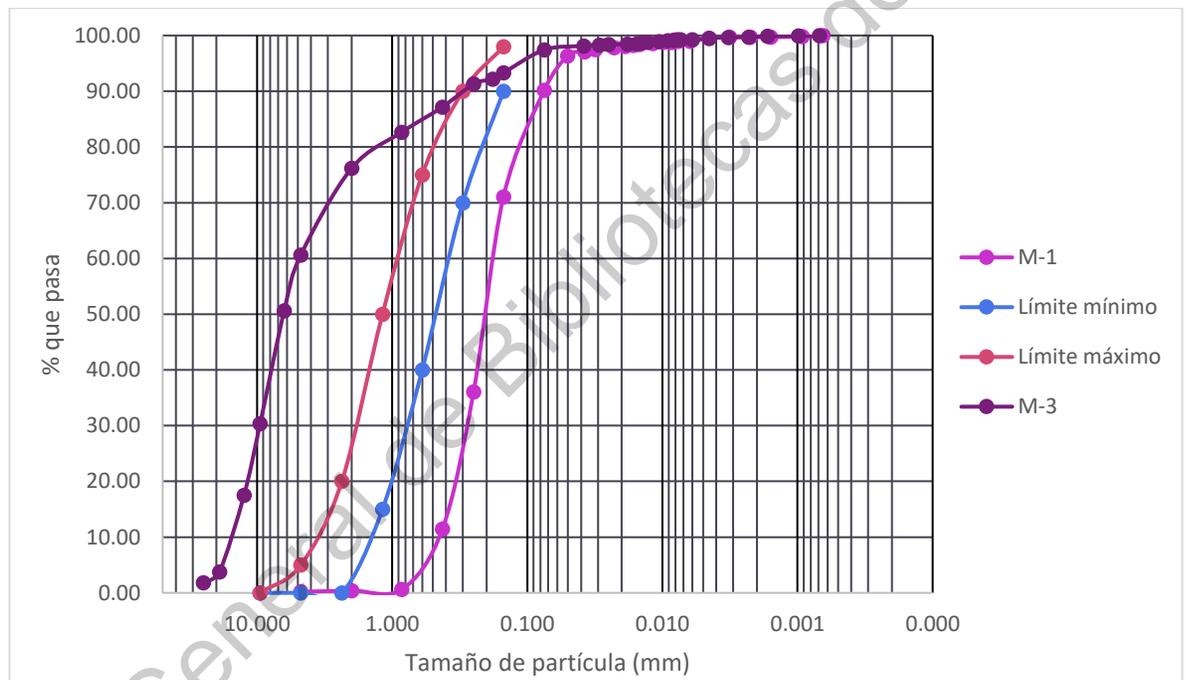


Figura 34. Granulometría de la muestra comparada con normativa.

Fuente: Elaboración propia.

Con base en esto, las dos muestras pueden emplearse como agregado fino en la fabricación de concretos hidráulicos, una vez ajustada su granulometría. Dado que existe un exceso de material que pasa la malla 200, se recomiendan dos métodos de corrección granulométrica. El primero consiste en el tamizado del material a través de una malla con apertura de 0.075 mm con el fin de eliminar las partículas finas del material, mientras que el segundo consiste en el lavado del material por métodos industriales en molinos diseñados específicamente para esto. En ambos casos, los residuos deberán disponerse en la presa de jales de donde

fueron originalmente extraídos y que cumpla con los requisitos normativos para este fin.

Cabe destacar que se requiere realizar las pruebas complementarias de reactividad con los álcalis del cemento e intemperismo acelerado para corroborar el posible uso de los residuos como agregados finos en mezclas de concreto hidráulico. Respecto a la granulometría requerida para cumplir como capa de subrasante, el material tiene las características necesarias, ya que la normativa que se tomó como referencia solo establece el tamaño máximo de partícula que es de 76 mm y no hay un límite mínimo de cumplimiento, tal como se muestra en la Tabla 26 (SCT, 2002b).

5. CONCLUSIONES

Las muestras M1, M3 y M4 tienen las características granulométricas, de resistencia y de límites de consistencia para poder ser empleado como capa de subrasante en una carretera, acorde con la normativa mexicana N-CMT-1-03/02 (SCT, 2002b).

De los cuatro materiales muestreados y ensayados se obtuvieron cuatro clasificaciones SUCS diferentes, desde gravas y arenas (GP, SP-SM y SW-SM), hasta arcillas de baja plasticidad, por lo que resulta obligatorio realizar una caracterización previa de los materiales entendiendo que no existe una homogeneidad en los posibles usos que puedan darse a los residuos, sino que estos serán específicos para cada mina.

Las tres muestras que cumplen los requisitos para fungir como material de subrasante presentaron valores de CBR en el rango de 21 a 40% y de expansión entre 0.85 y 1.70 por lo que se encuentra dentro de los parámetros requeridos por la normativa mexicana. Se eligió que los residuos mineros fungieran como material de subrasante pues es la capa de un pavimento que requiere más material y no requiere valores específicos del tamaño del agregado por lo que podemos utilizarlo en su estado natural si cumple con los requisitos mínimos referente a condiciones ambientales.

Los límites de consistencia de los materiales ensayados muestran que el LL de los materiales es menor al 30 % en todos los casos, lo que abre una ventana de oportunidad para su empleo como capa de soporte, terracerías y rellenos. Dos de las muestras son materiales no plásticos, los cual los vuelve ideales como agregados en mezclas de concreto tanto hidráulico como asfáltico. El tratamiento de estos agregados y la mezcla con otros materiales expandirían las oportunidades para su empleo y la disminución de su impacto ambiental al usar menor cantidad de agregados vírgenes, por lo que los beneficios ecológicos van más allá de solo reducir su almacenamiento.

Más allá de que tres de las cuatro muestras de residuos mineros cumplan con los requisitos de la normativa mexicana para fungir como agregado para construcción de capas de soporte (subrasante), el material M-1 previo cribado realizando el resto de las pruebas necesarias como reactividad con los álcalis del cemento e intemperismo acelerado, puede emplearse como agregado fino en la elaboración de concretos hidráulicos. Al no presentar plasticidad, acorde con la normativa N-CMT-2-02-002/02 (SCT, 2002a) la cantidad de finos queda por debajo del 15 % recomendada para el límite líquido de este material (27.24%).

El material M-2 puede fungir como material de una subrasante ya que cumple con todos los requerimientos de acuerdo a la norma N-CMT-1-03/02 excepto el de expansión por lo que para su uso es necesario el proceso de estabilización previa con cal o que el material sea sometido a un proceso de manera que se pueda disminuir su potencial expansivo (SCT, 2002b).

El material M-3, por su parte, cuenta con las características necesarias para fungir como agregado para concretos hidráulicos con base en la norma N-CMT-2-02-002/02 (SCT, 2002a). Para ello, deberá someterse a un ajuste granulométrico y han de probarse sus características mecánicas. Acorde con esta norma, dado que los finos de este material son producto de trituración y no presentan plasticidad, su contenido puede ser de hasta 3 %, lo cual se cumple en esta muestra.

Al igual que el material M-1 y sometido a los mismos tratamientos, la muestra M-4 puede emplearse como agregado fino en la elaboración de concretos hidráulicos. Al no presentar plasticidad, acorde con la normativa N-CMT-2-02-002/02 (SCT, 2002a) la cantidad de finos queda por debajo del 15 % recomendada para el límite líquido de este material (28.25%).

En lo que respecta a las muestras estudiadas no requieren estabilización, debido a que sus lixiviados se encuentran dentro de los parámetros permisibles de transporte de metales pesados de acuerdo a la NOM-155-SEMARNAT-2007 (SEMARNAT, 2007). Esto puede deberse al pH neutro de la muestra, lo cual indicaría una alta adsorción de metales pesados que evitaría su migración.

Por el contrario, la adición de cemento Portland eleva los valores de arsénico y cromo por encima de los límites permisibles, por lo que se considera inviable como método de estabilización. De acuerdo a los resultados de las muestras estabilizadas se decidió realizar el análisis al cemento para comprobar la presencia de cromo y arsénico en el cemento empleado, resultando una concentración de 145.0737 mg/kg de arsénico y de 9.1 mg/kg para el cromo, demostrando que los aumentos en los niveles de arsénico y cromo en comparación con el lixiviado en su estado natural se pueden deber a la presencia de este elemento en el cemento portland y a la interacción del mismo con los componentes no analizados de las muestras, por lo que se recomienda en investigaciones futuras experimentar con diferentes alternativas de cementantes.

Los resultados anteriores son muy importantes para futuras investigaciones, si los lixiviados de muestras de residuos mineros se encuentran fuera de los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, será necesaria la estabilización para su uso.

En virtud de lo anterior, se volvió a determinar las concentraciones de cromo y arsénico en el cemento, con la diferencia de haber preparado un lote de muestras fortificadas para determinar la recuperación de los mismos, encontrando una recuperación del 61.80% y 7.30% respectivamente; se esperaba que las

determinaciones de recuperación obtenidas por fortificación estuvieran sobreestimadas debido que al adicionar el analito de interés provoca que no esté tan fuertemente ligado a la matriz como si se encontrara naturalmente en ella pero los resultados fueron contradictorios, por lo que se suscita la probabilidad de estar presentando interferencias y por consiguiente, se requiere un estudio profundo de las posibles causas para corroborar los resultados de la nueva matriz del agente estabilizador; ya que adicionar un compuesto distinto a las muestras genera una nueva matriz de estudio que conlleva distintas interacciones con los elementos presentes en las muestras.

Por otro lado, la industria de la construcción requiere materiales granulares y suelos con diversas características para emplearlos con diferentes finalidades, tales como terracerías, rellenos, agregados pétreos para concretos, materia prima para otros materiales, entre otros.

Los jales mineros muestreados presentan tamaños de partículas comprendidos entre 6.3 y 0.00065 mm. Las características de plasticidad y distribución granulométrica de cada uno de los materiales son únicas, por lo que se infiere que con una correcta caracterización se pueden encontrar materiales que cumplan con requisitos de calidad muy diversos y, por ende, existir versatilidad en los posibles usos de los residuos.

Con base a los resultados obtenidos de esta investigación se puede determinar que la implementación de residuos mineros como material de construcción reduciría de manera significativa el impacto que estos tendrían en el ambiente, tal como exponen los diferentes autores citados en el documento, por lo que la exploración de las características de estos materiales resulta beneficiosa, toda vez que es posible clasificarlos acorde a los usos en los que sus propiedades cumplan con las especificaciones del proyecto.

6. REFERENCIAS

Arcos Serrano, M. E. (2018). *Peligros por Residuos Mineros en México*. Ciudad de México: PAOTECA, Centro de Documentación.

ASTM. (2007). *ASTM D 422 Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*. American Society for Testing and Materials.

ASTM. (2017). *ASTM 7928-16 Standard Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis*. American Society for Testing and Materials.

Azam, S., & Li, Q. (2010). Tailings Dam Failures: A Review of the Last One Hundred Years. *Geotechnical News*, 28(4), 50-54.

Baowei, L., Leibo, D., Xuefeng, Z., & Xiaolin, J. (2013). Structure and performance of glass–ceramics obtained by Bayan Obo tailing and fly ash. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 380, 103-108. doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2013.09.012.

Benzaazoua, M., Belem, T., & Brussière, B. (2002). Chemical factors that influence the performance of mine sulphidic paste backfill. *Cement and Concrete Research*, 32(7), 1133-1144. doi.org/10.1016/S0008-8846(02)00752-4.

Benzaazoua, M., Brussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering*, 21(4), 330-340. doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.012.

Bernal, M., Hernández, V., Flores, O., Hernández, S., Guzmán, A., & Candelaria, J. (2018). Determinación del ángulo de fricción interna por medio de pruebas triaxiales tipo UU y CU en jales. *XXIX Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica*, 139-146.

Bertocchi, A. F., Ghiani, M., Peretti, R., & Zucca, A. (2006). Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. *Journal*

of *Hazardous Materials*, 134(1-3), 112-119.
doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.043.

Bingham, P., & Hand, R. (2005). Vitrified metal finishing wastes: I. Composition, density and chemical durability. *Journal of Hazardous Materials*, 119(1-3), 125-133. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.11.014.

Bjelkevik, A. (2005). Water cover closure design for tailings dams: state of the art report. *Luleå tekniska universitet*, 82-85.

Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering*, 8(4), 255-269. doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0.

British Standards Institution. (1990). *BS 1377-2 Methods of test for soils for civil engineering purposes. Classification tests*. British Standards Institution.

Calderón Jiménez, B., Venegas Padilla, J., Sibaja Brenes, J. P., Salazar Delgado, J., & Rodríguez Castro, E. (2016). Determinación del contenido de plomo, cromo y mercurio total a nivel traza en matriz de cemento mediante técnicas analíticas de FAAS, GFAAS y CVAAS: Validación del método de ensayo. *Métodos & Materiales*, 6(1), 18-34.

Candelaria, J., Bernal, M., Flores, O., Guzmán, A., & Hernández, S. (2018). Determinación de límites de consistencia en jales usando conos penetrantes. *XXIX Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica*, 147-154.

Castañeda Arias, R. L. (2010). *Determinación de metales por absorción atómica a la llama*. La Paz, Bolivia: Universidad Mayor de San Andrés.

Castellano, C. C., Bonavetti, V. L., & Irassar, E. F. (2013). Cementos mezclas: influencia del tamaño de las partículas de escoria. *Concreto y cemento. Investigación y desarrollo*, 4(2), 2-14.

- Castro Bastos, L. A., Cordeiro Silva, G., Castro Mendes, J., & Fiorotti Peixoto, R. A. (2016). Using Iron Ore Tailings from Tailing Dams as Road Material. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 28(10), 1-9.
- CENAM. (2005). *Métodos analíticos adecuados a su propósito*. Los Cués, Qro.: Eurachem.
- Choi, W., Lee, S., & Park, J. (2009). Cement based solidification/stabilization of arsenic-contaminated mine tailings. *Waste Management*, 29(5), 1766-1771. doi.org/10.1016/j.wasman.2008.11.008.
- Covarrubias, S. A., & Peña Cabriales, J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01.
- Das, B. M. (2015). *Fundamentos de ingeniería geotécnica*. México, D. F.: Cengage Learning Editores, S.A. de C.V.
- Davies, M., Martin, T., Lighthall, P., & Vick, S. (2000). Tailings dams 2000. *International Water Power and Dam Construction*, 52(5), 12-14.
- Dávila Luna, J., Díaz Caravantes, R. E., Navarro Navarro, L. A., & Romeo Méndez, E. (2018). Las presas de jales en el noroeste del estado de Sonora: una aproximación geográfica mediante percepción remota. *Investigaciones geográficas*, 97, 1-18.
- de Pablo Galán, L. (1977). Análisis por fluorescencia de rayos X en la exploración geoquímica; I. Generalidades. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 1(2), 191-194.
- Desogus, P., Manca, P. P., Orrù, G., & Zucca, A. (2013). Stabilization–solidification treatment of mine tailings using Portland cement, potassium dihydrogen phosphate and ferric chloride hexahydrate. *Minerals Engineering*, 45, 47-54. doi.org/10.1016/j.mineng.2013.01.003.

- Diehl, P. (2011). WISE Uranium Project. *Uranium Mining and Milling Wastes*.
- Fall, M., Adrien, D., Célestin, J., Pokhrarel, M., & Touré, M. (2009). Saturated hydraulic conductivity of cemented paste backfill. *Minerals Engineering*, 22(15), 1307-1317. doi.org/10.1016/j.mineng.2009.08.002.
- Ferreira, W., Reis, É., & Lima, R. (2015). Incorporation of residues from the mineral-metallurgical industry in the production of clay–lime brick. *Journal of Cleaner Production*, 87, 505-510. doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.013.
- Flores Gúzman, C. M. (2008). *Determinación de bioacumulación de plomo y cadmio mediante absorción atómica en Alyssum murale, Tecoma stans y Nicotiana glauca colectadas en la comunidad minera de Maconí*. Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro.
- Gaiero, D., Ross Roman, G., Depetris, P., & Kempe, S. (1997). Spatial and Temporal Variability of Total Non-Residual Heavy Metals Content in Stream Sediments from the Suquia River System, Cordoba, Argentina. *Water, Air, and Soil Pollution*, 93(1-4), 303-319.
- Gallegos, W., Vega, M., & Noriega, P. (2012). Espectroscopía de absorción atómica con llama y su aplicación para la determinación de plomo y control de productos cosméticos. *La Granja*, 15(1), 19-26.
- Gao, H., Bai, J., & Xiao, R. (2013). Levels, sources and risk assessment of trace elements in wetland soils of a typical shallow freshwater lake, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 27, 275-284. doi.org/10.1007/s00477-012-0587-8.
- Gerritse, R., & Van Driel, W. (1984). The Relationship Between Adsorption of Trace Metals, Organic Matter, and pH in Temperate Soils. *Journal of Environmental Quality*, 13(2), 197,204. doi:10.2134/jeq1984.00472425001300020005x.

- Guzmán López, F. (2016). Impactos ambientales causados por megaproyectos de minería a cielo abierto en el estado de Zacatecas, México. *Revista de Geografía Agrícola*, 56, 109-128. doi: 10.5154/r.rga.2016.57.010.
- Harter, R. (1983). Effect of Soil pH on Adsorption of Lead, Copper, Zinc, and Nickel. *Soil Science Society of America Journal*, 47(1), 47-51. doi:10.2136/sssaj1983.03615995004700010009x.
- Hernández, V., Bernal, M., Flores, O., González, J., Guzmán, A., & Hernández, S. (2018). Comparativa entre pruebas in situ de ficómetro y pruebas triaxiales UU y CU realizados en depósitos de jales. *XXIX Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica*, 129-138.
- Jaime, A., & Sanabria, J. (2018). *Aspectos geotécnicos en operaciones Mineras*. León, Guanajuato: XXIX Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica.
- Janusa, M. A., Champagne, C. A., Fanguy, J. C., Heard, G. E., Laine, P. L., & Landry, A. A. (2000). Solidification/stabilization of lead with the aid of bagasse as an additive to Portland cement. *Microchemical Journal*, 65(3), 255-259. doi.org/10.1016/S0026-265X(00)00120-X.
- Jarpa, P. (2003). Medición del pH de 12 preparaciones distintas de pasta de tabaco de mascar, relacionándolas con la adición a la nicotina. *Revista de la Facultad de Farmacia*, 45(2), 7-11.
- Johnson, C. A. (2015). The fate of cyanide in leach wastes at gold mines: An environmental perspective. *Applied Geochemistry*, 57, 194-205. doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.05.023.
- Jones, H., & Boger, D. (2012). Sustainability and Waste Management in the Resource Industries. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51(30), 10057-10065. doi.org/10.1021/ie202963z.

- Karamanova, E., Avdeev, G., & Karamanov, A. (2011). Ceramics from blast furnace slag, kaolin and quartz. *Journal of the European Ceramic Society*, 31(6), 989-998. doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2011.01.006.
- Litter, M., Armienta, M., & Farías, S. (2009). *Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico en aguas y suelos*. Buenos Aires, Argentina: IBEROARSEN, CYTED.
- López Domínguez, M. G., & Pérez Salazar, A. (2018). *Pruebas de lixiviación como evaluación ambiental de materiales*. Sanfandila, Qro.: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- Lottermoser, B. (2007). Mine Wastes: Characterization. Treatment and Environmental Impacts. *Environmental Impacts*. Berlin.
- Lottermoser, B. (2010). Introduction to Mine Wastes. En B. Lottermoser, *Mine Wastes* (págs. 1-41). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Lottermoser, B. (2011). Recycling, Reuse and Rehabilitation of Mine Wastes. *Elements*, 7(6), 405-410. doi.org/10.2113/gselements.7.6.405.
- Lu, X., & Wang, H. (2012). Microbial Oxidation of Sulfide Tailings and the Environmental Consequences. *Elements*, 8(2), 119-124. doi.org/10.2113/gselements.8.2.119.
- Mahmood, A. A., & Mulligan, C. N. (2010). Investigation Of The Use Of Mine Tailings For Unpaved Road Base. *Proceedings of the annual international conference on soils, sediments, water and energy*, 12(1), 11-23.
- Marguí, E., Queralt, I., Carvalho, M., & Hidalgo, M. (2007). Assessment of metal availability to vegetation (*Betula pendula*) in Pb-Zn ore concentrate residues with different features. *Environmental Pollution*, 145(1), 179-184. doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.028.
- Martínez Guijarro, M. R. (2020). *Análisis Instrumental. Espectrometría de Absorción Atómica (EAA)*. Valencia, España: Universitat Politècnica de València.

- Méndez Ramírez, M., & Armienta Hernández, M. A. (2012). Distribución de Fe, Zn, Pb, Cu, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geoógicas*, 29(2), 450-462.
- Mudd, G., & Boger, D. (2013). The Ever Growing Case for Paste and Thickened Tailings -Towards More Sustainable Mine Waste Management. *Journal of the Australian Institute of Metals*, 2, 56-59.
- Naidu R, Bolan N, Kookana R, Tiller K. (1994;). Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. *European Journal of Soil Science*, 45, 419-429. doi.org/10.1111/j.1365-2389.1994.tb00527.x.
- Novais, R., Seabra, M., & Labrincha, J. (2015). Wood waste incorporation for lightweight porcelain stoneware tiles with tailored thermal conductivity. *Journal of Cleaner Production*, 90, 66-72. doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.045.
- Ojuri, O. O., Adavi, A. A., & Oluwatuyi, O. E. (2017). Geotechnical and environmental evaluation of lime–cement stabilized soil–mine tailing mixtures for highway construction. *Transportation Geotechnics*, 10, 1-12. doi.org/10.1016/j.trgeo.2016.10.001.
- Oluwasola, E. A., Hainin, M. R., & Aziz, M. (2015). Evaluation of asphalt mixtures incorporating electric arc furnace steel slag and copper mine tailings for road construction. *Transportation Geotechnics*, 2, 47-55. https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2014.09.004.
- Orozco, R., & Orozco, Y. (1992). *La presas de jales en México, criterios básicos para su proyecto, construcción y operación*. Zacatecas, México: XVI Reunión Nacional de Mecánica de Suelos.
- Ospina Nigrinis, L. S. (1994). El método de análisis para los estudios de estabilidad y de biodisponibilidad de medicamentos Parte I. *Revista Colombiana de Ciencias Químico-Farmacéuticas*, 22(1), 7-12.

- Pavez, O., González, L., Vega, H., & Rojas, E. (2016). Copper tailings in stucco mortars. *REM - International Engineering Journal*, 69(3), 333-339.
- Pebble Project. (2005). Tailings and Tailings Managements. *Northern Dynasty Mines Inc.*, 1-4.
- Qian, G., Huang, T., & Bai, S. (2011). Use of Cement-Stabilized Granite Mill Tailings as Pavement Subbase. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 23(11), 1575-1578.
- Ramesh, H., Krishnaiah, A., & Supriya, M. (2012). Effect of Lime on the Compaction and Strength Behaviour of Red. *IOSR Journal of Mechanical and Civil Engineering (IOSRJMCE)*, 2(4), 1-6.
- Ramesh, H., Krishnaiah, A., & Supriya, M. (2013). Role of Moulding Water Content on the Strength Properties of Red Earth treated with Mine tailings. *International Conference on Innovations in Civil Engineering* (págs. 45-48). India: Civil Engineering Department, SSET, Karukutty.
- Ramón García, M. L., & Jiménez, G. A. (2006). *Manual Básico de Operación del equipo de Difracción de Rayos-x Rigaku DMAX 2200 Versión 2006*. Ciudad de México, México: Centro de Investigación en Energía UNAM.
- Ramos Arroyo, Y. R., & Siebe Grabach, C. D. (2006). Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 23(1), 54-74.
- Ramos, A. Y., Prol Ledesma, R. M., & Siebe Grabach, C. (2004). Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México. Posibles escenarios geoquímicos para los residuos mineros. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 21(2), 268-284.

- Ren, X., Zhang, L., Ramey, D., Waterman, B., & Ormsby, S. (2015). Utilization of aluminum sludge (AS) to enhance mine tailings-based geopolymer. *Journal Materials of Science*, 50(3), 1370-1381.
- Rico, M., Benito, G., & Diez-Herrero, A. (2008). Floods from tailings dam failures. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 79-87. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.110.
- Roy, S., Adhikari, G., & Gupta, R. (2007). Use of gold mill tailings in making bricks: a feasibility study. *Waste Management & Research*, 25(5), 475-482. doi:10.1177/0734242X07076944.
- Santos Jallath, J., Coria Camarillo, J., & Huezco Casillas, J. (2013). Influencia de jales mineros sobre el río Maconí, Querétaro, y evaluación del proceso de atenuación natural por dispersión. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 65(3), 645-660.
- Sarsby, R. (2000). *Environmental Geotechnics*. London: Thomas Telford Publishing.
- SCT. (2002a). *N-CMT-2-02-002 Calidad de Agregados Pétreos para Concreto Hidráulico*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SCT. (2002b). *N-CMT-1-03/02 Materiales para subrasante*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SCT. (2003). *M-MMP-1-05/03 Densidades Relativas y Absorción*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SCT. (2003a). *M-MMP-1-01/03 Muestreo de Materiales para Terracerías*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SCT. (2003b). *M-MMP-1-03/03 Secado, Disgregado y Cuarteo de Muestras*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.

- SCT. (2006). *M-MMP-1-09/06 Compactación AASHTO*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SCT. (2007). *M-MMP-1-07/07 Límites de consistencia*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SCT. (2008). *M-MMP-1-11/08 Valor Soporte de California (CBR) y Expansión (Exp) en Laboratorio*. México: Secretaría de Comunicaciones y Transportes.
- SE. (2011). *NMX-AA-008-SCFI-2011 Análisis de agua-determinación de pH-método de prueba*. México: Secretaría de Economía.
- SEMARNAT. (1996). *NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. México, D.F.: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT. (2002). *NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis*. México: Diario Oficial.
- SEMARNAT. (2004a). *NOM-141-SEMARNAT-2003 Norma Oficial Mexicana que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas*. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT. (2004b). *NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio*. México: Diario Oficial de la Federación.

- SEMARNAT. (2007). *NOM-155-SEMARNAT-2007 Que establece los requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata*. México: Diario Oficial de la Federación.
- SGM. (2018a). *Anuario Estadístico de la minería Mexicana, 2018*. Ciudad de México, México: Servicio Geológico Mexicano.
- SGM. (2018b). *Panorama Minero del Estado de Querétaro*. Servicio Geológico Mexicano.
- SGM. (2018c). *Panorama Minero del Estado de Zacatecas*. Servicio Geológico Mexicano.
- Sivakugan, N., Rankine, R., Rankine, K., & Rankine, K. (2006). Geotechnical considerations in mine backfilling in Australia. *Journal of Cleaner Production*, 14(12-13), 1168-1175. doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.06.007.
- Skoog, D., Holler, F., & Crouch, S. (2008). *Principios de análisis instrumental*. México, D.F.: CENGAGE Learning.
- Sultan, H. (1978). *Utilization of copper mill tailings for highway construction. final technical report*. Washington, D.C: National Science Foundation.
- Sultan, H. (1979). *Utilization of Copper Mill Tailings for Highway Construction: Final Technial Report*. Arizona: Transportation and Traffic Institute, College of Engineering, the University of Arizona.
- Suppen, N., Carranza, M., Huerta, M., & Hernández, M. (2006). Environmental management and life cycle approaches in the Mexican mining industry. *Journal of Cleaner Production*, 14(12-13), 1101-1115. doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.12.020.
- Talukdar, D. K. (2014). A Study of Correlation Between California Bearing Ratio (CBR) Value With Other Properties of Soil. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*, 4(1), 559-562.

- Taverniers, I., De Loose, M., & Van Bockstaele, E. (2004). Trends in quality in the analytical laboratory. I. Traceability and measurement uncertainty of analytical results. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(7), 480-490. doi.org/10.1016/S0165-9936(04)00733-2.
- Torres Puentes, J. C., Colina, M., & Cano de Torres, Y. N. (2016). Extracción secuencial de plomo y vanadio en sedimentos del río Catatumbo utilizando FAAS, ETAAS E ICP-AES. *Revista Bases de la Ciencia*, 1(3), 13-24. https://doi.org/10.33936/rev_bas_de_la_ciencia.v1i1.94.
- Usero, J., González-Regalado, E., & Gracia, I. (1997). Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the atlantic coast of Southern Spain. *Environment International*, 23(3), 291-298. doi.org/10.1016/S0160-4120(97)00030-5.
- Vaithyanathan, P., Ramanathan, A., & Subramanian, V. (1993). Transport and distribution of heavy metals in Cauvery river. *Water, Air, and Soil Pollution*, 71(1-2), 13-28.
- Villalaz, C. C. (2005). *Mecánica de suelos y cimentaciones*. México, D. F.: Limusa S.A. de C.V.
- Voglar, G. E., & Leštan, D. (2010). Solidification/stabilisation of metals contaminated industrial soil from former Zn smelter in Celje, Slovenia, using cement as a hydraulic binder. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 926-933. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.026.
- Voglar, G., & Leštan, D. (2011). Efficiency modeling of solidification/stabilization of multi-metal contaminated industrial soil using cement and additives. *Journal of Hazardous Materials*, 192(2), 753-762. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.05.089.
- William, D., & Mulligan, D. (1996). Management of solid wastes. *Environmental management in the Australian minerals and energy industries: principles and practices*. UNSW Press, 157-188.

- Witt, K., Schönhardt, M., Saarela, J., Frilander, R., Csicsak, J., Csővari, M., . . . Engels, J. (2004). *Tailings management facilities—risks and reliability. Report of the European RTD project. TAILS SAFE.*
- Yin, C.-Y., Mahmud, H. B., & Shaaban, M. G. (2006). Stabilization/solidification of lead-contaminated soil using cement and rice husk ash. *Journal of Hazardous Materials*, 137(3), 1758-1764. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.013.
- Zamora Martínez, O., Lozano Santa Cruz, R., Samayoa Oviedo, H. Y., Velázquez Castro, M., & Prado Pano, B. (2019). Adecuabilidad y comparación de técnicas espectroscópicas para el análisis de muestras de origen geológico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(1), 65-79. doi.org/10.20937/rica.2019.35.01.05 .
- Zhao, S., Fan, J., & Sun, W. (2014). Utilization of iron ore tailings as fine aggregate in ultra-high performance concrete. *Construction and Building Materials*, 50, 540-548. doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.10.019.
- Zheng, K., Zhou, J., & Gbozee, M. (2015). Influences of phosphate tailings on hydration and properties of Portland cement. *Construction and Building Materials*, 98, 593-601. doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.08.115.
- Zhenjun, W., Chuang, X., Sheng, W., Jie, G., & Tao, A. (2016). Utilization of magnetite tailings as aggregates in asphalt mixtures. *Construction and Building Materials*, 114, 392-399.
- Zhu, Z., Li, B., & Zhou, M. (2015). The Influences of Iron Ore Tailings as Fine Aggregate on the Strength of Ultra-High Performance Concrete. *Advances in Building Technologies and Construction Materials*, 2015, 1-6. doi: 10.1155/2015/412878.