



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA CIVIL – GEOTECNIA

ESTUDIO DEL FLUJO DE CONTAMINANTES EN DEPÓSITOS DE RESIDUOS MINEROS

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
YOALI MARGARITA CANO VELARDE

TUTORA
DRA. NORMA PATRICIA LÓPEZ ACOSTA, INSTITUTO DE INGENIERÍA

CIUDAD DE MÉXICO, FEBRERO DE 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. RIVERA CONSTANTINO RIGOBERTO
Secretario: DR. FLORES CASTRELLÓN OSVALDO
Vocal: DRA. LÓPEZ ACOSTA NORMA PATRICIA
1^{er}. Suplente: DRA. RAMOS HERNÁNDEZ JUDITH G.
2^d o. Suplente: M. I. ALEMÁN VELÁSQUEZ JUAN DE DIOS

Lugar donde se realizó la tesis: Instituto de Ingeniería, UNAM.

TUTORA DE TESIS:

DRA. NORMA PATRICIA LÓPEZ ACOSTA

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

A mi abuelita, que con su luz ilumina mi corazón. A mi abuelito por la fortaleza y la tenacidad que me otorga. A mi madre por su amor y apoyo incondicional. A toda mi familia, porque de todos he aprendido.

A la Dra. Norma Patricia López Acosta por el apoyo brindado y ser para mí un ejemplo claro de dedicación y disciplina.

A mis sinodales la Dra. Judith Guadalupe Ramos Hernández, al M.I. Juan de Dios Alemán Velásquez, al Dr. Rigoberto Rivera Constantino y al Dr. Osvaldo Flores Castellón por su asesoría y el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.

A Alexander por ser mi guía y estar en los momentos difíciles, y por darme ánimos en la realización de la tesis. A mi roomie y amiga Cinthya, por cuidarme y regalarme mucha paz al final del día. A mis compañeros y amigos, Viviana, Kenia, Aivy, Octavio, Daniela, Ricardo, Armando y Manuel, por las cosas que me enseñaron y por el apoyo brindado. A Abigail, por su entusiasmo incondicional. A José por alentarme a realizar la maestría y por enseñarme la alegría del conocimiento.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por la enseñanza y la formación que me ha otorgado para ser un mejor ser humano. Es una universidad que impulsa a los estudiantes a colaborar en una sociedad que evoluciona.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM por el espacio y los cursos a los que pude asistir para la culminación de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por brindarme el apoyo económico para mis estudios de maestría.

ÍNDICE

Pág.

RESUMEN	iii
NOTACIÓN	x
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. DEPÓSITOS DE RESIDUOS MINEROS.....	5
2.1. Tipos de depósitos de residuos mineros	5
2.1.1. Clasificación por método constructivo	5
2.1.2. Clasificación por tipo de residuo minero depositado	8
2.2. Problemas ambientales asociados a las presas de residuos mineros	10
2.2.1. Drenaje ácido.....	11
2.2.2. Estudios de zonificación de la contaminación en depósitos de jales.....	13
2.3. Legislación aplicable a presas de jales en México	14
2.4. Conductividad hidráulica de residuos mineros.....	17
3. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN EL SUELO	21
3.1. Flujo de agua en suelos.....	21
3.2. Estudio del transporte de contaminantes en el suelo	23
3.2.1. Advección.....	24
3.2.2. Difusión	26
3.2.3. Dispersión hidrodinámica.....	26
3.2.4. Adsorción	28
3.2.5. Transporte en medios fracturados.....	32
3.3. Flujo de agua en medios no saturados	34
3.4. Métodos para evaluar los gastos de filtración y su influencia en el transporte de contaminantes	45

3.5. Modelo hidrogeológico conceptual de un depósito de residuos mineros	48
4. EJEMPLO DE APLICACIÓN	55
4.1. Introducción.....	55
4.2. Condiciones generales del caso de estudio.....	56
4.3. Condiciones de análisis	57
4.4. Resultados y discusión	63
4.4.1. Trayectoria de partículas para una descarga de lixiviados	63
4.4.2. Análisis advección-dispersión-adsorción de la pluma contaminante	70
4.4.3. Análisis de anisotropía	78
5. CONCLUSIONES.....	85
REFERENCIAS	88
ANEXO I.....	96

RESUMEN

La principal fuente de contaminación en depósitos de residuos mineros se produce debido al drenaje ácido de mina (DA). Este fenómeno se genera por la oxidación de los sulfuros (como la pirita, FeS_2) cuando reaccionan con el agua y el oxígeno. El DA provoca la separación de los metales pesados en su forma elemental. La parte soluble de estos metales se filtra a través del depósito hasta contaminar ríos y acuíferos.

El objetivo principal de esta tesis es analizar el desplazamiento del flujo de contaminantes en un depósito de residuos mineros, de tipo aguas arriba, en función de la conductividad hidráulica de los materiales que componen dicho depósito y determinar el tiempo de salida de los contaminantes. Para ello, se describen los siguientes aspectos: las características de los depósitos de residuos mineros, el proceso de generación de drenaje ácido, el flujo de agua y el transporte de contaminantes en depósitos de residuos mineros.

En la parte principal de este trabajo, se presenta un ejemplo de aplicación que se realiza mediante el programa especializado GEOSTUDIO®, que resuelve la ecuación del transporte de contaminantes en suelos con el método de los elementos finitos. Esta evaluación se efectúa mediante un estudio paramétrico de la conductividad hidráulica de los materiales que componen un depósito de residuos mineros. Dichos materiales se encuentran en rangos definidos como jal fino ($1.5 \mu\text{m} < D_{50} < 10 \mu\text{m}$) y jal grueso ($75 \mu\text{m} < D_{50} < 1 \text{mm}$). En la zona de lamas del depósito minero, se estudian dos condiciones: un medio homogéneo compuesto por jal fino y un medio estratificado en el que se alterna jal fino con jal grueso.

Para este estudio, la evaluación del transporte de contaminantes se realizará en dos eventos. El primer evento ocurre cuando el agua del depósito de residuos mineros alcanza su nivel máximo, después de las etapas operativas del depósito. En ese momento, si el depósito no es cerrado adecuadamente, se puede producir la lixiviación con mayor contenido de partículas contaminantes. El segundo evento se produce por las fluctuaciones del nivel de agua en el estanque de decantación, lo que genera la oxidación continua de la pirita, que, al liberar metales pesados, forma la pluma contaminante. Estos análisis se realizan mediante la ecuación advección-dispersión que simula el desplazamiento del flujo contaminando dentro del depósito.

Finalmente, se dan las conclusiones de la comparativa de los resultados de los casos analizados y se define la condición crítica en la que se presenta mayor desplazamiento de contaminantes. Además, se proporcionan algunas recomendaciones para incentivar a las corporaciones mineras a implementar acciones y mecanismos que reduzcan la generación de drenaje ácido, y con ello, se disminuya la filtración de los afluentes contaminados a cuerpos de agua que alimentan a las comunidades.

ABSTRACT

The main source of contamination of tailings dam is acid mine drainage (AMD). This phenomenon is generated by the oxidation of sulfides (such as pyrite, FeS_2) when they react with water and oxygen. Likewise, AMD causes the separation of heavy metals in their elemental form. The soluble part of these metals leaches through the deposit to contaminate rivers and aquifers.

The main objective of this thesis is to analyze the displacement of the contaminant flow in an upstream mining waste deposit as a function of the hydraulic conductivity of the materials composing the deposit and to determine the time of contaminant outflow. For this purpose, the following aspects are described: the characteristics of mining waste deposits, the acid drainage generation process, water flow and contaminant transport in tailings dam.

In the main part of this work, an example of application is presented using the specialized program GEOSTUDIO®, which solves the equation of contaminant transport in soils with the finite element method. This evaluation is carried out by means of a parametric study of the hydraulic conductivity of the materials that make up a tailings dam. These materials are found in ranges defined as fine jal ($1.5 \mu\text{m} < D_{50} < 10 \mu\text{m}$) and coarse jal ($75 \mu\text{m} < D_{50} < 1 \text{mm}$). In the slurry zone of the tailings dam, two conditions are studied: a homogeneous medium composed of fine lime and a stratified medium in which fine lime alternates with coarse lime.

For this study, the evaluation of contaminant transport will be performed in two events, the first event occurs when the water in the tailings dam reaches its maximum level, after the operational stages of the dam. At that moment, if the dam is not properly closed, leaching with higher content of contaminant particles may occur. The second event is caused by fluctuations in the water level in the settling pond and changes in the length of the dam beach, which generates continuous oxidation of the pyrite, which, by releasing heavy metals, forms the contaminant plume. These analyses are performed using the advection-dispersion equation that simulates the displacement of the contaminating flow within the tailings dam.

Finally, conclusions are drawn from the comparative results of the cases analyzed and the critical condition in which the greatest displacement of contaminants occurs is defined. In addition, some recommendations are provided to encourage mining corporations to implement actions and mechanisms to reduce the generation of acid drainage, thereby reducing the filtration of contaminated effluents into water bodies that feed the communities.

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 2.1. Perfil del depósito con procedimiento constructivo aguas arriba	6
Figura 2.2. Perfil del depósito con el procedimiento constructivo aguas abajo	6
Figura 2.3. Perfil del depósito con el procedimiento constructivo eje central	7
Figura 2.4. Distribución geográfica de algunos depósitos epitermales y sulfuros masivos volcanogénicos (VMS). La zona sombreada en el mapa de México define el área susceptible de contener depósitos epitermales, según las zonaciones metálicas de Pb-Zn- Ag, Au-Ag y Hg-Sb. Modificado de Camprubí, A. <i>et al.</i> (2008) y SEMARNAT (2022) ...	11
Figura 2.5. Factores geológicos que afectan el movimiento de filtración: a) Capas de arcilla en zona parcialmente saturada, b) flujo en fracturas y c) flujo a través de estratos inclinados permeables (adaptada de Vick, 1990).....	19
Figura 3.1. Diagrama que representa el transporte de la masa de un soluto en un elemento de volumen (adaptado de Zeng y Bennett, 2002).....	25
Figura 3.2. Cálculo del coeficiente de distribución (adaptado de Vick, 1990)	30
Figura 3.3. Esquema del modelo hidrogeológico conceptual de un depósito de residuos mineros (Modificada de Hawley y Cuning, 2017)	49
Figura 4.1. Precipitación anual acumulada registrada en la estación meteorológica El Doctor (CONAGUA)	58
Figura 4.2. Geometría simplificada del depósito que presenta un medio homogéneo en la zona de lamas (Modelo tipo 1)	60
Figura 4.3. Geometría simplificada del depósito que presenta un medio estratificado en la zona de lamas (Modelo tipo 2)	60
Figura 4.4. Rastreo de partículas a través de un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{min}=10^{-9}$ m s ⁻¹) (en el cuerpo del depósito) y con jales gruesos ($k_{min}=10^{-6}$ m s ⁻¹) (en la zona de los bordos de sobreelevación), un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s ⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s ⁻¹), en un tiempo de 50 años	64
Figura 4.5. Rastreo de partículas a través de un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{máx}=10^{-7}$ m s ⁻¹) con jales gruesos ($k_{máx}=10^{-4}$ m s ⁻¹), un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s ⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s ⁻¹), en un tiempo de 50 años	64
Figura 4.6. Rastreo de partículas a través de un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{máx}=10^{-7}$ m s ⁻¹) con jales gruesos ($k_{máx}=10^{-4}$ m s ⁻¹), un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s ⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s ⁻¹), en un tiempo de 50 años	65
Figura 4.7. Rastreo de partículas a través de un medio estratificado en el que se alternan jales finos ($k_{min}=10^{-9}$ m s ⁻¹) con jales gruesos ($k_{min}=10^{-6}$ m/s), un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s ⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s ⁻¹), en un tiempo de 50 años	65
Figura 4.8. Rastreo de partículas a través de un medio estratificado en el que se alternan jales finos ($k_{máx}=10^{-7}$ m s ⁻¹) con jales gruesos ($k_{máx}=10^{-4}$ m s ⁻¹), un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s ⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s ⁻¹), en un tiempo de 50 años	66

Figura 4.9. Rastreo de partículas a través de un medio estratificado en el que se alternan jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4}$ m s⁻¹), un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 3 años 66

Figura 4.10. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 70

Figura 4.11. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 70

Figura 4.12. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 71

Figura 4.13. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 9 años 71

Figura 4.14. Análisis advección-dispersión-adsorción en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 9 años y un coeficiente k_d de 2.26 cm³ g⁻¹ 72

Figura 4.15. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{med}=10^{-8}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{med}=10^{-5}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 72

Figura 4.16. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{med}=10^{-8}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{med}=10^{-5}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 73

Figura 4.17. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{med}=10^{-8}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{med}=10^{-5}$ m s⁻¹) en la zona de lamas, un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 73

Figura 4.18. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado conformado por jales finos ($k_{med}=10^{-8}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{med}=10^{-5}$ m s⁻¹) en la zona de lamas, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 74

Figura 4.19. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{min}=10^{-9}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{min}=10^{-6}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 74

Figura 4.20. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{min}=10^{-9}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{min}=10^{-6}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 75

Figura 4.21. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{min}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años..... 75

Figura 4.22. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{min}=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 10 años..... 75

Figura 4.23. Zonificación de la variación horizontal del coeficiente de conductividad hidráulica en el depósito de estudio..... 78

Figura 4.24. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) 79

Figura 4.25. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) 79

Figura 4.26. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años 80

Figura 4.27. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) 80

Figura 4.28. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) 80

Figura 4.29. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años 81

Figura 4.30. Zonificación de la variación vertical coeficiente de conductividad hidráulica en el depósito de estudio 82

Figura 4.31. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) 82

Figura 4.32. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) 83

Figura 4.33. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 10 años 83

Figura 4.34. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) 83

Figura 4.35. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹) 84

Figura 4.36. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años 84

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1.1. Resumen de concentración total en depósitos de jales en México.....	2
Tabla 2.1. Ventajas y desventajas de los jales espesados (Modificada de Álvarez, 2017).	9
Tabla 2.2. Ventajas y desventajas del apilado en seco de jales (Modificada de Álvarez, 2017).....	10
Tabla 2.3. Límites máximos permisibles de concentraciones de EPT que definen los jales como peligrosos por su toxicidad (NOM-052-SEMARNAT-2005)	15
Tabla 2.4. Conductividad hidráulica de residuos mineros tomada de varios autores.....	18
Tabla 3.1. Modelos experimentales para el ajuste de la curva característica de un suelo (López-Acosta y Mendoza, 2016)	36
Tabla 3.2. Modelos de estimación para determinar la función de conductividad hidráulica (López-Acosta y Mendoza, 2016)	38
Tabla 4.1. Propiedades hidráulicas e índices consideradas en el análisis.....	56
Tabla 4.2. Propiedades constitutivas consideradas en el análisis	56
Tabla 4.3. Dispersividad longitudinal y transversal consideradas en el análisis (Wei, 2021)	57
Tabla 4.4. Condiciones analizadas en el estudio de la trayectoria de partículas contaminantes	61
Tabla 4.5. Condiciones analizadas en el estudio advección-dispersión en un depósito homogéneo (Tipo 1)	62
Tabla 4.6. Condiciones analizadas en el estudio advección-dispersión en un depósito estratificado	63
Tabla 4.7. Resumen del recorrido de partículas en las condiciones homogénea y estratificada.....	67
Tabla 4.8. Resumen del recorrido de partículas en las condiciones homogénea y estratificada.....	67
Tabla 4.9. Tabla de resultados de la trayectoria de partículas contaminantes en un depósito homogéneo	68
Tabla 4.10. Tabla de resultados de la trayectoria de partículas contaminantes en un depósito estratificado	69
Tabla 4.11. Tabla de resultados del análisis advección-dispersión de la pluma contaminantes en un depósito homogéneo	76
Tabla 4.12. Tabla de resultados del análisis advección-dispersión de la pluma contaminantes en un depósito estratificado	77
Tabla 4.13. Variación horizontal de la conductividad hidráulica.....	78
Tabla 4.14. Parámetros de la zonificación del depósito de estudio	81
Tabla 4.15. Variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica.....	82

NOTACIÓN

A	Área transversal
a_s	Flujo advectivo no saturado
α	Dispersividad
C	Concentración
D	Dispersión hidrodinámica
D^*	Difusión molecular
e	Relación de vacíos
g	Aceleración de la gravedad
H	Carga hidráulica
h_p	Carga de presión
h_v	Carga de velocidad
h_z	Carga de elevación
i	Gradiente hidráulico
J^*	Flujo másico por difusión molecular
k	Conductividad hidráulica
K_d	Coefficiente de distribución
l	Distancia
M	Masa del soluto
Q	Gasto
Q_m	Masa de soluto por unidad de tiempo
q_m	Vector de masa de soluto
R	Factor de retardo
S	Masa de solutos adsorbida
SR	Retención específica
τ	Factor de tortuosidad
t	Tiempo
θ	Contenido de agua volumétrico
u	Presión de poro
u_a	Presión de aire
v_i	Velocidad de filtración

v	Velocidad de flujo
V	Volumen
γ_d	Peso volumétrico del suelo seco
γ_w	Peso volumétrico del agua
Ψ	Succión mátrica
z	Coordenada espacial

1. INTRODUCCIÓN

Aspectos generales

La minería es una actividad económica que se ha desarrollado en México desde hace más de cinco siglos y representa un sector importante en el país. Dentro del procesamiento de minerales se distinguen las siguientes actividades: 1) extracción, 2) trituración, 3) molienda, 4) concentración, 5) separación y deposición de los residuos, estos últimos son conocidos en México como jales.

Debido a que los principales yacimientos minerales explotados son de tipo epitermal y sulfuros masivos vulcanogénicos, muchos tipos de jales pueden contener sulfuros metálicos residuales como pirita (FeS_2), pirrotita (Fe_{1-x}S), galena (PbS), esfalerita (ZnS), calcopirita (CuFeS_2) y arsenopirita (FeAsS) que son fuente de elementos potencialmente tóxicos (EPT).

Es así, que uno de los problemas ambientales asociados a yacimientos de metales sulfurosos es la generación de drenaje ácido (DA). Este fenómeno se produce cuando los minerales reaccionan con el agua y el oxígeno, lo que provoca la liberación de los metales pesados de dichos minerales. La movilidad de los EPT puede convertirse en un problema ambiental al contaminar suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas (Bain *et al.*, 2000; Armienta *et al.*, 2001; Jung, 2001). El impacto de las aguas contaminadas no solo afecta a las comunidades cercanas a las minas, también a peces, animales y plantas, debido a que dichos metales no se descomponen o degradan en el ambiente y se asientan en el fondo de los ríos por largos periodos.

El DA puede continuar de manera indefinida, si el cierre de la mina no se realiza de manera adecuada, causando daños aún siglos después de cierre de operaciones de esta. En especial, el tratamiento de agua se convierte en un peso económico que se convierte en insostenible con el paso del tiempo. Esto provoca que las generaciones futuras se responsabilicen del manejo del DA. Existen métodos de neutralización con caliza que son baratos y efectivos a corto plazo; sin embargo, se vuelve costoso cuando el tratamiento se prolonga durante varios

años. Lo anterior se debe principalmente a los costos de los reactivos de neutralización el mantenimiento de las instalaciones de tratamiento y la eliminación de lodos.

Se han realizado estudios geoquímicos en depósitos mineros de México con el propósito de reportar la concentración total de los elementos potencialmente tóxicos de muestras de jales. En la Tabla 1.1 se presenta un resumen de dichos resultados.

Tabla 1.1. Resumen de concentración total en depósitos de jales en México

Autor	Sitio	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Fe [%]
Martín et al., 2008	Nacozari, Sonora	8.9	20	91	535	6.8
	Santa Bárbara, Chihuahua	1140	6669	12531	851	3.4
	Zimapán, Hidalgo	12735	2034	2982	600	16.50
	Taxco, Guerrero	585	1479	460	72	9.40
Rodríguez, 2016	Angangueo, Michoacán	723.52	614.68	793.8	82.89	-
	San Pedro, San Luis Potosí	430	2794.29	2051.54	313.7	-
Santos (2016)	Tizapa, Edo. México	445.1	3640.6	5936.3	411.4	-
Martínez (2001)	Zacazonapan, Edo. México	2204	1983	7572	493	-
Hernández (2018)	Cedral, S.L.P.		6433.5	4648.1	1448.6	-
Salas (2014)	Xichú, Guanajuato	20876.46	5894.2	7550.52	1380.89	-
Pérez, (2005)	Hidalgo, Dolores	50000	2840	30500	1290	-
	Hidalgo, La Purísima	19591	9040	8200	300	-

Cabe señalar que, la concentración total de los metales pesados se presenta en distintas fracciones o especies químicas. Por lo que es necesario conocer la fracción soluble (biodisponible) para evaluar la movilidad de dichos metales.

Objetivo y alcances de la tesis

El objetivo principal de esta tesis es analizar el desplazamiento del flujo de contaminantes en un depósito de residuos mineros, a partir del estudio paramétrico de la conductividad hidráulica de los materiales que componen una presa de residuos mineros (de tipo aguas arriba).

El alcance de esta investigación es realizar el modelado numérico del transporte de contaminantes en un depósito de residuos mineros, mediante el programa especializado GEOSTUDIO®. La finalidad es determinar el tiempo de salida de los afluentes contaminados en función de la conductividad hidráulica de los jales, y estimar la condición más desfavorable en cuanto a la velocidad de la pluma contaminante.

Organización del documento

El documento está organizado en cinco capítulos, incluyendo la introducción. En el segundo capítulo se especifican las características de los depósitos de residuos mineros de acuerdo con la clasificación por método constructivo y por el tipo de residuo depositado. Asimismo, se describen las etapas de producción del drenaje ácido de mina y los procesos geoquímicos que determinan la movilidad de la contaminación. Se presentan algunos análisis sobre la zonificación de la contaminación por metales pesados en los depósitos de jales. Posteriormente, se describen las pruebas para la determinación de la peligrosidad de los jales de acuerdo con la norma mexicana, la NOM-141-SEMARNAT-2003. Por último, se presentan los rangos de conductividad hidráulica definidos por diferentes autores, quienes realizaron pruebas de laboratorio a muestras de jales.

En el tercer capítulo se detalla la formulación matemática del flujo de agua, tanto en medios saturados como en parcialmente saturados. Se describe la ecuación del transporte de contaminantes, la cual incluye los procesos advección, dispersión y adsorción. Enseguida, se mencionan los métodos para evaluar el impacto de las filtraciones y se precisa el modelo hidrogeológico conceptual de un depósito de residuos mineros.

En el cuarto capítulo se analiza el comportamiento del transporte de contaminantes en un depósito de jales de tipo aguas arriba. Se evalúan dos condiciones de la zona de lamas del depósito minero: un medio homogéneo compuesto por jal fino y un medio estratificado en el que se alterna jal fino con jal grueso. También, se analiza el comportamiento del desplazamiento del contaminante considerando una variación horizontal y una variación con la profundidad de la conductividad hidráulica de los jales. La modelación matemática toma en cuenta las condiciones físicas que definen el transporte de los metales pesados a través de los jales, producto del drenaje ácido de minas.

En el último capítulo se exponen las conclusiones del caso de estudio y se emiten algunas recomendaciones.

2. DEPÓSITOS DE RESIDUOS MINEROS

2.1. Tipos de depósitos de residuos mineros

Existen distintos métodos para almacenar jales dependiendo del procedimiento constructivo y del tipo de residuo minero depositado. Cada uno de ellos tiene características propias que se ajustan a las necesidades del complejo minero. A continuación, se describe la clasificación de las presas de jales más comunes en México.

2.1.1. Clasificación por método constructivo

a) *Método Aguas Arriba*

El método aguas arriba consta de un bordo iniciador construido en el pie aguas abajo que se desarrolla hacia el vaso de almacenamiento conforme la altura del depósito se incrementa, como se muestra en la Figura 2.1. Los jales se descargan desde la cresta de la presa inicial mediante espigas (descarga directa) o hidrociclones que clasifica el material en: partículas gruesas con poca agua y partículas finas con mayor cantidad de agua. Esta disposición genera un dique y una amplia área de playa compuesta de material grueso. La playa es la base del siguiente dique, el cual se coloca mecánicamente Vick (1990).

Es de vital importancia que la playa de los jales forme una base competente para soportar los siguientes diques. Vick (1990) menciona que, la descarga debe contener mínimo 40 a 60% de arena. Otro factor determinante para la construcción aguas arriba es la distribución del tamaño de grano de los jales. Por ejemplo, si no se puede operar un tractor en los primeros 30 a 60 m de playa, la molienda es demasiado fina para los métodos de construcción aguas arriba (Brawner y Campbell, 1973). Además, el control de la superficie freática, la capacidad de almacenamiento de agua, la susceptibilidad a la licuación sísmica y la velocidad de construcción de la presa son condicionantes para la factibilidad del método aguas arriba.

En los depósitos aguas arriba se utilizan dos tipos de sistemas de recuperación de agua: 1) galerías de drenaje y Chinos, 2) balsas de rebombeo para el control de agua dentro del terraplén. Además, se pueden utilizar tanto los procedimientos de decantación como de espigado para controlar la distancia entre el borde del estanque y la cresta del depósito. Sin

embargo, se debe elegir otro método de construcción cuando se planea tener altos niveles de agua en el estanque, lo que puede conducir rápidamente a fallas en las tuberías.

Los depósitos de jales que utilizan el método aguas arriba usualmente tienen una densidad baja con un alto grado de saturación. Esta combinación puede producir una licuación del depósito en caso de actividad sísmica o un incremento de cargas rápido (por la velocidad de incremento de altura del depósito), incluso con la vibración generada por voladuras y maquinaria pesada. Debido a ello la resistencia al corte se puede reducir y ocasionar un colapso del depósito Vick (1990).

Por otra parte, la elevación del depósito no debe producir presiones intersticiales excesivas en su cuerpo. La acumulación de presiones intersticiales puede conducir a una falla por corte, causando la ruptura del depósito y el deslizamiento de los jales. Para disminuir el peligro de falla, se pueden instalar zonas de drenaje horizontal durante la construcción del bordo iniciador que ayudan a mantener baja la presión intersticial dentro del depósito (Brawner y Campbell, 1973).

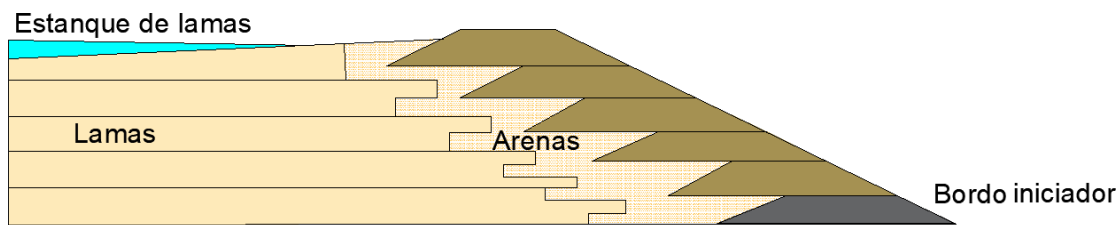


Figura 2.1. Perfil del depósito con procedimiento constructivo aguas arriba

b) Método Aguas Abajo

El diseño del método aguas abajo es similar al de las presas de almacenamiento de agua convencionales. Al igual que el método aguas arriba, la construcción aguas abajo se sustenta sobre un bordo iniciador conformado de materiales de préstamo compactados. No obstante, este bordo puede construirse con arenas y gravas permeables, o con limos y arcillas para minimizar la filtración a través de la presa. Si se utilizan materiales de baja permeabilidad en el bordo iniciador, es necesario incorporar drenes internos en el diseño. Finalmente, los residuos mineros se colocan en la parte superior de la pendiente aguas abajo al finalizar cada nivel conforme la presa va creciendo (Escobedo, 2011), como se muestra en la Figura 2.2.

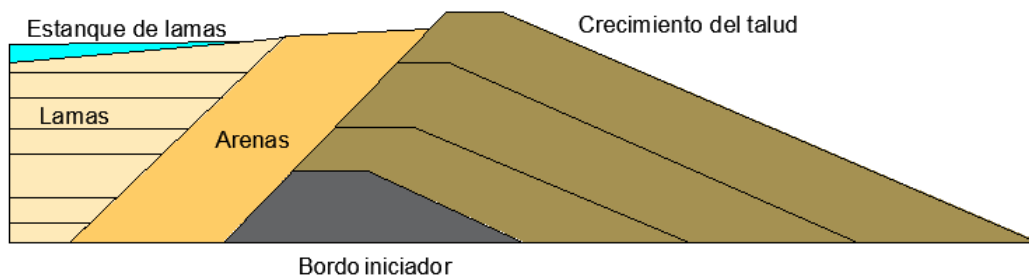


Figura 2.2. Perfil del depósito con el procedimiento constructivo aguas abajo

A continuación, se presentan los distintos procedimientos constructivos para este método:

- *Aguas abajo con enrocamiento:* Este procedimiento consiste en colocar el enrocamiento al mismo tiempo que se incrementa el nivel de los materiales de jal depositados. Es conveniente realizar este proceso sobre todo en zonas de alta sismicidad.
- *Aguas abajo con chimenea y delantal:* Este método requiere de material suficiente para construir una cortina contenedora compacta e impermeable. Se sugiere construir una chimenea central con delantal y un dren al pie del talud externo.

El método de aguas abajo utiliza jal grueso que se ha separado mediante ciclones o que se ha segregado al ser depositado (Bernal, 2016). Si el volumen de jales gruesos no es suficiente para construir la presa, se incorporan materiales de préstamos locales como base estructural. Si se utiliza enrocamiento, debido a su porosidad, se requiere un filtro o una membrana impermeable aguas arriba para evitar que los jales sean arrastrados a través de los poros (Vick, 1990).

El método de construcción aguas abajo consisten en un terraplén o pedraplén más estable que el método aguas arriba, debido a la capacidad y facilidad de compactación. Una desventaja de este método es el gran volumen de material de relleno requerido para el desarrollo de la presa. Además, los depósitos construidos con elevaciones aguas abajo también cubren un área relativamente grande, lo cual implica una desventaja si el espacio disponible es limitado (Escobedo, 2011).

c) *Método línea central*

El método de línea o eje central (Figura 2.3) es una combinación de los diseños aguas arriba y aguas abajo. En este tipo de construcción, el depósito se eleva verticalmente desde el bordo iniciador. Por lo tanto, la cresta permanece fija a medida que la presa se eleva secuencialmente (Vick, 1990).

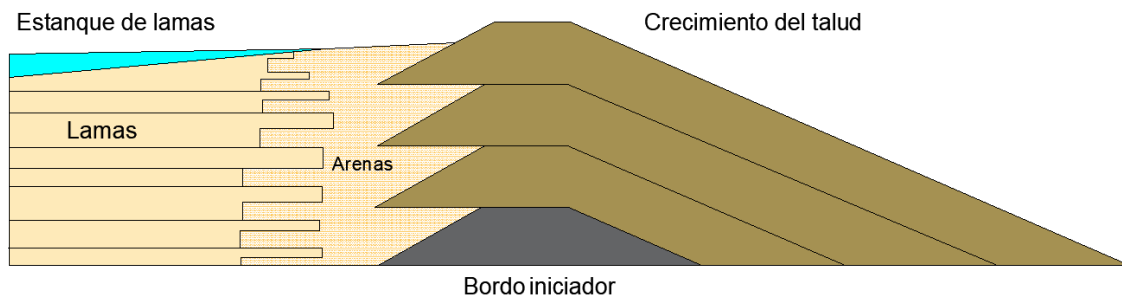


Figura 2.3. Perfil del depósito con el procedimiento constructivo eje central

2.1.2. Clasificación por tipo de residuo minero depositado

En general, los depósitos de jales representan un peligro importante para el ambiente y la salud pública, ya que los contaminantes pueden ser movilizados desde estos depósitos, por vía aérea, flujos de jales en forma líquida o semi-líquida y transporte por medio del agua como sólidos en suspensión y materiales disueltos. Por lo tanto, es importante desarrollar un proyecto de cierre final del depósito considerando los siguientes objetivos (RET, 2007):

- Garantizar la estabilidad a largo plazo del depósito.
- Captar y desviar de manera adecuada los escurrimientos que llegan al depósito, así como los debidos a las precipitaciones pluviales que caigan directamente sobre él.
- Minimizar la filtración de agua contaminada desde la instalación de almacenamiento de jales a las aguas superficiales y subterráneas.
- Contener/encapsular los jales para evitar su escape al ambiente.
- Proporcionar una cubierta de superficie estabilizada para prevenir la erosión de la instalación de almacenamiento de jales y minimizar la infiltración de agua hacia el cuerpo del depósito.
- Diseñar el relieve final para tener un control del mantenimiento posterior al cierre.

Espesar los jales en la planta de procesamiento antes de su depósito permite que el agua de proceso se recicle directamente a la planta, reduciendo la pérdida de agua y disminuyendo la demanda de agua de la planta. Así, la planeación del relieve final, el sistema de cubierta de jales y sus impactos dependen mucho de los diferentes métodos de eliminación de residuos. A continuación, se describe la clasificación de los distintos tipos de residuos mineros (Álvarez, 2017).

a) Residuo minero convencional

En general, los residuos mineros se transportan a través de una tubería. El problema del transporte se refiere tanto a los materiales sólidos como a los líquidos. En la mayoría de las operaciones, estos desechos se transportan en pulpa con un porcentaje de sólidos que van de 55 a 70 a una instalación de almacenamiento de jales y parte del agua es devuelta al proceso de concentración para su reutilización. Una vez descargados los jales, una parte del agua queda libre y forma el estanque de decantación, donde puede evaporarse, mientras que otra parte queda atrapada como agua intersticial en los poros de los jales. El volumen disponible para el bombeo de retorno a la planta de procesamiento influye en el balance hídrico de un proyecto minero (Álvarez, 2017).

Las instalaciones de los jales son construidas con dependencia temporal de la producción de residuos y la calidad de estos. Y con el objetivo de recuperar el agua para reutilizarla en el

mismo proceso. El producto de desecho se manda a un estanque convencional que es una estructura de retención en superficie diseñada para almacenar tanto los jales como el agua de desecho de la mina.

b) Residuo minero espesado

El consumo de agua durante el proceso de flotación es excesivo, por lo tanto, se han implementado los jales espesados. Con este procedimiento se puede eliminar una cantidad significativa del agua, mediante la técnica de separación por gravedad en un tanque espesante. En este, las partículas sólidas más densas se decantan y se acumulan en el fondo del tanque, permitiendo la eliminación el agua mediante la parte superior (Álvarez, 2017).

El proceso de espesamiento consiste en cuatro etapas: 1) el transporte de los residuos mineros de la planta de beneficio del mineral al espesador. En el momento que los jales están en el espesador, se añade un floculante para mejorar la agregación de partículas sólidas, las cuales se depositan en el fondo del estanque. El tipo de floculante depende principalmente del porcentaje inicial de sólidos, de la concentración final deseada y del pH del proceso. En general, el porcentaje de sólidos en la entrada es igual a 35%, alcanzando niveles de producción de 70%; 2) una vez terminado este proceso, los jales espesados son descargado a través del fondo y el agua limpia se extrae de la parte superior y se recicla para la planta de tratamiento; 3) después, los jales se bombean al depósito de jales con bombas de alta potencia (bombas centrífugas o de desplazamiento positivo); y 4) finalmente, los jales espesados se vierten al depósito de jales (Álvarez, 2017). Las principales ventajas y desventajas de la obtención de jales espesados o de pasta, de acuerdo con RET (2007), se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Ventajas y desventajas de los jales espesados (Modificada de Álvarez, 2017).

Ventajas	Desventajas
Disminución de agua en el proceso	El costo de las bombas es elevado
Minimizar el volumen de almacenamiento	El proceso del espesamiento y el transporte de la pasta es más elaborado en comparación con otros métodos.
Reducir la filtración	Se corre el riesgo de que no se logre la concentración de sólidos esperada, lo que modifica las pendientes de playa de diseño de la presa.
Proporcionar mayor estabilidad en la presa de jales	-

Se ha comprobado en diversas minas que, el uso de las técnicas para espesar los jales puede reducir los riesgos de los desastres ecológicos. Sin embargo, debido al tipo de instalaciones

requeridas para espesar los jales, los altos costos operacionales limitan su implementación (Álvarez, 2017).

c) Residuo minero filtrado (seco)

Los jales filtrados producen un depósito más estable, que generalmente no requiere un sistema de retención y se denomina como “pila seca”. Al igual que con los jales espesados y de pasta, el proceso de deshidratación mecánica respecto a la deposición de lechada convencional aumenta los costos de operación (Álvarez, 2017). No obstante, existen algunas ventajas de usar el apilamiento en seco de jales, como se muestra en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Ventajas y desventajas del apilado en seco de jales (Modificada de Álvarez, 2017).

Ventajas	Desventajas
Puede utilizarse en áreas donde el agua es escasa.	Los altos costos de inversión en tecnología de filtración y operación de la instalación.
Se eliminan los riesgos como el deslizamiento por fallas y el agotamiento de los rellenos.	Se requieren sistemas de desviación aguas arriba para evitar la inundación de la instalación de pila seca.
En zonas sísmicamente activas, el apilado en seco es adecuado ya que se evita la construcción de terraplenes de retención.	Se debe controlar la acumulación de las aguas superficiales debidas a la precipitación pluvial.
Minimiza los materiales de construcción para desarrollar un contenedor de retención convencional.	No es posible almacenar agua dentro de una instalación de pila seca.
Se puede lograr una mayor velocidad de almacenamiento debido al estado denso de los jales depositados.	La producción de polvo debido al bajo contenido de agua.
La contaminación del agua subterránea por filtración es casi nula.	-
Los jales filtrados permiten una mejor recuperación de metales disueltos y productos químicos de proceso.	-
Las instalaciones de pilas secas también son más fáciles de cerrar y rehabilitar.	-

2.2. Problemas ambientales asociados a las presas de residuos mineros

Los residuos mineros pueden contener metales, minerales, productos químicos, orgánicos y agua de proceso, dependiendo de la composición del yacimiento y del proceso de molienda. En México, las empresas mineras explotan principalmente depósitos epitermales y sulfuros masivos volcanogénicos (Figura 2.4). Este tipo de yacimientos contienen sulfuros metálicos y minerales de óxido de hierro, los cuales son fuente de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) (Romero, Armienta y Gonzáles, 2007). Los jales que tienen una cantidad importante

El drenaje ácido se genera cuando los sulfuros metálicos, al ser oxidados, liberan al ambiente sulfatos (SO_4^{2-}), protones (H^+), metales pesados (Fe, Pb, Cu, Zn), arseniatos (HnAsO_4^{3-n}) y elementos que son considerados impurezas de los sulfuros, como: Co, Ni, Cd, Tl, Se, etc. Durante la oxidación de los sulfuros metálicos se pueden liberar elementos que, en altas concentraciones, pueden ser tóxicos y en algunos casos se pueden encontrar de manera natural como el Arsénico (As), Plomo (Pb), Cadmio (Cd) y Titanio (Ti) (Manaham, 1989).

En la etapa principal del desarrollo del DA predominan las reacciones donde los sulfuros metálicos se oxidan, liberando sulfatos (SO_4^{2-}), ácido sulfúrico (H_2SO_4) y protones (H^+). La oxidación de los sulfuros metálicos se genera lentamente a lo largo del tiempo, después de que se depositan y el oxígeno atmosférico penetra los poros. La producción del DA está en función del balance entre los minerales productores de ácido y los minerales que consumen el potencial ácido (Romero, 2004). Por otra parte, los metales pesados en su forma soluble pueden ser transportados por lixiviación; su liberación depende de las características físicas y químicas. Se ha demostrado que la concentración de metales pesados se relaciona con la disminución de pH (acidez) (Santos, 2021; Ramos, 2017; Hernández, 2018; Salas, 2014).

La peligrosidad de los jales depende de la concentración de los ETP que se encuentran biodisponibles, es decir, los metales pesados que están en su forma soluble (Santos-Martínez, 2006). Los procesos geoquímicos que controlan la movilidad de los ETP en los depósitos de jales son los siguientes:

- **Neutralización:** es el proceso a través del cual el ácido se consume. Esto ocurre esencialmente por la alteración y disolución de algunos minerales. Cuando el potencial de generación de ácido es inferior a la capacidad consumidora del mismo (potencial de neutralización), los protones (H^+) son consumidos haciendo posible que el agua drenada del depósito presente un pH cercano al neutro (Romero, 2004). Por ejemplo, la disolución de minerales carbonatados como la calcita, conlleva a la neutralización de las soluciones ácidas al aumentar el pH entre 6.0 y 8.0. Existen otros minerales como gipsita, goetita, ferrihidrita y brucita, que son capaces de consumir protones (Lin, 1997; Morin y Hutt, 2001).
- **Adsorción:** proceso en el que se acumulan los iones entre la fase acuosa y la fase sólida. La adsorción se encarga de la transferencia entre solutos de EPT en el agua y las partículas de suelo. Este proceso depende del pH, ya que la polaridad de la carga superficial de los componentes minerales del suelo varía con los cambios de pH. La adsorción de aniones disminuye al incrementar el pH, ya que está ligado a liberación de iones hidroxilo, mientras que la adsorción de cationes disminuye al decrecer el pH, lo anterior se debe a que está ligada a la liberación de protones (Esparza, 2011).
- **Precipitación:** Es el proceso mediante el cual se desarrolla un mecanismo de crecimiento de cristales de forma tridimensional (Esparza, 2011). Por otro lado, cuando existen condiciones alcalinas, los metales pesados precipitan en forma de hidróxidos y carbonatos (UCLM, 2012).

2.2.2. Estudios de zonificación de la contaminación en depósitos de jales

Romero (2004) realizó una zonificación vertical de un depósito de jales a partir de las características físicas, geoquímicas y mineralógicas. Para ello, analizó 40 muestras y caracterizó perfiles con hasta 200 cm de profundidad, y determinó la composición mineralógica de dichas muestras, así como el lixiviado de los jales. Con base en los resultados de la investigación, se establecieron tres zonas geoquímicas: zona de oxidación (ZO), zona de transición (ZT) y zona de jales inalterados (ZJI). La ZO en el vaso inició de 35 a 45 cm bajo la superficie, con un espesor de 10 a 20 cm. La ZO en el talud se estableció desde la superficie hasta una profundidad de 65 a 120 cm. Cabe mencionar que se detectaron capas de jales cementadas y muy compactas que se componen de hierro, con espesores desde 15 a 80 cm, las cuales funcionaron como una barrera que limita el avance de oxidación hacia las capas inferiores del depósito de jales. Este resultado se confirma con el análisis realizado por Tabelin *et al.* (2017), en el cual señala que la baja permeabilidad del depósito limitó la migración del drenaje ácido hacia las capas inferiores del mismo.

Salas (2014), al evaluar el potencial de afectación ambiental de los jales en la zona de Valle del río Xichú, encontró que la disolución y precipitación de los minerales están controlados por las temporadas de lluvias y una alta tasa de evaporación en la zona. Estos procesos generan en la superficie de los jales una capa de fases mineralógicas en las que se producen minerales como sulfuros, óxidos y carbonatos. Dold *et al.* (2002) y Ramos (2017) mencionan que los residuos mineros más jóvenes del depósito tienen exceso de potencial ácido; mientras que los residuos más viejos se caracterizan por alternancias con alto potencial de neutralización.

Gandy y Evans (2002) estudiaron la longevidad de las fuentes contaminantes. En dicha investigación se llevaron a cabo experimentos de laboratorio en columna, la cual estaba compuesta por residuos mineros no saturados. Lo anterior con el objetivo de proponer un método para pronosticar el potencial de contaminación y hacer un modelo de predicción a largo plazo de la piritita. Dichos resultados se compararon con un modelo matemático de transporte de contaminantes, los cuales indicaron que los materiales de jal pueden seguir contaminando durante varios siglos. Estos análisis se realizaron con base en la hipótesis de Younger (1977), quien describe la existencia de dos etapas de generación de DA: una acidez vestigial y una acidez juvenil. La primera, se produce de los productos de oxidación de la piritita que son arrastrados por el flujo de agua durante el repunte regional del nivel freático, lo que provoca una primera descarga altamente contaminada. La segunda etapa, genera un flujo ácido derivado principalmente de la oxidación de la piritita durante las fluctuaciones estacionales del nivel freático. Además, cuando el nivel freático se encuentra cerca de la superficie, puede generarse estacionalmente una acidez sustancial: oxidación de piritita que forma sólidos y disolución de hidroxisulfato de hierro en la zona no saturada. Por lo tanto, es posible que el DA continúe durante varios años, ya sea décadas o siglos.

Younger (1997) distingue la acidez vestigial derivada de los productos de la oxidación de la pirita que fueron arrastrados a la solución durante la altura máxima de agua, provocando una primera descarga altamente contaminada; y la acidez juvenil producida principalmente de la oxidación de la pirita durante las fluctuaciones estacionales del nivel de agua. Si bien parte de sus explicaciones se basaron en la hidrogeoquímica compleja, encontró como respuesta más probable que la marcada reducción de la actividad protónica refleja la disminución de la acidez vestigial por lavado.

Younger (1997) encontró que la longevidad de la contaminación de las aguas mineras es una función de la velocidad de agotamiento de la acidez vestigial, que está controlada principalmente por los siguientes factores hidráulicos: i) el volumen del depósito minero inundado (el agotamiento de la contaminación es más rápido cuando los depósitos son pequeños y las vías de flujo cortas), ii) la conductividad hidráulica del depósito minero (el agotamiento es más rápido en los depósitos con mayor conductividad hidráulica) y iii) la tasa de recarga hídrica. Aunado a lo anterior, la producción de acidez juvenil se presenta cuando la oxidación de la pirita pueda producirse por encima de un nivel de agua cambiante (Younger, 1997). Asimismo, puede originarse por encima o por debajo del nivel freático cuando estén presentes otros minerales de hierro solubles y disminuir con el tiempo cuando las fuentes minerales, presentes en los materiales del depósito poco profundos, se agoten por disolución (Younger, 1997).

2.3. Legislación aplicable a presas de jales en México

En 2003 se publicó la Norma Oficial Mexicana en materia de residuos mineros (NOM-141-SEMARNAT-20055). Esta norma presenta el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales.

La determinación de la toxicidad del jal está definida por: a) la movilidad de sus constituyentes tóxicos (As, Ba, Cd, Cr, Hg, Ag, Pb, Se) y b) por su potencial para generar acidez. Para determinar estas características, se realiza la prueba extracción de constituyentes tóxicos con agua en equilibrio con CO₂ y la prueba modificada de balance ácido-base.

A pesar de que la norma establece las pruebas para definir la peligrosidad, se corre el riesgo de que las muestras no sean verdaderamente representativas, ya que no se especifican los criterios para que éstas lo sean. Santos (2012) recomienda que, dentro de los criterios de análisis, se identifiquen las zonas que proveerán de mineral a la planta de beneficio en los próximos cinco años o más para que se obtengan muestras representativas que sean utilizadas en pruebas metalúrgicas. Para ello, se deben de tener bien definidas las zonas que muestran características de mineralización diferentes en el yacimiento.

De acuerdo con la NOM-141-SEMARNAT-2003, el procedimiento de la evaluación de la peligrosidad de los residuos mineros consta de dos métodos. El primero determina la

extracción del constituyente tóxico y la peligrosidad en función de la movilidad de los metales y metaloides con agua. El segundo consiste en evaluar la peligrosidad en función del potencial de generación de drenaje ácido de acuerdo con la Prueba de Balance Ácido-Base, para jales que contienen sulfuros de metales. Si la concentración en el extracto de uno o varios de los EPT es superior a los límites permisibles, los jales son peligrosos por su toxicidad. A continuación, se describe de manera breve en qué consiste cada una de estas pruebas.

- Prueba de extracción:* Estas pruebas permiten determinar los componentes fácilmente solubles que se pueden dispersar en el ambiente. El procedimiento consiste en mezclar la muestra de jales con ácido débil o con agua meteórica (proporción 1:20), durante 18-24 horas a temperatura ambiente. Finalmente, se mide el pH final de la solución. En el extracto obtenido se cuantificarán los metales y metaloides regulados en la NOM-052-SEMARNAT-1993 mediante los métodos de espectroscopia de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma y métodos de absorción atómica. La peligrosidad de los jales por su toxicidad es determinada cuando la concentración en el extracto de algunos de los elementos, listados en la Tabla 2.3, supera los límites permisibles (NOM-141-SEMARNAT-2003).

Tabla 2.3. Límites máximos permisibles de concentraciones de EPT que definen los jales como peligrosos por su toxicidad (NOM-052-SEMARNAT-2005)

Elementos potencialmente tóxicos (EPT)	Límite Máximo permisible (mg/L)
Arsénico	5.0
Bario	100.0
Cadmio	1.0
Cromo	5.0
Mercurio	0.2
Plata	5.0
Plomo	5.0
Selenio	1.0

- Prueba balance ácido-base:* Este ensayo se efectúa para caracterizar la peligrosidad de los jales por su reactividad. Consiste en definir el balance entre los minerales potencialmente generadores de ácido y aquellos potencialmente consumidores. Lo anterior se realiza para determinar la capacidad neutralizante neta de los constituyentes de residuos mineros con la prueba modificada de Balance Ácido-Base, para jales que contienen sulfuros de metales. Una vez que se determina la capacidad neutralizante, el generador debe registrar el valor del potencial de neutralización (PN) y determinar el potencial de acidez (PA) de la muestra. El PN representa la cantidad total de carbonatos de calcio y se obtiene al analizar el ácido después de la reacción

con sosa (NaOH) hasta un pH de 8.3. Esta prueba se basa en el cálculo del valor del PNN que es un cociente entre PN y PA. La relación entre los resultados de PN y PA, refleja si los jales contienen la cantidad suficiente de carbonatos de calcio para neutralizar los sulfuros. De esta forma:

- Si el $PNN \leq 1.2$, los jales son potencialmente generadores de DA.
- Si el $PNN > 1.2$, los jales no son potencialmente generadores de DA.

Una vez definida la toxicidad del jal, la norma indica los aspectos para caracterizar el sitio en donde se proyecte la ubicación de los depósitos de jales, los cuales son:

- Aspectos climáticos: Registro de la zona hidrológica de ubicación del sitio, precipitación media mensual y anual, tormenta máxima observada para una duración de 24 horas, tormenta de diseño para un periodo de retorno establecido de acuerdo con la clasificación del jal, la zona hidrológica y la topografía del sitio.
- Aspectos edafológicos: Determinación del sitio de ubicación del depósito de jales los siguientes parámetros del suelo: textura, conductividad eléctrica y pH.
- Aspectos geotécnicos: Descripción de la geología general y a detalle, determinación de las propiedades mecánicas de los depósitos del suelo e identificación de la región sísmica.
- Aspectos hidrológicos: Estudio de la hidrología superficial y subterránea.
- Biodiversidad y ecosistemas frágiles o únicos: Identificación de las especies señaladas en la NOM-05-SEMARNAT-2001 y la localización de ecosistemas frágiles o únicos.
- Potencial de daño: Identificación de los centros de población, cuerpos de agua superficiales, ecosistemas frágiles, especies en riesgo o áreas de suelos agropecuarios que puedan ser afectados en caso de derramo o fuga de la cortina contenedora del depósito.

Monitoreo

La NOM-141-SEMARNAT-2003 indica que en el caso de que exista un acuífero vulnerable, el jal sea peligroso o existan aprovechamientos hidráulicos subterráneos dentro de un radio de 500 m, la preparación del sitio de la presa de jales debe incluir medidas de prevención o control de la contaminación mediante obras de ingeniería complementaria. Lo anterior para evitar que se afecten los acuíferos o los aprovechamientos hidráulicos subterráneos. Dicha norma señala lo siguiente:

- Realizar la construcción y operación de dos pozos de monitoreo, uno ubicado aguas arriba de la presa y otro en aguas abajo. Este último se debe colocar a una distancia máxima de 1.5 veces del ancho de la cortina contenedora en dirección perpendicular al flujo local.

- Cuando la presa de jales tenga una geometría irregular, en la que la cortina contenedora sea muy angosta, se debe considerar el ancho del depósito con mayor dimensión.
- Para el muestreo y el análisis del agua subterránea, se deben contemplar los parámetros utilizados en la caracterización física y química del agua subterránea: pH, conductividad, sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno, grasas y aceites, sólidos disueltos totales, cianuro total, coliformes fecales y metales como plomo, cadmio, cobre, zinc o cualquier otro que pueda en un momento dado derivarse del depósito de jales. Los resultados del monitoreo en el pozo aguas arriba se deben comparar con los del pozo de monitoreo de aguas abajo.
- En el caso de que los resultados de la calidad del agua monitoreada registren una elevación en el índice de contaminantes, respecto a la calidad de agua nativa, se debe reportar con la autoridad para llevar a cabo las medidas de corrección y saneamiento.
- Cuando la comparación indique que no hay alteración de la calidad del agua subterránea nativa, no se requerirá de pozos de monitoreo adicionales. Las medidas de prevención anteriores no se aplican en el caso de que los aprovechamientos hidráulicos se encuentren ubicados aguas arriba y tengan un radio máximo de influencia que se localice a una distancia mínima de 100 m en dirección al sitio de depósito.

2.4. Conductividad hidráulica de residuos mineros

Del muestreo y análisis representativo de los jales y agua subterránea, se destaca el papel de la permeabilidad, la cual es la propiedad que más influye en el transporte de contaminantes en el suelo (Vick, 1990). Si existe una alta permeabilidad de los materiales del depósito, de suelo o roca de cimentación, los EPT contenidos en los jales pueden alcanzar el agua subterránea. Además, las diferencias entre la permeabilidad dentro de cada material generan una respuesta variable en los sistemas de aguas subterráneas de los depósitos de residuos mineros. Vick (1990) menciona que la conductividad hidráulica de materiales de residuos mineros presenta una variabilidad de hasta cinco o más órdenes de magnitud.

De acuerdo con Acevedo (2017), los resultados de laboratorio de las pruebas con jales en condiciones saturadas indican que, el coeficiente de conductividad hidráulica en muestras con bajo contenido de finos varía en dos órdenes de magnitud (10^{-3} a 10^{-5} cm/s). Mientras que, las muestras con porcentaje de finos más alto presentaron permeabilidades más bajas (10^{-5} a 10^{-6} cm/s). Es importante mencionar que, la conductividad hidráulica varía en función de la composición mineralógica, el método de colocación, el grado de saturación, la granulometría y la profundidad del depósito principalmente.

En la Tabla 2.4 se presentan los valores de conductividad hidráulica de residuos mineros reportados por distintos autores a partir de pruebas de laboratorio. Se puede concluir que la

variable que más influye en dicho coeficiente es el contenido de finos y sus características, si los finos son limos no plásticos el comportamiento es similar a una arena fina; si predominan finos arcillosos, la permeabilidad puede ser mucho más baja.

Tabla 2.4. Conductividad hidráulica de residuos mineros tomada de varios autores

Autor	Porcentaje de finos (%)	K_v (cm/s)
Cancela (1987)	18	10^{-3}
	74	9.0×10^{-6}
Aubertrin <i>et al.</i> , (1996)		10^{-4} a 10^{-6}
Qiu y Segó (2001)	31.3	4.5×10^{-5} – 9.8×10^{-5}
	81.3	2.7×10^{-5} – 6.7×10^{-5}
Flores <i>et al.</i> , (2002)	48	2.1×10^{-5} – 1.0×10^{-6}
Bussieré (2004)	Bajo	10^{-2} – 10^{-4}
	Alto	10^{-4} – 10^{-6}
Quille y Kelly (2010)	Bajo	6.0×10^{-4}
	Alto	2.0×10^{-6}
Valenzuela (2015)	10 – 25	10^{-3} – 10^{-4}
Acevedo (2017)	<30	10^{-2} – 10^{-5}
	> 40	10^{-6} – 10^{-8}
García (2019)	>65	10^{-6} – 10^{-7}

Otros factores físicos, distintos a la permeabilidad, que limitan la cantidad de filtración que llega al agua subterránea son los siguientes: el contenido de agua inicial y el espesor total de la zona parcialmente saturada; la distribución de los jales dentro del área de disposición; y las barreras de infiltración diseñadas, como revestimientos sintéticos o de tierra.

Por su parte, los factores geológicos que afectan el flujo de agua subterránea son principalmente: capas de arcilla en zona parcialmente saturada, flujo en fracturas y flujo a través de estratos inclinados permeables, como se muestra en la Figura 2.5 (Vick, 1990).

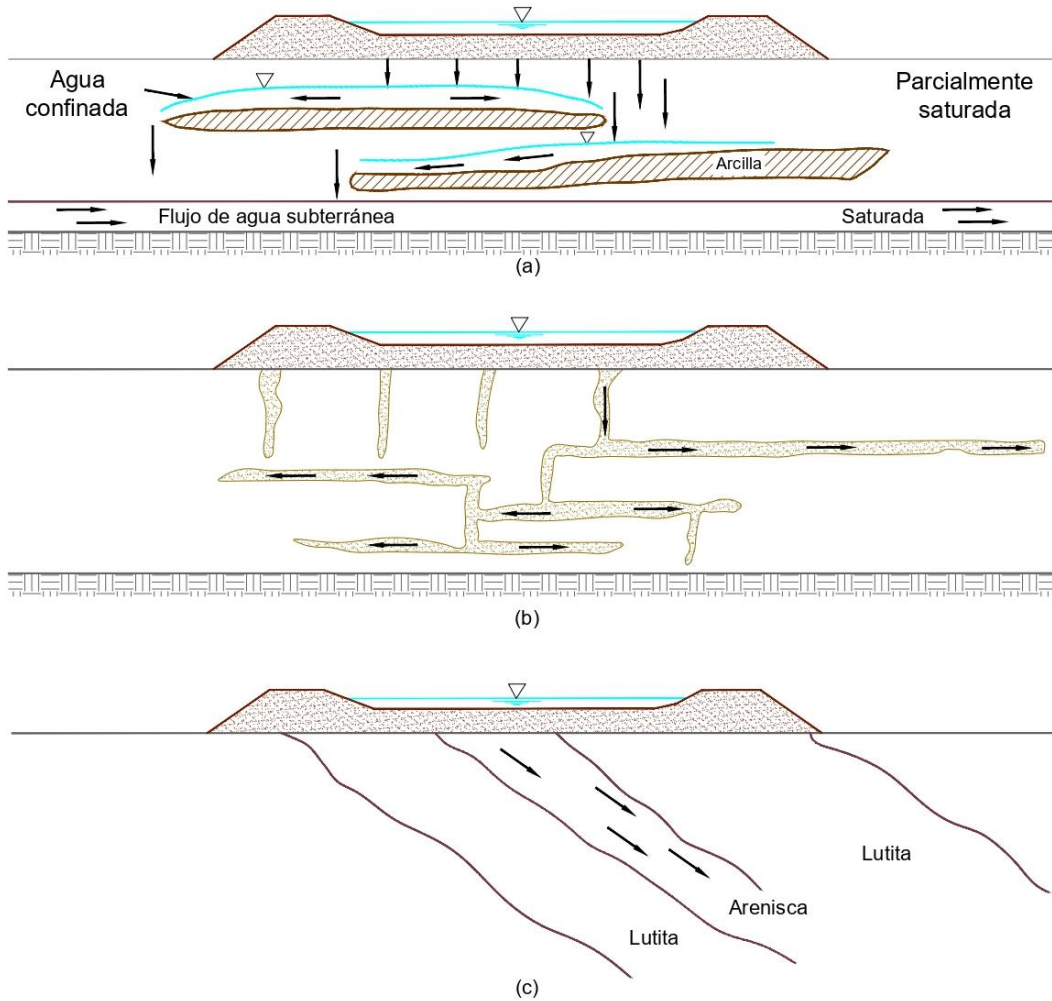


Figura 2.5. Factores geológicos que afectan el movimiento de filtración: a) Capas de arcilla en zona parcialmente saturada, b) flujo en fracturas y c) flujo a través de estratos inclinados permeables (adaptada de Vick, 1990)

3. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN EL SUELO

El movimiento del agua en el suelo es el principal mecanismo de transferencia de contaminantes a las aguas superficiales y subterráneas (López-Acosta y Chamorro, 2016). Los residuos mineros pueden contener tanto minerales ricos en metales como agua intersticial con metales pesados disueltos y otros contaminantes. Por esta razón, la trayectoria de dichos químicos debe ser analizada para evitar el deterioro de los mantos acuíferos.

En este capítulo se expone la teoría asociada al flujo de agua en suelos, el transporte de contaminantes y los factores que intervienen en dicho proceso.

3.1. Flujo de agua en suelos

Carga hidráulica

La carga hidráulica o piezométrica se define mediante la ecuación de Bernoulli, la cual expresa que, la carga total H en un punto es la suma de las cargas de presión h_p , de velocidad h_v y de elevación h_z en dicho punto:

$$H = h_p + h_v + h_z = \frac{u}{\gamma_w} + \frac{v_i^2}{2g} + z \quad (3.1)$$

donde u es la presión de poro, v_i la velocidad de filtración y z la distancia vertical medida desde un punto a un plano de referencia (Marsal y Reséndiz, 1968).

El valor de la velocidad v_i es pequeño en flujo de agua, por esta razón, se puede despreciar en la mayoría de los problemas de flujo de agua en suelos. De esta forma, la ecuación puede escribirse como (López-Acosta, 2017 y Marsal y Reséndiz, 1968):

$$H = \frac{u}{\gamma_w} + z \quad (3.2)$$

La carga hidráulica es un valor relativo, ya que depende del lugar donde se sitúe el nivel o plano de referencia (López-Acosta, 2017).

Para que el agua fluya a través de un medio poroso, es necesario que exista una diferencia en la carga hidráulica entre dos puntos dentro de un medio. Así, el agua fluye del punto de mayor carga hidráulica al punto de menor carga hidráulica. Entonces, la pérdida de carga hidráulica h se calcula como:

$$h = h_a - h_b \quad (3.3)$$

Gradiente hidráulico

El gradiente hidráulico es la pérdida de carga hidráulica por unidad de longitud. Al dividir la pérdida de carga h (ecuación 3.3) entre la distancia de recorrido del agua ΔL , se obtiene el gradiente hidráulico:

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad (3.4)$$

donde i es el gradiente hidráulico, Δh la pérdida de carga hidráulica y L la distancia de recorrido del agua (López-Acosta, 2017).

Velocidad de descarga y velocidad de flujo

De acuerdo con López-Acosta (2017), la velocidad de filtración v_i se define como la velocidad real del agua que pasa a través de los poros de una masa de suelo, por lo que se considera la existencia de una fase sólida impermeable y de una fase de vacíos. Por otra parte, la velocidad de flujo o de descarga v no reconoce la existencia de las diferentes fases de un suelo. La velocidad de flujo se deduce directamente de la Ley de Darcy. Para considerar una muestra de suelo constituida por dos fases (tanto sólidos como vacíos), en la cual se presenta un flujo establecido horizontal, el área disponible para el paso del agua es A_v en lugar de A . Debido a que debe tenerse el mismo gasto de entrada y de salida por la condición de continuidad de flujo, se obtiene:

$$v_i A_v = v A \quad (3.5)$$

donde A es el área transversal total que ocupa la muestra y A_v es el área transversal que ocupan los vacíos (Flores-Berrones, 2000). Así, la velocidad de filtración v_i es:

$$v_i = \frac{A}{A_v} v = \frac{1+e}{e} v = \frac{v}{n} \quad (3.6)$$

donde v_i es la velocidad de filtración, v es la velocidad de flujo o de descarga, e es la relación de vacíos y n la porosidad (López-Acosta, 2017).

Ley de Darcy

La ley de Darcy establece que, la velocidad de descarga v es proporcional al gradiente hidráulico i :

$$v_x = -k_x \frac{\partial h}{\partial x}; \quad v_y = -k_y \frac{\partial h}{\partial y}; \quad v_z = -k_z \frac{\partial h}{\partial z} \quad (3.7)$$

donde v_x , v_y y v_z , son las velocidades de flujo en la dirección x , y y z , respectivamente; k_x , k_y , k_z , son los valores de la permeabilidad y $\partial h/\partial x$, $\partial h/\partial y$, $\partial h/\partial z$ es el gradiente hidráulico en cada dirección (López-Acosta, 2017).

El signo negativo de la ecuación 3.7 indica que el flujo de la sección de suelo va en sentido de mayor a menor carga hidráulica. Cuando el fluido que circula a través del medio poroso es el agua, se emplea el término de conductividad hidráulica o simplemente permeabilidad para referirse a k , y solamente se emplea el término de coeficiente de permeabilidad cuando no se especifica el tipo de líquido (López-Acosta, 2017).

La ley de Darcy relaciona de manera lineal el comportamiento de la velocidad de descarga v y el gradiente hidráulico i . Sin embargo, esta relación sólo se cumple siempre y cuando, el flujo sea de forma laminar (Juárez y Rico, 1965). Cuando el flujo rebasa un valor crítico de velocidad, la relación entre el gradiente hidráulico y la descarga ya no es lineal debido a que el flujo se convierte en turbulento, por lo tanto, la ley de Darcy ya no es adecuada (López-Acosta, 2017).

3.2. Estudio del transporte de contaminantes en el suelo

El transporte de contaminantes ocurre por medio del agua, por lo tanto, es necesario estudiar: a) la dirección del flujo; b) el gradiente y la velocidad; c) la permeabilidad horizontal y vertical o transmisividad del estrato superficial al agua y al lixiviado; d) la distribución, espesores y profundidades de acuíferos y acuícludos; e) las características químicas de las aguas freáticas; f) datos pluviométricos; g) superficie de escorrentía, entre otras (López-Acosta y Chamorro, 2016).

Los factores que influyen en el transporte de contaminantes se consideran en términos de procesos de transporte y de atenuación. Los procesos de transporte se representan matemáticamente por ecuaciones que tienen fundamento en leyes de agua, las cuales, si se

combinan en una ecuación de balance de masas con procesos que causan la atenuación del contaminante, construyen la ecuación diferencial general que gobierna la migración de contaminantes (López-Acosta y Chamorro, 2016).

Procesos de transporte

Los procesos del transporte de contaminantes se pueden dividir en: advección, difusión y dispersión mecánica. La advección es el movimiento del contaminante con el flujo de agua. La difusión es el proceso en el cual los contaminantes fluyen desde una mayor concentración hacia una menor y simultáneamente se produce la dispersión del contaminante a través del esqueleto y los poros del suelo. Entonces, el proceso de advección (asociado a la velocidad y dirección de un fluido) puede estudiarse como un campo vectorial y el proceso de difusión de contaminantes como un campo escalar (López-Acosta y Chamorro, 2016).

3.2.1. Advección

De acuerdo con Zeng y Bennett (2002), la ecuación que rige el transporte de contaminantes se conoce generalmente como la ecuación de transporte o la ecuación de advección-dispersión. Dicha ecuación se puede derivar considerando el flujo de la masa del contaminante en un volumen elemental de suelo. Suponiendo que el agua se mueve a través del suelo y tiene una concentración C , en unidades de masa de soluto por unidad de volumen de agua. La masa del soluto transportado a través de un plano perpendicular al flujo, se describe mediante la siguiente expresión:

$$Q_m = QC \quad (3.8)$$

donde Q_m es la masa del soluto a través de un plano por unidad de tiempo y Q es el gasto del fluido a través del suelo. Al utilizar el vector de velocidad de Darcy (q), en lugar del gasto Q , el flujo de masa advectivo se puede calcular de la siguiente forma:

$$q_m = qC \quad (3.9)$$

donde q_m es un vector que tiene la dirección de la velocidad de Darcy y una magnitud igual a la masa de soluto transportada por unidad de tiempo a través de un volumen unitario que se encuentra normal al flujo.

La Figura 3.1 muestra dos secciones transversales planas que son perpendiculares al flujo y separadas por una distancia Δl , en una sección transversal de área A . Se supone que la concentración del contaminante varía a lo largo de la tubería, pero permanece constante sobre las superficies transversales al flujo. En la zona aguas arriba de la tubería se asigna la concentración C_1 y en la sección transversal aguas abajo C_2 . La velocidad en la cual la masa del soluto Q_1 entra a un volumen $A\Delta l$ y sale como Q_2 . Debido a que las velocidades difieren, la masa del soluto dentro del volumen debe cambiar con el tiempo, a una velocidad igual a la diferencia entre las velocidades de entrada y salida de masa. Así, M es la masa de soluto en el volumen $A\Delta l$ y $\partial M/\partial t$ la velocidad a la que cambia la masa con el tiempo:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = QC_1 - QC_2 = qA(C_1 - C_2) \quad (3.10)$$

donde q es la velocidad de Darcy.

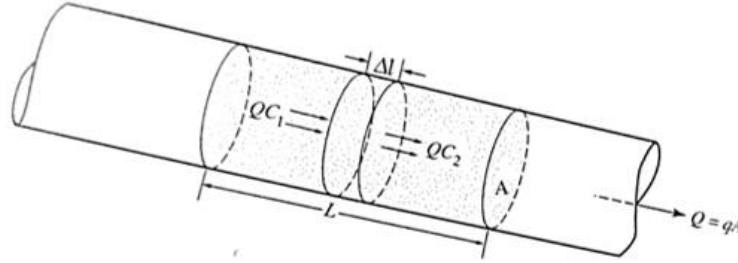


Figura 3.1. Diagrama que representa el transporte de la masa de un soluto en un elemento de volumen (adaptado de Zeng y Bennett, 2002)

Para simplificar el análisis se supone que el soluto transportado permanece dentro del flujo, es decir, no existe difusión de soluto hacia secciones del espacio poroso que puede contener agua estática o casi estática. Así, el volumen de agua que contiene el soluto dentro de los poros del suelo ($A\Delta l$) se puede expresar como $nA\Delta l$, donde n es la porosidad efectiva y C representa el promedio de la concentración en dicho volumen. La masa de soluto entre los dos planos en un cierto tiempo está dada por $nA\Delta lC$ y la velocidad a la cual el volumen de masa cambia con el tiempo puede expresarse como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = nA\Delta l \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.11)$$

Sustituyendo 3.10 en 3.11 se tiene:

$$qA(C_1 - C_2) = nA\Delta l \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.12)$$

La diferencia de concentración $C_1 - C_2$ puede ser expresado en términos del gradiente de concentración a lo largo de la tubería como:

$$C_1 - C_2 = -\frac{\partial C}{\partial l} \Delta l \quad (3.13)$$

donde l es positivo en dirección del flujo. Combinando las ecuaciones 3.11 y 3.12 queda:

$$-qA \frac{\partial C}{\partial l} \Delta l = nA\Delta l \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.14)$$

Reduciendo términos se obtiene la siguiente expresión:

$$-q \frac{\partial C}{\partial l} = n \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.15)$$

Para que la ecuación quede en términos del cambio de concentración en el transcurso del tiempo, se divide la Ecuación 3.15 entre la porosidad:

$$-\frac{q}{n} \frac{\partial c}{\partial l} = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (3.16)$$

Quedando la ecuación en términos de la velocidad de filtración:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v_i \frac{\partial c}{\partial l} \quad (3.17)$$

3.2.2. Difusión

La difusión en soluciones es el proceso por el cual los constituyentes iónicos o moleculares se mueven bajo la influencia de su actividad cinética en la dirección de su gradiente de concentración. La difusión se produce en ausencia de cualquier gran movimiento hidráulico de la solución. Si la solución fluye, la difusión es un mecanismo que forma parte del proceso de dispersión mecánica y provoca la mezcla de constituyentes iónicos o moleculares. La difusión termina sólo cuando los gradientes de concentración dejan de existir (Zeng y Bennett 2002).

La masa de sustancia en difusión que pasa a través de una sección transversal dada por unidad de tiempo es proporcional al gradiente de concentración. Lo anterior se conoce como la primera ley de Fick y se representa como:

$$F = -D \frac{dc}{dx} \quad (3.18)$$

donde F es el flujo de masa, es decir, la masa del soluto por unidad de área por unidad de tiempo ($M L^{-2}T^{-1}$); D es el coeficiente de dispersión hidrodinámica (L^2T^{-2}); C es la concentración del soluto (ML^{-3}) y dc/dx es el gradiente de concentración, el cual es negativo en la dirección de la difusión.

El signo negativo en el término de dispersión indica que la dirección del flujo del contaminante va desde una alta concentración a una baja. Al sumar los términos asociados a la advección y dispersión se deduce la ecuación de transporte básica:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v_i \frac{\partial c}{\partial x} \quad (3.19)$$

3.2.3. Dispersión hidrodinámica

De acuerdo con Freeze y Cherry (1979), la dispersión hidrodinámica D , se describe como la combinación de la dispersión mecánica D' y la Difusión, D^* :

$$D = \alpha v + D^* \quad (3.20)$$

donde α es la dispersividad, v es la velocidad de Darcy dividida por el contenido de agua volumétrica y D^* es el coeficiente de difusión molecular.

La dispersión en la dirección del flujo de agua suele ser mayor que la dispersión perpendicular al flujo, por lo que se requieren dos valores de dispersividad para definir el proceso de esparcimiento. Las componentes de la dispersividad en las direcciones del flujo se designan como: dispersividad longitudinal (D'_L) y dispersividad transversal (D'_T). La mayoría de los estudios sobre dispersión reportados en la literatura, utilizan materiales arenosos relativamente homogéneos que se encuentran bajo condiciones controladas en el laboratorio. Los resultados de dichos estudios indican que la dispersividad de estos materiales es pequeña (Freeze y Cherry, 1979). Los valores de dispersividad longitudinal se encuentran típicamente en el rango de 0.1 a 10 mm, con valores de dispersividad transversal más bajos con un factor de 5 – 20. Asimismo, se reporta que los valores de dispersividad longitudinal y transversal en sistemas de campo son mayores que los obtenidos en experimentos de laboratorio en materiales homogéneos o en materiales con heterogeneidades simples (Freeze y Cherry, 1979). En estudios basados en simulaciones matemáticas para la migración de grandes plumas contaminantes en acuíferos arenosos, se han tomado valores de dispersividad longitudinal de hasta 100 m y valores de dispersividad lateral de hasta 50 m (Pinder, 1973; Konikow y Bredehoeft, 1974; Robertson, 1974). A partir de pruebas de campo, Klotz y Moser (1974) observaron que los valores de la dispersividad longitudinal dependen del tamaño de grano y su distribución en el depósito. Además, son independientes de la forma, rugosidad y angularidad.

Para el flujo bidimensional, la dispersión hidrodinámica del coeficiente D se puede definir en forma de matriz de la siguiente forma:

$$\begin{bmatrix} D_{11} & D_{12} \\ D_{21} & D_{22} \end{bmatrix} \quad (3.21)$$

donde:

$$D_{11} = \alpha_L \frac{v_x^2}{v} + \alpha_T \frac{v_y^2}{v} + D^* \quad (3.22)$$

$$D_{22} = \alpha_T \frac{v_x^2}{v} + \alpha_L \frac{v_y^2}{v} + D^* \quad (3.23)$$

$$D_{12} = D_{21} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{|v_x v_y|}{v} \quad (3.24)$$

$$v = \sqrt{v_x^2 + v_y^2} \quad (3.25)$$

El coeficiente de difusión D^* es función del contenido volumétrico de agua. Kemper y Van Schaik (1966) definieron una relación empírica que permite definir los valores deseados de la función de coeficiente de difusión en función del contenido volumétrico de agua (θ) (Geoslope, 2012).

La dependencia del parámetro D^* con el contenido de agua es relevante solo en flujo no saturado y cuando la velocidad de flujo de agua es muy baja. El valor del coeficiente de dispersión hidrodinámica es generalmente regido por el caudal de agua. Por lo tanto, se puede suponer que D^* es independiente de θ y definir la relación entre una función horizontal constante para un análisis (Geo-slope, 2012).

3.2.4. Adsorción

La adsorción es un proceso en el cual los elementos traza se unen o se adhieren a las partículas del suelo. Los cationes suelen adsorberse en un grado mucho mayor que los aniones. En general, los aniones sulfato, cloruro y nitrato muestran poca o ninguna atenuación por adsorción después del contacto con los suelos (Vick, 1990).

Al considerar el transporte de solutos con la influencia de reacciones químicas, ocurren cambios en la concentración de contaminantes en los sistemas de flujo de aguas subterráneas. Estas reacciones se pueden agrupar en seis categorías: adsorción-desorción, ácido-base, disolución-precipitación, oxidación-reducción y microbianas. Cabe mencionar que las reacciones de adsorción de contaminantes en el agua subterránea normalmente se consideran muy rápidas en relación con la velocidad del flujo (Freeze y Cherry, 1979).

Para medios saturados homogéneos con flujo estacionario, la forma unidimensional de la ecuación de advección-dispersión expresada de forma que incluya la influencia de la adsorción es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D \frac{\partial C}{\partial x_j} - v_i C \right) + \frac{\gamma_d}{n} \frac{\partial S}{\partial t} \quad (3.26)$$

donde v_i es la velocidad de filtración, D es el coeficiente de dispersión hidrodinámica, x la distancia del recorrido, C la concentración, n la porosidad, S la adsorción y γ_d es el peso volumétrico del suelo. $\partial S / \partial t$ representa la velocidad a la que el contaminante se absorbe y $(\rho_b / n)(\partial S / \partial t)$ representa el cambio de concentración en el fluido causado por adsorción y desorción (Freeze y Cherry, 1979).

La partición de solutos entre las fases líquida y sólida en un medio poroso determinada por experimentos de laboratorio se representa en una gráfica de la masa adsorbida por unidad de masa de sólidos secos contra la concentración del contaminante en solución. Los resultados de los experimentos de adsorción se representan comúnmente en gráficas de tipo doble logarítmico. Para especies de solutos en concentraciones bajas o moderadas, las relaciones gráficas lineales se obtienen comúnmente en amplios rangos de concentración. Esta condición se determina como:

$$\log S = b \log C + \log K_d$$

También puede expresarse como:

$$S = K_d C^b \quad (3.27)$$

donde S es la masa del soluto adsorbida o precipitada sobre los sólidos por unidad de masa seca aparente del medio poroso, C es la concentración del contaminante y K_d y b son coeficientes que dependen de la especie de soluto, la naturaleza del medio poroso y otras condiciones del sistema. La Ecuación (3.27) se conoce como isoterma de Freundlich. Las isotermas de adsorción se pueden definir como la relación entre la concentración de soluto remanente del compuesto C y la concentración de este compuesto retenido en las partículas sólidas S (Miguel *et al.*, 2015).

Los efectos combinados de la eliminación de contaminantes por adsorción e intercambio iónico se pueden cuantificar con el coeficiente de distribución K_d (ml g^{-1}), el cual indica que la cantidad de contaminante eliminada es directamente proporcional a la masa de sólidos en contacto con el fluido (Freeze y Cherry, 1979). Dicho coeficiente expresa la relación lineal entre los moles adsorbidos por unidad de masa de sólidos y la concentración de la solución, como se presenta en la Figura 3.2. Los datos obtenidos de las pruebas de columna o de lotes son adecuados para realizar estimaciones del coeficiente de distribución, así para solutos reactivos, el rango de valores de dicho parámetro varía desde 0 hasta 103 ml g^{-1} . Cuando k_d se encuentra en órdenes de magnitud mayores que 1 ml/g , el soluto es prácticamente inmóvil. Pickens y Lennox (1976) utilizaron una solución de elementos finitos a la ecuación de transporte en el que $k_d = 0$ y el resultado fue que el contaminante no se ve afectado por reacciones químicas. Dada esta condición, los procesos de advección y dispersión hacen que el contaminante ocupe gradualmente gran parte del dominio del flujo. El patrón de transporte está controlado por la entrada de contaminantes a lo largo del tiempo, por la distribución de velocidades y por la dispersión. Los elementos contaminantes con valores de $k_d = 10 \text{ ml g}^{-1}$, fluyen una distancia corta desde la zona de entrada durante el periodo del flujo. Si el contaminante es dañino en bajas concentraciones, esta zona puede ser de gran importancia, aunque incluya una pequeña porción de la masa total del contaminante en el sistema de flujo (Freeze y Cherry, 1979).

La transferencia por adsorción de masa contaminante desde el agua intersticial a la parte sólida del medio poroso, mientras se produce el flujo, hace que se retrase la velocidad de avance del frente contaminante. El retardo en relación con la masa total del agua se describe mediante la relación siguiente:

$$R = \frac{\bar{v}}{\bar{v}_c} = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d \quad (3.28)$$

donde R es el factor de retardo, \bar{v} es la velocidad de flujo promedio del agua y \bar{v}_c es la velocidad del punto $C/C_0 = 0.5$ en el perfil de concentración del constituyente retardado.

Al utilizar un valor de coeficiente de distribución para determinar el retardo de los contaminantes, se supone que las reacciones de partición son muy rápidas en relación con la velocidad de movimiento del flujo de agua. Sin embargo, muchas sustancias no reaccionan lo suficientemente rápido con el medio poroso para que esta suposición sea correcta (Freeze y Cherry, 1979). Por esta razón, los contaminantes de este tipo que se mueven a través de un medio poroso avanzan con una velocidad mayor que si las reacciones produjeran relaciones de partición de tipo k_d . Las reacciones de neutralización ocurren debido a soluciones altamente alcalinas o ácidas que entran en contacto con materiales reactivos del subsuelo. Por ejemplo, los componentes geoquímicos de la caliza reaccionan con los agentes ácidos producto de la oxidación de los sulfuros (Rivera-Uria *et al.*, 2020 y Vick, 1990).

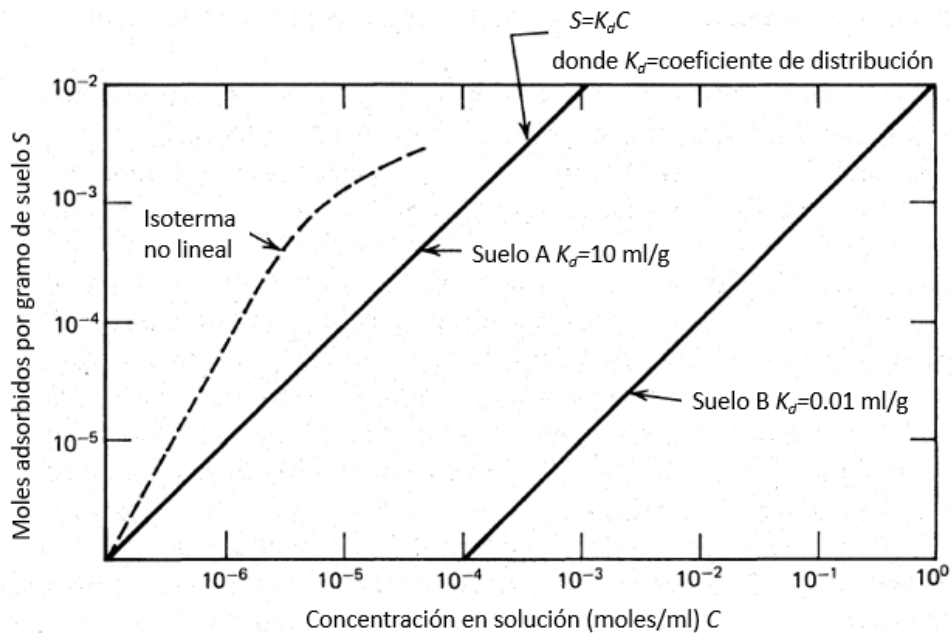


Figura 3.2. Cálculo del coeficiente de distribución (adaptado de Vick, 1990)

Vick (1990) ha señalado que las reacciones de oxidación-reducción forman parte del proceso de solubilidad y la formación de elementos que muestran más de un estado de valencia según el potencial de oxidación del fluido. Algunos fluidos de proceso de molienda, incluidos el uranio y el oro, se mantienen en altos estados de oxidación para mejorar la solubilidad del mineral. De manera que la filtración de los elementos oxidados que entran en contacto con aguas subterráneas o suelos reducidos puede provocar reacciones de precipitación. Cuando las reacciones de neutralización cambian el pH de la filtración, como las reacciones de oxidación-reducción que cambian el potencial oxidante de la filtración, se afecta la solubilidad de las especies disueltas. Un ejemplo de lo anterior es que a medida que se neutraliza la filtración ácida, los iones hidroxilo quedan disponibles para formar hidróxidos metálicos insolubles. Si un contaminante iónico disuelto forma un precipitado sólido de baja solubilidad, su movilidad y potencial de contaminación subterránea se reducirá drásticamente o se eliminará. Las reacciones de precipitación pueden resultar de cambios en cualquiera o

en todas las variables termodinámicas: pH, temperatura o presión. La precipitación de carbonatos de las aguas subterráneas que se descargan de los manantiales es un ejemplo de solubilidad dependiente de la presión. Los factores químicos más significativos que afectan el potencial de contaminación de las aguas subterráneas son el pH, la salinidad y la toxicidad de los efluentes de los residuos mineros.

En general, la secuencia de estudios geoquímicos consiste en la caracterización química del flujo de agua y los sólidos; las aguas subterráneas, los materiales de la cimentación y del acuífero. Vick (1990) ha mencionado que, en esta etapa de estudios se debe incluir, de ser el caso, la toxicidad del efluente de los residuos mineros, análisis químicos y mineralógicos detallados. Después, la identificación de zonas clave de almacenamiento geoquímico; por ejemplo, revestimientos de arcilla para embalses sobre acuíferos de alta permeabilidad y materiales en la zona parcialmente saturada para los depósitos sin revestimiento. Por último, pruebas de laboratorio de las interacciones entre filtraciones y aguas subterráneas.

Existen pruebas que proporcionan información preliminar que ayuda en la planificación de investigaciones para determinar la adsorción de contaminantes por los suelos (Freeze y Cherry, 1979). Entre estas se encuentran: pruebas de columna, ensayos por lotes y ensayos por lotes secuenciales. En la investigación geoquímica se debe tomar en cuenta que las pruebas representan una versión acelerada de los eventos que pueden ocurrir en el sitio real, esto es, cuando las reacciones se desarrollan de forma rápida en el laboratorio, las concentraciones de reactivos y productos están controladas por sus estados de equilibrio. En la mayoría de las evaluaciones de filtraciones para depósitos de jales, las reacciones de precipitación controladas por el pH generalmente pueden asumirse como rápidas con pocos errores. Sin embargo, si las reacciones proceden lentamente, se dice que están controladas por la cinética o la velocidad y es posible que tales reacciones no se reflejen con precisión en las pruebas de laboratorio. Aunque las reacciones dependientes del pH pueden proceder rápidamente, las reacciones que alteran el pH pueden ser lentas, por tanto, también controlan sus velocidades. Un ejemplo de una reacción de velocidad controlada es la oxidación de pirritas en jales o la solución de piedra caliza que produce karst (Vick, 1990; Romero, 2000 y Rivera-Uria *et al.*, 2020).

Las pruebas de columna se han utilizado tradicionalmente para investigar la atenuación de los contaminantes (Freeze y Cherry, 1979). El flujo de agua pasa a través de una columna de suelo y las concentraciones de descarga de contaminantes se miden a intervalos de tiempo regulares. Se prepara un gráfico de la concentración de descarga frente a la relación entre el volumen de fluido que pasa a través de la columna y la masa de suelo en la columna. La principal ventaja de las pruebas de columna es que, se puede variar la velocidad del fluido y observar el efecto resultante sobre la atenuación. Los gradientes excesivamente altos que a menudo se requieren en las pruebas de columna con materiales de baja permeabilidad dan como resultado velocidades de fluido de órdenes de magnitud más altas que las velocidades

de campo esperadas, lo que afecta las reacciones químicas que dependen de la presión parcial de gases como el dióxido de carbono. Las pruebas de columna requieren periodos relativamente largos para completarse con materiales de baja permeabilidad, como los revestimientos de arcilla (Vick, 1990).

Las pruebas por lotes son métodos convenientes para evitar los largos retrasos asociados con las pruebas en columna (Freeze y Cherry, 1979). Aquí, el efluente de los jales se agrega en pequeños incrementos al suelo suelto y se mezcla durante un periodo breve, generalmente menos de un día. Las pruebas por lotes brindan resultados rápidos, pero pueden sobreestimar la capacidad de atenuación debido al área de superficie aumentada disponible para la reacción durante la mezcla. Tanto las pruebas por lotes como las de columna, simulan el movimiento de los fluidos a través de un volumen fijo de suelo y son aplicables a las investigaciones de revestimientos arcillosos relativamente delgados u horizontales de suelo, para los cuales se anticipa que toda la capacidad reactiva puede agotarse durante el flujo de filtración (Freeze y Cherry, 1979).

El método de prueba secuencial por lotes simula la eliminación de contaminantes en función de la distancia recorrida a través del suelo (Freeze y Cherry, 1979). Estas pruebas son las más adecuadas para evaluar la atenuación en secuencias del material, como cimientos parcialmente saturados o movimiento a través de acuíferos. Las pruebas se realizan mezclando un volumen fijo de efluentes de jales con suelo durante aproximadamente una hora y media. El efluente se decanta de la suspensión y luego se agrega a un lote nuevo de suelo. Este proceso se repite varias veces para registrar los resultados en una gráfica (Ramos, 2017).

En las pruebas por lotes secuenciales, la relación suelo-efluente puede estar directamente relacionada con la distancia de viaje que se requiere para eliminar los contaminantes. Estas pruebas tienen las mismas limitaciones que las pruebas por lotes, no obstante, proporcionan resultados menos costosos y rápidos. Dado que el pH controla solubilidad de muchos contaminantes, en particular de los metales traza, la capacidad de neutralización de un material es un parámetro fundamental para la medición. La capacidad de neutralización se define como el volumen de efluente de jales que debe agregarse por unidad de masa de suelo para alcanzar un nivel de pH específico y se ha demostrado que el pH es el parámetro que controla el transporte de contaminantes (Vick, 1990).

3.2.5. Transporte en medios fracturados

El transporte de contaminantes en materiales geológicamente fracturados presenta los procesos de advección, dispersión mecánica, difusión y reacciones químicas (Freeze y Cherry, 1979). Sin embargo, los efectos son distintos que los que se producen en medios granulares. Los poros de estos materiales son pequeños y las velocidades del agua subterránea llegan a ser grandes. De esta forma, la ecuación de la velocidad de Darcy se modifica como:

$$\bar{v} = -\frac{k}{n_f} \frac{\partial h}{\partial l} \quad (3.29)$$

donde \bar{v} es la velocidad lineal promedio del agua en las fracturas, k la conductividad hidráulica global del medio fracturado, n_f la porosidad global y $\partial h/\partial l$ el gradiente hidráulico. La ecuación 3.28 supone un medio fracturado como un medio poroso equivalente. Los parámetros en las ecuaciones se relacionan con un segmento de volumen del medio que es lo suficientemente grande como para ser descrito por la conductividad hidráulica y la porosidad promediada sobre la masa total. Con base en este planteamiento, cada fractura se considera muy pequeña en comparación con el volumen total del dominio sobre el que se mide k , por lo tanto, el número de fracturas en dicho dominio debe ser grande fracturados (Freeze y Cherry, 1979). A pesar de que la ecuación 3.28 puede utilizarse para calcular velocidades promedio en medios fracturados, no proporciona ninguna indicación de las velocidades en fracturas individuales. Existe muy poca información sobre la dispersión en medios fracturados (Freeze y Cherry, 1979), ya que la dispersión de contaminantes durante el proceso de transporte a través de distintos tipos de rocas fracturadas no puede estudiarse con las ecuaciones desarrolladas para materiales granulares homogéneos.

Burkholder (1976) sugiere expresar el coeficiente de distribución K_a por unidad de superficie y lo define como la relación de la masa del soluto sobre la fase sólida por unidad de área del sólido entre la concentración del soluto en solución. Las unidades que se utilizan comúnmente son mililitros por centímetro cuadrado. Así, la ecuación de retardo es la siguiente:

$$\frac{\bar{v}}{\bar{v}_c} = 1 + AK_a \quad (3.30)$$

donde A es la relación entre el área superficial y el espacio vacío (volumen) para la abertura de la fractura sobre la que se transporta el soluto. Entre más pequeñas sean las fracturas, se producirá mayor retraso de los solutos reactivos. La ecuación 3.29 es difícil de aplicar en materiales fracturados, a menos que se obtenga información sobre la apertura de una fractura y si se supone que la superficie de la fractura es plana: $A = 2/b$, donde b es el ancho de la apertura (Freeze y Cherry, 1979).

Las superficies de fractura tienen irregularidades de pequeña escala, lo que genera que el área de superficie sea mucho más grande que las superficies planas. Para conocer el coeficiente de distribución de la fractura, se mide la partición del contaminante entre el fluido en contacto con la fractura y la superficie de fractura. Un enfoque práctico es expresar K_a considerando una fractura plana mediante la siguiente ecuación (Freeze y Cherry, 1979):

$$\frac{\bar{v}}{\bar{v}_c} = 1 + \frac{2K_a}{b} \quad (3.31)$$

Cabe mencionar que, las ecuaciones 3.29 y 3.30 son aplicables a materiales en los que la porosidad de los sólidos entre las fracturas es insignificante. Por otra parte, si el contaminante sufre adsorción, una fracción del contaminante se adsorbe en la superficie de la fractura y conforme se produce la difusión una parte se adsorbe en la matriz. Los efectos simultáneos en la superficie de la fractura y la adsorción en la matriz generan que los contaminantes en la fractura se retrasen en comparación con el flujo de componentes en ausencia de la adsorción (Freeze y Cherry, 1979).

Es importante mencionar que la difusión molecular es un proceso que ocurre de manera lo suficientemente rápido y ejerce una fuerte influencia en el comportamiento de los contaminantes. Por ejemplo, Grisak *et al.* (1976) indican que, aunque las fracturas son generalmente una importante vía de flujo de agua subterránea, la evolución química del agua está controlada por la difusión de los productos de reacción disueltos desde la matriz arcillosa hacia la red de fracturas.

Cabe señalar que los alcances de esta tesis no abarcan medios fracturados. Sin embargo, se presenta una solución teórica para tomar en cuenta las filtraciones que se presentan en depósitos que no cuentan con ninguna barrera impermeable que lo evite.

3.3. Flujo de agua en medios no saturados

El suelo que se encuentra parcialmente saturado se compone de tres fases: a) sólida, b) líquida y c) gaseosa. La fase sólida es representada por arenas, gravas, limos o arcillas. La fase líquida se compone por agua y sales disueltas en ella. La fase gaseosa se conforma por vapor o gas que se encuentran dentro de los poros que no están ocupados por líquido (López-Acosta y Mendoza, 2016).

Una de las características presente en suelos parcialmente saturados es la succión, la cual se define como un estado de presión de poro negativa en el agua del suelo que depende varios factores (Zepeda-Garrido, 2004). La succión se conforma de dos variables: a) succión mátrica y succión osmótica (Aitchison, 1965). La succión mátrica representa la diferencia entre la presión del aire y la presión del agua (Zepeda-Garrido, 2004), mientras que la succión osmótica se define como la presión negativa por efecto de las sales disueltas en el agua de la matriz del suelo. En la práctica, es viable que la succión osmótica se desprece debido a su poca influencia en la succión total. En el flujo de agua no se considera la succión del suelo como la sumatoria de la succión mátrica y la osmótica, debido a que puede resultar que el flujo ocasionado por la succión mátrica se presente en un sentido, y la succión osmótica debida a las concentraciones químicas genere un flujo en otra dirección (López-Acosta y Mendoza, 2016). Asimismo, en suelos no saturados se estudia el contenido de agua volumétrico (θ_w), que es la relación entre el volumen de agua y la unidad de volumen del

suelo. Este parámetro es fundamental para el estudio del transporte de contaminantes en el espacio y el tiempo.

La curva característica suelo-agua (Soil-Water Characteristic Curve – SWCC) relaciona el contenido de agua (grado de saturación, contenido de agua gravimétrico o contenido de agua volumétrico) con la succión. De esta forma, se asocia a la granulometría y a la estructura del suelo, por ende, la relación: contenido de agua – succión, varía según el tipo de suelo (López-Acosta y Mendoza, 2016). La curva característica indica la relación entre la cantidad de agua contenida en el suelo y el estado de energía en que se encuentra la fase de agua. Del mismo modo, permite describir el comportamiento de los suelos parcialmente saturados (Fredlund y Rahardjo, 1993). La curva característica está compuesta de tres zonas que describen el proceso de desaturación de un suelo: a) zona capilar, b) zona de desaturación, y c) zona residual. La zona capilar saturada representa el suelo en estado saturado; la zona de desaturación es la parte en la que el agua se desplaza por el ingreso de aire en los poros y la zona residual es donde se presenta una succión muy alta con un contenido de agua casi constante, esto último, debido a que el agua no puede fluir a través de los poros (López-Acosta y Mendoza, 2016).

Modelos de estimación de la curva característica de un suelo

La curva característica se puede estimar mediante modelos que están en función de las propiedades índice de un suelo (relaciones masa-volumen y granulometría). En 1997, Fredlund y Wilson propusieron un modelo que se fundamenta en el modelo de capilaridad, así como en el conocimiento de las variaciones que se presentan en diferentes curvas características de distintos suelos. Este método utiliza la distribución de la curva granulométrica, misma que se ajusta para que sea continua y los extremos se definan de una mejor manera. En los residuos mineros almacenados en depósitos se puede aplicar el método de estimación de Fredlund y Wilson (1997) que, con base en la experiencia, se ha demostrado una buena aproximación en la estimación de curvas características de distintos tipos de materiales. Lo anterior se debe a la consideración que hace del modelo de capilaridad y los ajustes hechos con datos de laboratorio (López-Acosta y Mendoza, 2016).

Modelos de ajuste de la curva característica

Los modelos de ajuste son ecuaciones experimentales o empíricas que ayudan a construir la curva característica con base en los datos obtenidos de pruebas de laboratorio, ya que dichos datos experimentales presentan dispersión entre sus valores (López-Acosta y Mendoza, 2016). En la Tabla 3.1 se presentan los modelos experimentales más comunes, los cuales tienen como variable principal el contenido de agua gravimétrico.

Tabla 3.1. Modelos experimentales para el ajuste de la curva característica de un suelo (López-Acosta y Mendoza, 2016)

Van Geuchten y Burdine (1953)

$$W_w = W_r + (W_s - W_r) \left\{ \frac{1}{[1 + (a_{vb}\Psi)]^{m_{vb}}} \right\}$$

Gardner (1958)

$$W_w = W_r + (W_s - W_r) \left[\frac{1}{1 + a_g \Psi^{n_g}} \right]$$

Brooks y Corey (1964)

$$W_w = W_r + (W_s - W_r) \left[\frac{a_c}{\Psi} \right]^{n_c}$$

Van Genuchten y Maulem (1976)

$$W_w = W_r + (W_s - W_r) \left\{ \frac{1}{[1 + (a_{vm}\Psi)^{n_{vm}}]^{m_{vm}}} \right\}$$

Van Genuchten (1980)

$$W_w = W_r + (W_s - W_r) \left\{ \frac{1}{[1 + (a_{vg}\Psi)^{n_{vg}}]^{m_{vg}}} \right\}$$

Fredlund y Xing (1994)

$$W_w = W_s \left[1 - \frac{\ln(1 + \Psi/\Psi_r)}{\ln(1 + 10^6/\Psi_r)} \right] \left\{ \frac{1}{[\ln(e + (\Psi/a_f)^{n_f})]^{m_f}} \right\}$$

Donde

W_s	Contenido de agua gravimétrico saturado.
W_r	Contenido de agua gravimétrico residual.
Ψ	Succión del suelo.
a_{vb}	Parámetro de ajuste que depende del valor de entrada de aire del suelo.
n_{vb}	Parámetro de ajuste que depende de la velocidad de desaturación del suelo una vez excedido el valor de entrada de aire.
m_{vb}	Parámetro de ajuste que se relaciona con el contenido de agua residual del suelo. Se considera como $m_{vb} = 1 - 2/n_{vb}$.
a_g	Parámetro de ajuste que depende del valor de entrada de aire del suelo
n_g	Parámetro de ajuste que depende de la velocidad de desaturación del suelo una vez excedido el valor de entrada de aire
a_c	Presión de aire
n_c	Índice del tamaño de los poros del suelo
a_{vm}	Parámetro de ajuste que depende del valor de entrada de aire del suelo

n_{vm}	Parámetro de ajuste que depende de la velocidad de desaturación del suelo una vez excedido el valor de entrada de aire
m_{vm}	Parámetro de ajuste que se relaciona con el contenido de agua residual del suelo. Se considera como $m_{vm} = 1 - 1/n_{vm}$
a_{vg}	Parámetro de ajuste que depende del valor de entrada de aire del suelo
n_{vg}	Parámetro de ajuste que depende de la velocidad de desaturación del suelo una vez excedido el valor de entrada de aire
m_{vg}	Parámetro de ajuste que se relaciona con el contenido de agua residual de suelo. Este parámetro se puede considerar como $m_{vg} = 1 - \frac{1}{n}$ o $m_{vg} = 1 - \frac{1}{2n}$
a_f	Parámetro de ajuste que se relaciona con el valor de entrada de aire del suelo
n_f	Parámetro de ajuste que depende de la velocidad de desaturación del suelo una vez excedido el valor de entrada de aire
m_f	Parámetro de ajuste que se relaciona con el contenido de agua residual del suelo
Ψ_r	Succión residual
e	Número irracional

Nota: Las ecuaciones para el ajuste de la curva característica se modificaron para uniformar la definición de variable.

Los métodos de ajuste se aplican a datos de laboratorio con la finalidad de determinar una curva característica que representa un amplio rango de tamaños de partículas. Además, indica el proceso completo de saturación o de desaturación del suelo. Adicionalmente, los métodos de ajuste permiten uniformar la curva característica cuando se obtienen resultados muy dispersos de las pruebas de laboratorio (López-Acosta y Mendoza, 2016).

Para los cálculos de flujo de agua en suelos parcialmente saturados, también se requiere como dato la función de conductividad hidráulica, al representar la variación de la permeabilidad del suelo respecto a la succión o el contenido de agua. Esta función se puede obtener mediante pruebas de laboratorio y/o directamente de la curva característica (López-Acosta y Mendoza, 2016).

Función de conductividad hidráulica

La función de conductividad hidráulica describe la relación entre la conductividad hidráulica y la succión del suelo. Asimismo, se puede expresar en función del grado de saturación o del contenido de agua volumétrico del suelo. Dicha función se puede definir mediante la curva característica del suelo utilizando modelos de estimación (Millington y Quirk, 1961; Maulem, 1976) o por medio de pruebas de laboratorio.

Modelos de estimación

López-Acosta y Mendoza (2016) señalan que los modelos de estimación se basan en las propiedades de la masa del suelo, la curva característica y el coeficiente de conductividad hidráulica, para distintos rangos de succión. Las técnicas de estimación que determinan la función de conductividad hidráulica se dividen en:

- Modelos empíricos o experimentales: consisten en describir una relación entre la curva característica del suelo y la función de conductividad hidráulica.
- Modelos estadísticos: son modelos físicos que representan las trayectorias de los diferentes tamaños de poros del suelo a través de los cuales se desarrolla el flujo.
- Modelos de regresión: utilizan valores de conductividad hidráulica obtenidos mediante pruebas de laboratorio o por alguna técnica de estimación.

La función de conductividad hidráulica requiere parámetros de la curva característica, por lo que se recomienda determinar primero la curva característica. En la Tabla 3.2 se presenta un resumen de los principales modelos de estimación de dicha función.

Tabla 3.2. Modelos de estimación para determinar la función de conductividad hidráulica (López-Acosta y Mendoza, 2016)

Van Genuchten y Burdine (1953)
$k(\Psi) = k_s \frac{\{1 - (a_{vb}\Psi)^{n_{vb}-2}[1 + (a_{vb}\Psi)^{n_{vb}}]^{-m_{vb}}\}^2}{[1 + (a_{vb}\Psi)^{n_{vb}}]^{2m_{vb}}}$
Gardner (1958)
$k(\Psi) = \frac{k_s}{1 + a_g \left(\frac{\Psi}{\rho_w g}\right)^{n_g}}$
Brooks y Corey (1964)
$k(\Psi) = \begin{cases} k_s & \Psi \leq \Psi_{aev} \\ k_s \left(\frac{\Psi_{aev}}{\Psi}\right)^{2+3\lambda} & \Psi > \Psi_{aev} \end{cases}$
Van Genuchten y Maulem (1976)
$k(\Psi) = k_s \frac{\{1 - (a_{vm}\Psi)^{n_{vm}-1}[1 + (a_{vm}\Psi)^{n_{vm}}]^{-m_{vm}}\}^2}{[1 + (a_{vm}\Psi)^{n_{vm}}]^{m_{vm}/2}}$
Fredlund y Xing (1994)
$k(\Psi) = k_s \frac{\int_{\ln \Psi}^b \frac{\theta(e^y) - \theta(\Psi)}{e^y} \theta'(e^y) dy}{\int_{\ln(\Psi_{aev})}^b \frac{\theta(e^y) - \theta_s}{e^y} \theta'(e^y) dy}$
Leong y Rahardjo (1997)
$k(\Psi) = k_s [\Theta_d(\Psi)]^q$

$k(\Psi)$	Función de conductividad hidráulica
k_s	Coefficiente de conductividad hidráulica saturado
Ψ	Succión del suelo
Ψ_{aev}	Succión correspondiente al valor de entrada de aire
λ	Índice de distribución del tamaño de los poros
ρ_w	Densidad del agua
g	Aceleración de la gravedad
a_g	Parámetro de ajuste que mantiene relación con el valor de entrada de aire
a_{vb}, a_{vm}	Parámetro de ajuste relacionado con el inverso del valor de entrada de aire
n_g	Parámetro del suelo que depende del proceso de desaturación, una vez que sobrepasa el valor de entrada de aire
n_{vb}, n_{vm}	Parámetro de ajuste de la curva característica obtenido con el modelo de Van Genuchten (1980)
m_{vb}	Parámetro de ajuste $(1 - 2/n_{vb})$. Su valor se encuentra entre cero y uno
m_{vm}	Parámetro de ajuste $(1 - 2/n_{vm})$. Su valor varía entre cero y uno
b	Límite superior de integración (1 000 000 kPa)
y	Variable ficticia de integración que representa el logaritmo de la succión
θ'	Derivada de la función de almacenamiento del suelo (curva característica)
e^y	Base de los logaritmos naturales a la potencia y
$\Theta(\Psi)$	Contenido de agua volumétrico adimensional, tal que, $\Theta(\Psi) = \theta/\theta_s$
q	Parámetro de ajuste basado en correlaciones

Flujo unidimensional establecido

El flujo establecido se caracteriza por presentar la misma cantidad de agua, tanto en la entrada como en la salida, sin que existan variaciones en el agua almacenada ni en el nivel piezométrico, por lo que el flujo no depende del tiempo (López-Acosta y Mendoza, 2016). Puesto que, al idealizar una muestra de suelo de dimensiones dx , dy y dz , que presenta un flujo ascendente en la dirección y , con una velocidad positiva v_{wy} en dicha dirección y aplicando la ley de continuidad, se obtiene la siguiente expresión:

$$\left(v_{wy} + \frac{v_{wy}}{dy} dy \right) dx dz - v_{wy} dx dz = 0 \tag{3.34}$$

si el flujo a través del suelo se describe como:

$$\frac{dv_{wy}}{dy} dx dy dz = 0 \quad (3.35)$$

entonces, al aplicar la ley de Darcy (1856), la ecuación anterior conduce a:

$$\frac{d \left\{ -k_{wy} (u_a - u_w) \frac{dh_w}{dy} \right\}}{dy} dx dy dz = 0 \quad (3.36)$$

donde $k_{wy}(u_a - u_w)$ es la conductividad hidráulica que depende de la succión mátrica del suelo, dh_w/dy es el gradiente hidráulico y h_w es la carga hidráulica. La ec. 3.36 puede usarse para determinar la distribución de carga hidráulica en la dirección y . Al simplificarse se obtiene la siguiente ecuación:

$$k_{wy} \frac{d^2 h_w}{dy^2} + \frac{dk_{wy}}{dy} \frac{dh_w}{dy} = 0 \quad (3.37)$$

la cual es la ecuación que rige el flujo unidimensional de un suelo parcialmente saturado.

Flujo transitorio

El flujo transitorio se caracteriza por tener cargas hidráulicas variables respecto al tiempo. Lo anterior se debe a la variación en los niveles de agua con el tiempo. En la práctica, la ley de Darcy (1856) se aplica en problemas de flujo transitorio de agua para expresar la velocidad de fluido, al considerar la conductividad hidráulica como una función de la succión del suelo o cargas de succión como se muestra a continuación (Buckingham, 1970; Richards, 1931):

$$\begin{aligned} q_x &= -k_x(h_m) \frac{\partial h}{\partial x} \\ q_y &= -k_y(h_m) \frac{\partial h}{\partial y} \\ q_z &= -k_z(h_m) \frac{\partial h}{\partial z} \end{aligned} \quad (3.38)$$

donde h_m es la carga de succión y $k(h_m)$ es la función de conductividad hidráulica.

Al despreciar la carga de presión osmótica, la carga total en un suelo parcialmente saturado es la sumatoria de las cargas de la succión mátrica y la carga de posición ($h = h_m + z$). Al sustituir la hipótesis anterior en la ley de continuidad y suponiendo que la densidad del agua es constante se obtiene:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(h_m) \frac{\partial h_m}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(h_m) \frac{\partial h_m}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(h_m) \frac{\partial h_m}{\partial z} \right] = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3.39)$$

donde el término en la dirección del eje z se incluye por la carga de elevación. El término que se encuentra del lado derecho de la ec. 3.38 puede reescribirse en función de la carga de succión mátrica:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \theta}{\partial h_m} \frac{\partial h_m}{\partial t} \quad (3.40)$$

donde $\partial \theta / \partial h_m$ es la pendiente de la relación entre el contenido de agua volumétrico y la carga de succión, la cual puede determinarse directamente de la curva característica. Esta pendiente se refiere a la capacidad específica de humedad, nombrada normalmente como C . Asimismo, debido a que la función de almacenamiento del suelo es no lineal, se debe describir la capacidad específica de humedad como una función de la succión o carga de succión, la cual se describe en la siguiente ecuación:

$$C(h_m) = \frac{\partial \theta}{\partial h_m} \quad (3.41)$$

Al sustituir las ecs. 3.40 y 3.41 en 3.39 se determina la ecuación que expresa el flujo transitorio en suelos parcialmente saturados:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(h_m) \frac{\partial h_m}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(h_m) \frac{\partial h_m}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(h_m) \frac{\partial h_m}{\partial z} + 1 \right] = C(h_m) \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3.42)$$

Esta expresión se conoce como ecuación de Richards (1931), misma que proporciona los campos de succión en el espacio y el tiempo, suponiendo condiciones de frontera y condiciones iniciales apropiadas. Además, se necesita la definición de la curva característica y la función de conductividad hidráulica.

Cavalcante y Zornberg (2017) describieron la ecuación de Richards como una versión modificada de la ecuación de Fokker-Planck para dar solución analítica al problema del flujo transitorio en condiciones no saturadas:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_z(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \right] - a_s(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (3.43)$$

donde D_z es la difusión no saturada de agua en dirección z [L^2T^{-1}] que se expresa como sigue:

$$D_z(\theta) = \frac{k_z(\theta)}{\rho_w g} \frac{\partial h_m}{\partial \theta} \quad (3.44)$$

y a_s es el flujo advectivo no saturado [LT^{-1}], que se representa en la siguiente ecuación:

$$a_s(\theta) = \frac{\partial k_z(\theta)}{\partial \theta} \quad (3.45)$$

A partir de la ecuación de Richards y las funciones hidráulicas específicas (modelos constitutivos), Cavalcante y Zornberg (2017) resolvieron analíticamente el problema de condiciones de flujo transitorio para suelos no saturados. Las funciones hidráulicas que se incluyen son las siguientes: la relación logarítmica entre la succión y el contenido volumétrico de agua (curva de retención de agua del suelo) y una relación lineal entre la conductividad hidráulica no saturada y el contenido volumétrico de agua. Por lo que Cavalcante y Zornberg (2017) propusieron la siguiente ecuación para determinar $\Psi(\theta_w)$:

$$\Psi(\theta_w) = \frac{1}{\delta} \ln \left(\frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right) \quad (3.46)$$

donde θ_s es el contenido de agua saturada, θ_r es el contenido volumétrico de agua residual y δ es un parámetro de ajuste. Cavalcante y Zornberg (2017) sugirieron la siguiente ecuación:

$$k_z(\theta_w) = k_s \left(\frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right) \quad (3.47)$$

donde k_s es la conductividad hidráulica saturada.

Transporte de contaminantes en suelos parcialmente saturados

Al igual que en los suelos saturados, el transporte de solutos en suelos parcialmente saturados se lleva a cabo mediante el proceso de advección, el cual se describe matemáticamente como (Carbajal *et al.*, 2022):

$$J_a = \theta_w v_p c_w \quad (3.48)$$

donde J_a es el flujo másico por advección del contaminante por unidad de área y por unidad de tiempo [$ML^{-2}T^{-1}$], c_w es la concentración del contaminante [ML^{-3}]; θ_w es el contenido volumétrico de agua [L^3L^{-3}] y v_p es la velocidad de infiltración [LT^{-1}]. La velocidad de

filtración es la velocidad de flujo efectiva que sucede en los poros a través de los cuales el soluto se filtra y se define mediante la siguiente expresión (Bear y Cheng, 2010):

$$v_p = \frac{k_z i}{\theta_w} \quad (3.49)$$

donde i es el gradiente hidráulico [LL^{-1}].

Conforme se transportan las moléculas contaminantes se produce la dilución de la solución, en la que, de manera simultánea, ocurre la dispersión mecánica y la difusión molecular:

$$D_h = D_m + D^* \quad (3.50)$$

donde D_h es el coeficiente de dispersión hidrodinámica [L^2T^{-1}], D_m es el coeficiente de dispersión mecánica [L^2T^{-1}] y D^* es el coeficiente de difusión molecular [L^2T^{-1}].

La dispersión mecánica se define como (Carbajal *et al.*, 2022):

$$D_m = \alpha_d v_p \quad (3.51)$$

donde α_d es el coeficiente de dispersividad longitudinal [L]. En suelos parcialmente saturados la dispersión mecánica se describe con la primera ley de Fick, la cual se escribe de la siguiente forma:

$$J_m = -\theta_w D_h \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.52)$$

donde J_m es el flujo de masa por la dispersión hidrodinámica del contaminante por unidad de área y por unidad tiempo [$ML^{-2}T^{-1}$].

Dado que, la difusión molecular depende de la porosidad y la tortuosidad, dicho proceso se describe con la siguiente ecuación:

$$D^* = \tau D_0 \quad (3.53)$$

donde D_0 es el coeficiente de difusión molecular acuoso [L^2T^{-1}] y τ es el factor de tortuosidad [LL^{-1}], el cual se define de la siguiente forma (Viotti *et al.*, 2005):

$$\tau = \frac{(\theta_s - \theta_w)^{10/3}}{\theta_s^2} \quad (3.54)$$

El flujo másico por difusión molecular en suelos no saturados se describe mediante la primera ley de Fick de la siguiente manera:

$$J^* = -\theta_w D^* \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.55)$$

donde J^* es el flujo másico por difusión molecular del contaminante por unidad de área y por unidad de tiempo [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$].

Es importante señalar que, en el transporte de contaminantes en suelos parcialmente saturados se producen reacciones químicas. Bear y Cheng (2010) indican que, en la mayoría de los procesos sucede la transferencia de masa de contaminantes de la fase líquida a la fase sólida. Dicha reacción es conocida como adsorción y puede suceder el proceso inverso, la desorción. La sorción se cuantifica geoquímicamente mediante el factor de retardo, R (Fetter, 1999). De acuerdo con Van Genuchten y Dalton (1986) y Bear y Cheng (2010), el fenómeno de retardo en un medio parcialmente saturado se puede formular a partir de una isoterma de adsorción lineal, suponiendo que la velocidad de filtración v_p , es constante en espacio y tiempo y que la concentración del soluto sea baja. El factor de retardo en un medio poroso no saturado se calcula de la siguiente forma:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta_w} \quad (3.56)$$

donde R es el factor de retardo [adimensional], ρ_d es la densidad seca del suelo [ML^{-3}] y K_d es el coeficiente de distribución [L^3M^{-1}]. Este último, mide la cantidad de sustancia química adsorbida en el suelo por la cantidad de agua, y se puede obtener mediante la prueba de adsorción de equilibrio por lotes (Carbajal *et al.* 2022). La isoterma de sorción lineal se utiliza para casos en los que el potencial de adsorción aumenta proporcionalmente con la concentración y se define con la siguiente ecuación:

$$c_s = K_d c_w \quad (3.57)$$

donde c_s es la concentración del contaminante adsorbido [MM^{-1}].

Los modelos de transporte de contaminantes en equilibrio físico se basan en la descripción clásica del flujo y transporte uniforme de solutos, esto debido a que el suelo consiste en partículas sólidas separadas por poros en donde se produce el flujo y el transporte de solutos

(Carbajal *et al.* 2022). Este proceso se basa en la ecuación de conservación de la masa para una sola dirección, donde el transporte de contaminantes advección-dispersión-adsorción en el eje z de un volumen elemental representativo es la siguiente:

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} = -\frac{v_p}{R} \frac{\partial c_w}{\partial z} + \frac{D_h}{R} \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} \quad (3.58)$$

donde z es la coordenada espacial y t es el tiempo.

Carbajal *et al.* (2022) simularon el transporte de contaminantes en materiales de residuos mineros en condiciones transitorias no saturadas. De acuerdo con la curva característica del suelo obtenida, la succión osmótica de los jales con contenido Ni^{2+} es insignificante. Esto se debe a que el modelo de Cavalcante y Zornberg (2017) utilizado en dicho estudio descarta los efectos de succión osmótica. Cabe señalar que, para suelos contaminados no siempre la succión osmótica es mínima. A partir de los resultados obtenidos en dicha investigación, argumentan que la zona no saturada funciona como un filtro en el que se atenúa la contaminación al fungir como un canal a través del cual circulan, se atenúan y transforman varios compuestos líquidos o vapores. También, Cavalcante y Zornberg (2017) explican que, en la zona no saturada el coeficiente de dispersión hidrodinámica es igual al coeficiente de difusión molecular porque la velocidad de filtración es cero. Por lo tanto, los contaminantes solo se transportan de manera microscópica. Asimismo, el coeficiente de dispersión hidrodinámica es máximo cuando el contenido volumétrico de agua es igual al contenido de agua volumétrico en condiciones saturadas θ_s . En dicha condición, el coeficiente de dispersión hidrodinámica es igual al coeficiente de dispersión mecánica, por lo que los contaminantes se transportan predominantemente a escala macroscópica. Además, la conductividad hidráulica y la velocidad de infiltración aumentan hasta alcanzar su valor máximo y el factor de retardo disminuye hasta alcanzar su valor mínimo. Esto se presenta en materiales de residuos mineros que se encuentran saturados. Con base en lo anterior, Carbajal *et al.* (2022) concluyen que los contaminantes son transportados principalmente por procesos de advección-dispersión a escala macroscópica.

3.4. Métodos para evaluar los gastos de filtración y su influencia en el transporte de contaminantes

De acuerdo con Vick (1990), existen métodos para estimar el volumen o gasto por filtración y el transporte de contaminantes, que van desde el método simple del balance hídrico hasta modelos numéricos complejos. En general, se utilizan métodos simples de análisis durante la etapa de diseño preliminar para estimar la magnitud del potencial de contaminación del agua subterránea y verificar los resultados de análisis más sofisticados. Las estimaciones preliminares del diseño pueden ser suficientes si, se demuestra que el potencial de

contaminación del agua subterránea es bajo. En caso contrario, se deben realizar análisis más sofisticados si las estimaciones preliminares indican la posibilidad de una contaminación grave de las aguas subterráneas y si el efluente de los materiales del depósito contiene altas concentraciones de compuestos tóxicos que no reaccionan ni se descomponen fácilmente. Los métodos altamente sofisticados se reservan para casos en los que pueden proporcionar ahorros significativos en el costo de los sistemas de control de filtraciones, donde la geometría del depósito de jales y la geología son complejas, o donde se requieren análisis detallados del comportamiento del flujo parcialmente saturado.

Vick (1990) menciona que los métodos de evaluación de filtraciones que se utilizan son los métodos de parámetros agrupados, métodos analíticos y métodos numéricos. Todos los análisis de transporte de contaminantes requieren que se conozca la velocidad de filtración, por tanto, las direcciones, los gradientes y las velocidades del flujo de agua subterránea deben estar bien establecidos antes de evaluar el transporte de contaminantes.

Métodos de parámetros agrupados

Desde la perspectiva de los parámetros agrupados se tiene el método de “caja negra”. Los efectos generales se estiman sin tener en cuenta los mecanismos específicos que producen estos efectos. Así, las estimaciones de filtración se basan en la diferencia neta entre todas las entradas y salidas del embalse. Los valores resultantes de estos métodos suelen ser aproximados y son de gran ayuda para establecer límites superiores realista sobre la magnitud de la filtración esperada. Al utilizar estos métodos simples como control, se puede evitar la predicción inadecuada de la cantidad de filtración que excede el flujo de entrada al depósito.

Balance de agua de embalse

La máxima cantidad de filtración posible es el residuo del balance entre entradas y salidas, por lo que, sin ningún conocimiento de los materiales de jales o la permeabilidad de los cimientos se puede establecer un límite superior. Este método es útil para predecir la máxima cantidad de filtración posible en cualquier etapa del desarrollo de embalses en laderas o valles cruzados. En los embalses en laderas y valles transversales, el llenado aumenta progresivamente el área del estanque de decantación, lo que a su vez altera las cantidades de evaporación, precipitación directa y escorrentía. De manera similar, se pueden estimar los efectos de los cambios en la tasa de producción de la mina durante la vida útil de la operación.

Almacenamiento en la zona parcialmente saturada

Las fuerzas capilares que se forman en los suelos parcialmente saturados provocan la retención de agua en la matriz del suelo. La retención específica de un suelo se define como el volumen fraccional de agua retenida por una muestra inicialmente saturada a la que después se deja drenar libremente bajo la influencia de la gravedad. El rendimiento específico es el volumen fraccional de agua que drena, por lo que la porosidad es igual a la suma del rendimiento específico y la retención específica.

En suelos en ambientes áridos, el contenido de agua puede estar muy por debajo del valor de retención específica. La filtración inicial de los embalses que entran en los suelos en ambientes áridos se consume al llenar este espacio poroso disponible y evita que entre en el agua subterránea de los acuíferos subyacentes. De esta manera, el volumen de fluido que puede ser retenido permanentemente en la zona parcialmente saturada está dado por:

$$V_r = (SR - \theta_i)V_t \quad (3.32)$$

donde V_r es el volumen de almacenamiento disponible, SR es la retención específica, θ_i contenido de agua volumétrico inicial, V_t es el volumen total de poros debajo del embalse y por encima del nivel freático. En general, la estimación del almacenamiento permanente disponible en la zona parcialmente saturada en relación con la cantidad máxima de filtración puede utilizarse para proporcionar estimaciones preliminares del potencial de contaminación de las aguas subterráneas.

Balance salino

El balance salino es un método de parámetros globales para estimar el impacto de la infiltración en la calidad del agua. Se basa en la observación de que la cantidad de contaminante introducida en un acuífero no puede superar la cantidad total contenida en la filtración que ha salido del embalse. Una sal como el cloruro, que no hace reacción química y que no se lixivia de la mayoría de los materiales geológicos, es el mejor ejemplo. La concentración de contaminantes en la filtración completamente mezclada con agua subterráneas que fluyen por debajo de un embalse es:

$$C_m = (C_s V_s + C_g V_g) / (V_g + V_s) \quad (3.33)$$

donde C_m es la concentración de contaminantes en aguas subterráneas y filtraciones completamente mezcladas, C_s es la concentración de contaminantes en la filtración antes de la mezcla, C_g es la concentración de contaminantes en el agua subterránea antes de la mezcla, V_s es el gasto volumétrico de filtración y V_g es el gasto volumétrico del agua subterránea (Vick, 1990).

Capacidad de neutralización

Los efluentes con un pH distinto al neutro son especialmente preocupantes debido a la alta solubilidad de elementos potencialmente tóxicos, incluidos los metales pesados fuera del rango neutro. La capacidad de neutralización de los suelos puede utilizarse para estimar la

cantidad de amortiguación del pH que tiene lugar en los revestimientos de arcilla en la zona parcialmente saturada antes de que la filtración llegue a los acuíferos de aguas subterráneas.

Una estimación de la neutralización se basa en datos obtenidos a partir de ensayos por lotes o en columna y es aplicable a los revestimientos de arcilla y materiales de cimentación de permeabilidad relativamente baja. Las cimentaciones de alta permeabilidad que transmiten la filtración a velocidades superiores a 30 cm/día pueden no proporcionar suficiente tiempo de contacto para que se produzcan las reacciones de neutralización (Vick, 1990).

3.5. Modelo hidrogeológico conceptual de un depósito de residuos mineros

De acuerdo con Hawley y Cunning (2017) el modelo hidrogeológico conceptual es una representación simplificada del sistema y se presenta de manera resumida en la Figura 3.3. Hawley y Cunning (2017) señalan que, para un depósito de residuos mineros, el modelo debe considerar lo siguiente:

- La geología, condiciones geotécnicas del suelo y la topografía del depósito de residuos mineros a través de los cuales tendrán lugar el flujo de agua, incluidos los cambios con el tiempo.
- El contenido de agua inicial de esos materiales, teniendo en cuenta que se agrega continuamente material nuevo al depósito de residuos.
- El agua que puede ingresar a la instalación desde fuentes externas.
- El flujo continuo y la redistribución del agua dentro de la instalación.
- El agua que sale de la instalación.

Para poder predecir las condiciones hidrogeológicas futuras de la instalación es necesaria la comprensión conceptual de los procesos que intervienen en el depósito. El modelo conceptual debe evaluar la hidrología de la instalación con el sistema de aguas subterráneas. En algunos casos, en lugar de una descarga hacia abajo desde la base de la instalación, puede existir la posibilidad de que el agua subterránea que fluye hacia arriba ingrese a la base de la instalación desde los cimientos. Además, el modelo conceptual necesita considerar los cambios en las dimensiones de la instalación y de las propiedades hidráulicas que ocurren con el tiempo a medida que se desarrolla el depósito (Hawley y Cunning, 2017).

Las principales fuentes de agua que pueden recargar los materiales del estanque son: infiltración de la precipitación incidente y la escorrentía en las superficies activas o finales del vertedero de residuos, escorrentía de agua superficial desde las laderas circundantes, agua subterránea que puede ingresar a la base de la instalación debido a filtraciones de acuíferos subyacentes, permeabilidad reducida en los materiales de los cimientos como resultado de la compactación durante la carga u otra perturbación (Hawley y Cunning, 2017).

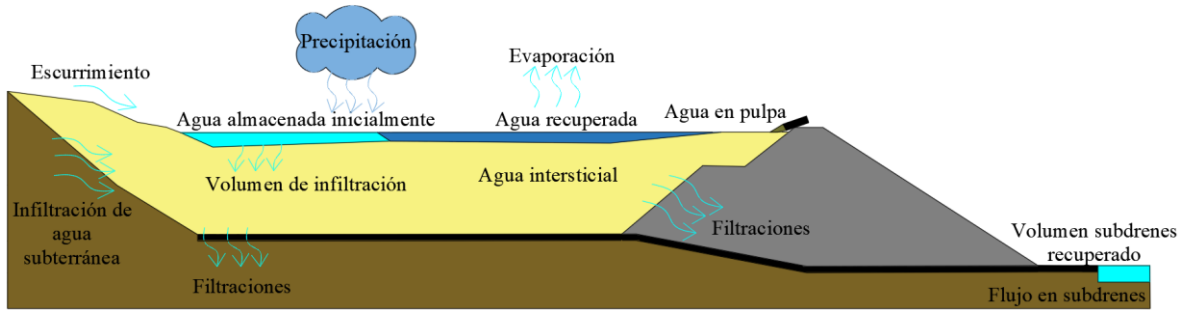


Figura 3.3. Esquema del modelo hidrogeológico conceptual de un depósito de residuos mineros (Modificada de Hawley y Cunning, 2017)

La redistribución del agua y los cambios de la saturación de los materiales pueden ocurrir muy lentamente en los depósitos de residuos mineros. Sin embargo, en zonas con climas tropicales dichos cambios pueden ocurrir rápidamente, debido a la alta precipitación donde las vías de flujo saturadas pueden desarrollarse dentro de los primeros años de la colocación (Hawley y Cunning, 2017).

El agua en la superficie del estanque de lamas se mueve hacia abajo a través de los materiales como un flujo no saturado o parcialmente saturado. A cualquier profundidad dada, el agua que ingresa a los espacios porosos desde arriba se retiene inicialmente dentro de los espacios porosos, pero drena hacia abajo una vez que el contenido de agua aumenta lo suficiente como para vencer las fuerzas de succión. Así, el contenido de agua aumenta dentro de los materiales no saturados, pero no alcanza la saturación debido al drenaje por gravedad. Cuando se produce un flujo gravitacional descendente activo y los materiales colocados permanecen sin saturar, se desarrollan presiones intersticiales ligeramente negativas (succión), típicamente de 10 a 35 kPa o ligeramente mayores en materiales con un alto contenido de limo o arcilla (Hawley y Cunning, 2017).

Esta capacidad del material para retener agua en sus espacios porosos se relaciona con el tamaño de sus partículas. El agua se retiene en los materiales arenosos principalmente por unión capilar y el material libera la mayor parte del agua por fuerzas de succión bajas. El agua se retiene en los materiales arcillosos debido al adhesivo y la unión osmótica y solo se libera con una succión más alta. Si la permeabilidad no saturada es lo suficientemente grande como para transmitir toda la recarga a través de la pila por drenaje por gravedad, entonces no se satura el suelo. En general, el flujo no saturado ocurre rápidamente a través de vías espacialmente distintas. Este es un proceso variable, en el cual, las vías de flujo pueden variar a medida que cambia el contenido de agua. Por esta razón, la capacidad de predecir variaciones en el flujo no saturado a través del depósito es limitada (Hawley y Cunning, 2017).

La saturación se alcanza cuando el contenido de agua se vuelve igual a la porosidad. Una vez que ocurre, se desarrolla una superficie freática y las presiones intersticiales se vuelven

positivas dentro de la zona saturada. Esta zona se desarrolla principalmente por encima de las barreras al flujo vertical, que son capas de grano fino o materiales compactados colocados dentro del depósito. La saturación inicial también puede desarrollarse a lo largo de materiales más permeables y las vías de flujo saturadas a veces pueden ocurrir cuando los materiales circundantes son parcialmente saturados. Si existe una pendiente en la topografía natural, las secciones inferiores del vertedero por encima del talud aguas abajo pueden ser las primeras zonas en alcanzar la saturación. Cuando esta se desarrolla por encima de la base aguas abajo, las presiones intersticiales en el área son positivas, por lo cual se desarrolla una filtración externa desde la base (Hawley y Cunning, 2017).

El tiempo transcurrido para que los materiales del depósito alcancen la saturación, varía de acuerdo con el tipo de material, la ubicación espacial dentro de la instalación y la velocidad a la que se colocan nuevos materiales sobre el depósito. Es importante mencionar que, los residuos de grano fino también pueden tener una menor permeabilidad y pueden ser más compresibles. El contenido de finos determina la succión matricial a la que se logra la saturación residual (Hawley y Cunning, 2017).

En general, el modelo conceptual debe contener los cambios que pueden ocurrir a medida que cambian las dimensiones del depósito en las propiedades hidráulicas con el tiempo, a medida que se construye dicha instalación. Como se mencionó, las condiciones hidrogeológicas dentro de un depósito de residuos mineros en funcionamiento son variables, por lo que la información disponible deberá incluir lo siguiente: la altura del depósito en cada fase de operación, el área de la instalación, el ángulo de los taludes del depósito, el contenido de los materiales colocados, las propiedades hidráulicas, las técnicas de colocación en el transcurso del tiempo de operación y los cambios químicos que existen en la capa superior para minimizar la infiltración a largo plazo (Hawley y Cunning, 2017).

3.6. Métodos numéricos para el análisis de flujo de contaminantes

Los modelos numéricos se utilizan en el cálculo simultáneo de los cambios en la concentración de contaminantes de flujo, los cambios en la solubilidad de los contaminantes en función del pH, la adsorción de contaminantes y la complejidad geométrica. Estos se pueden clasificar en cuatro grupos: modelos de flujo, modelos acoplados de flujo y transporte de contaminantes, modelos de flujo parcialmente saturado y modelos de flujo/transporte de contaminantes acoplados, parcialmente saturados. A continuación, se presentan las etapas típicas en el desarrollo de los modelos de acuerdo con Vick (1990):

- I. Construcción de un modelo geológico-geotécnico-hidrológico (GGH). Primero, se requiere definir la geometría del fenómeno a estudiar, una evaluación detallada del régimen hidrogeológico, y una caracterización de los parámetros que intervienen en la representación del fenómeno. Lo anterior implica la medición de la conductividad hidráulica, porosidad, contenido de agua, capacidad de neutralización y coeficientes de distribución. Estos parámetros se deben determinar para cada material que compone el depósito, es decir, los residuos mineros, los materiales de construcción

del depósito y del suelo de desplante. La identificación de las características del acuífero junto con las zonas regionales de recarga y descarga también es un componente en la construcción del modelo GGH.

- II. Selección de las fronteras del modelo. Las fronteras de un modelo numérico pueden corresponder a límites hidrogeológicos, como ríos, obstrucciones al flujo o planos de simetría. En algunos casos, pueden elegirse suficientemente lejos del embalse para que los efectos de la filtración de los materiales de jales en el límite sean insignificantes. La selección de las fronteras es determinante en el análisis numérico, ya que las concentraciones y presiones en los límites deben especificarse como cantidades conocidas y constantes.
- III. Superposición de la malla discretizada sobre el modelo GGH. Las aproximaciones numéricas de las ecuaciones diferenciales suponen cambios lineales entre los puntos en los que se realizan los cálculos y en el caso de los modelos de elementos finitos, variaciones polinómicas simples. En ambos casos, el tamaño de la malla debe ser pequeño en las regiones en las que se esperan grandes cambios en los niveles y en concentraciones de agua en distancias relativamente cortas. Se requiere un tamaño de malla fino en la interfaz entre el depósito de residuos y los materiales circundantes del revestimiento, los cimientos o el acuífero.
- IV. Especificación de las condiciones iniciales. Los modelos de flujo requieren los valores iniciales del nivel de agua en cada punto de la malla. Los modelos de flujo acoplado/transporte de contaminantes también requieren la concentración inicial de los contaminantes. Los modelos de flujo parcialmente saturado necesitan el valor del contenido de agua inicial o la presión de succión.
- V. Calibración del modelo. La calibración de un modelo numérico permite corroborar la exactitud de las condiciones iniciales y de contorno definidas. Antes de la construcción de los depósitos, los niveles de agua y direcciones de flujo permanecen constantes.

Método del elemento finito

Las ecuaciones del elemento finito se resuelven con la siguiente ecuación:

$$[K]\{X\} = \{A\} \quad (3.58)$$

donde K es una matriz de coeficientes relacionados con la geometría y las propiedades de los materiales, X es un vector de incógnitas que a menudo se denominan variables de campo y A un vector de acciones en los nodos. En el análisis de transporte de contaminantes:

$$[K]\{C\} = \{Q\} \quad (3.59)$$

donde C es un vector de concentración en cada nodo y Q es un vector del flujo de contaminante en cada nodo

El objetivo principal de este método es resolver las incógnitas primarias, que en un análisis de transporte son las concentraciones en cada nodo. Las incógnitas se calcularán en relación con los valores de C especificados en algunos nodos y/o los valores de Q especificados en algunos otros nodos. Sin especificar C o Q en algunos nodos, no se puede obtener una solución de los elementos finitos. En un análisis de estado estacionario, al menos un nodo en toda la malla debe tener una condición C especificada. De la misma manera, el flujo a través de un límite también se puede especificar como un gradiente o una velocidad por unidad de área. Estas condiciones de contorno de transporte especificadas se convierten realmente en valores Q nodales. Alternativamente, cuando se especifica Q , la solución proporciona C y viceversa. Las concentraciones en un análisis de transporte son las principales incógnitas o variables de campo. Una condición de contorno que especifica la variable de campo C en un nodo a veces se denomina condición de contorno de tipo uno o de Dirichlet. Las condiciones de contorno del gradiente de transporte (flujo) a menudo se denominan condiciones de contorno de tipo dos o de Neumann (Geo-slope, 2012).

Seguimiento de partículas hacia adelante

El método de seguimiento del paseo aleatorio es una forma de seguimiento de partículas utilizada por Prickett *et al.* (1981) para modelar el transporte de solutos. Este es un modelo unidimensional que puede simular el transporte de contaminantes a través de depósitos de residuos mineros (Gandy y Evans, 2002), donde los componentes del soluto se representan mediante conjuntos de partículas en movimiento asignado a cada partícula una masa que corresponde al constituyente químico implicado. En este caso, el componente que describe el proceso de advección de la ecuación 3.26, se resuelve moviendo las partículas a la velocidad de filtración media. Este movimiento considera a la dispersión como un proceso aleatorio y se representa mediante un desplazamiento adicional a cada partícula sin modificar su masa. Así, el transporte de contaminantes mediante este método puede equipararse a una distribución normal, donde el movimiento advectivo representa la media de una variable aleatoria distribuida normalmente y el movimiento dispersivo es la desviación estándar de la media (Zheng y Bennett, 1995). Por lo tanto, cada partícula se desplaza una distancia x hasta su posición en el tiempo t , como lo describe la ecuación propuesta por Kinzelbach (1986), la cual se presenta a continuación:

$$x = Vt + Z\sqrt{2D_L t} \quad (3.60)$$

donde Z es una variable aleatoria distribuida normalmente con media cero y varianza unitaria, V es la velocidad media del agua subterránea y D_L es el coeficiente de dispersión longitudinal. Las longitudes de trayectoria resultantes se distribuyen normalmente con media Vt y desviación estándar $\sqrt{2D_L t}$. El resultado directo del modelo de paseo aleatorio es una distribución de partículas (masa) que puede convertirse fácilmente en una distribución de concentración. La principal ventaja de este método respecto a otros es que puede aplicarse directamente sobre cualquier modelo de flujo (Gandy y Evans, 2002).

4. EJEMPLO DE APLICACIÓN

4.1. Introducción

Los depósitos de residuos mineros que son generadores de DA son y serán una fuente contaminante importante por varios años e incluso siglos, hasta que se agote el suministro de los minerales de sulfuro contenidos en los jales. Por esta razón, es necesaria la evaluación de la movilidad de los contaminantes (producto de la acidez en los materiales) dentro del depósito. Lo anterior con la finalidad de implementar medidas que impidan la filtración de los contaminantes a los ríos y acuíferos.

En este capítulo se presenta el análisis del transporte de contaminantes de un depósito de residuos mineros cuya geometría pertenece a una sección típica (aguas arriba) para este tipo de depósitos, a su vez, la concentración de contaminantes solubles y las propiedades índice de los materiales se tomaron de los trabajos realizados por Escobedo (2011), Katagiri (2012) y Cervantes (2015). Dicho análisis se realiza mediante un programa especializado que utiliza el método de elemento finito que resuelve la ecuación de flujo de agua y la de transporte de contaminantes: advección-dispersión-adsorción. El propósito del análisis es realizar un estudio paramétrico de la conductividad hidráulica de los materiales que componen una presa de residuos mineros. Estos materiales se encuentran en rangos definidos como jal fino y jal grueso, por tanto, se estudian dos condiciones de la zona de lamas del depósito minero: un medio homogéneo compuesto por jal fino y un medio estratificado en el que se alterna jal fino con jal grueso. Además, se realiza el análisis de un medio en el que la permeabilidad disminuye desde el punto de descarga de los jales hasta la zona de lamas.

En el apartado principal de este capítulo se evalúan dos eventos, el primero consiste en la lixiviación de partículas contaminantes de hierro y sulfato liberadas por la oxidación de la pirita y transportadas cuando el nivel de aguas aumenta hasta la superficie, este análisis se realiza mediante la simulación de la trayectoria con el método de paseos aleatorios. El segundo evento se genera por las fluctuaciones del nivel de agua, lo que provoca la oxidación continua de la pirita y el crecimiento de una pluma contaminante. Este análisis se ejecuta mediante la simulación del proceso de advección-dispersión-adsorción.

Finalmente, se estima el tiempo en el que las partículas contaminantes recorren el depósito y se determina el comportamiento de la pluma contaminante a través de las configuraciones estratigráficas definidas.

4.2. Condiciones generales del caso de estudio

Caracterización de los jales

Los materiales que componen el depósito se consideran homogéneos e isotrópicos, con la intención de favorecer la comprensión del análisis. Los valores de conductividad hidráulica (k) se tomaron de los rangos definido para jales finos y gruesos propuestos por García (2019), Vick (1990) y Promotor *et al.* (2022). Las propiedades índice: densidad de sólidos (G_s), contenido de agua (w) y peso volumétrico (γ_m), se definen con base en los sondeos realizados en un depósito de residuos mineros, cuyos resultados son reportados por Escobedo (2011). Por último, los contenidos volumétricos de agua saturados se calcularon a partir de las relaciones de vacío máximas y mínimas (e) propuestas por Vermeulen (2001) y Vick (1990) para materiales de jal. Las propiedades asumidas en los cálculos se presentan en las Tablas 4.1 y 4.2. En el Anexo I se muestran las curvas características de los materiales que se consideran en este análisis.

Tabla 4.1. Propiedades hidráulicas e índices consideradas en el análisis

Material	$k_{m\acute{a}x}$ [m/s]	k_{medio} [m/s]	$k_{m\acute{i}n}$ [m/s]	$\theta_w(m\acute{a}x)$ [m ³ /m ³]	$\theta_w(med)$ [m ³ /m ³]	$\theta_w(m\acute{i}n)$ [m ³ /m ³]	$e_{m\acute{a}x}$ [-]	$e_{m\acute{i}n}$ [-]
Jal fino	10 ⁻⁷	10 ⁻⁸	10 ⁻⁹	0.47	0.46	0.43	1.1	0.3
Jal grueso	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	0.55	0.53	0.50	0.8	0.6
Bordo iniciador	5X10 ⁻⁶	10 ⁻⁶	10 ⁻⁹	0.50	-	0.43	-	-
Sobreelevación	-	10 ⁻⁷	-	-	0.47	-	-	-
Filtro	10 ⁻⁵	-	10 ⁻⁷	0.55	-	0.47	-	-

Nota: k es la conductividad hidráulica, θ_w contenido de agua volumétrico y e es la relación de vacíos.

Tabla 4.2. Propiedades constitutivas consideradas en el análisis

Material	γ_m [t/m ³]	G_s [-]	w [%]	γ_d [t/m ³]
Jal fino	2.2	3.2	20	1.9
Jal grueso	2.3	3.5	5	2.1
Bordo iniciador	2.6	-	-	-
Sobreelevación	2.3	3.5	5	1.9
Filtro	-	-	-	-

Nota: γ_m es el peso volumétrico, γ_d es el peso volumétrico seco, G_s es la densidad de sólidos y w es el contenido de agua.

Contaminación en los jales

Para el análisis del transporte de contaminantes la concentración soluble del cadmio tiene un valor de $C = 0.48$ mg/l, reportada por Santos *et al.* (2009) de muestras obtenidas en depósitos de una unidad minera. La zona contaminada se considera en la superficie aguas arriba, específicamente en la zona de playa, debido a que se desconoce la profundidad de la zona de oxidación. La dispersividad longitudinal y transversal se presentan en la Tabla 4.3 cuyos valores son tomados de Wei (2021). El coeficiente de distribución hidrodinámica (K_d) se considera con un valor constante de 2.26 ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$), valor tomado de resultados de pruebas de columna en las que se obtuvieron los parámetros de transporte de cadmio en arcillas (Korf *et al.*, 2011). En este análisis no se contempla el proceso de difusión.

Tabla 4.3. Dispersividad longitudinal y transversal consideradas en el análisis (Wei, 2021)

Material	α_L [m]	α_T [m]
Jal fino	5	1
Jal grueso	6	1.2
Bordo iniciador	10	2
Sobreelevación	8	1.6

Nota: α_L es la dispersividad longitudinal y α_T es la dispersividad transversal.

4.3. Condiciones de análisis

Se realizó un análisis de transporte de contaminantes a través de los jales que conforman un depósito de residuos mineros en función de la evaluación paramétrica de la conductividad hidráulica. Para ello, se utiliza el algoritmo desarrollado por GEOSTUDIO International Ltd. (2012) que resuelve la ecuación del flujo de agua con SEEP/W y que se acopla con el módulo CTRAN/W, este último emplea el método del elemento finito para resolver el problema del transporte de contaminantes a través del suelo, a partir de la solución del flujo de agua con el módulo SEEP/W del mismo programa. El análisis considera dos eventos que gobiernan el transporte de contaminantes: la descarga de lixiviados altamente contaminada y el flujo del contaminante que se produce con el paso del tiempo por las fluctuaciones del nivel de agua en el depósito. Para el primer evento, se simula la trayectoria de las partículas contaminantes (*Forward Particle Tracking*); para el segundo evento, se aplica el análisis de advección-dispersión-adsorción que representa la pluma contaminante a través del suelo en función del tiempo.

Para el análisis del transporte de contaminantes a través del depósito minero se proponen los siguientes criterios:

- I. La condición inicial en los análisis comienza después del cierre de operaciones del depósito minero, con una carga hidráulica $H= 43$ m, y se considera que el piso del depósito cuenta con una geomembrana impermeable, como barrera ingenieril.
- II. La fluctuación del nivel comienza a partir de la carga hidráulica inicial ($H= 43$ m) y varía de acuerdo con la infiltración que existe en el depósito, y el balance entre la precipitación y la evaporación mensual. La carga hidráulica cambia debido al gasto de salida del depósito más la cantidad de lluvia, menos la evaporación mensual. Para efectos prácticos, y por falta de piezometría, se evalúa la condición de la carga hidráulica de forma anual, en la que se supone el balance de la media anual de la precipitación (reportada en una estación meteorológica, Figura 4.1) y la evaporación media de 1000 mm al cabo de un año. Sin embargo, es necesario aclarar que existen meses de estiaje y avenidas, que, para un análisis con mayor precisión, se debe contemplar el balance de la precipitación y la evapotranspiración real y potencial de manera mensual.

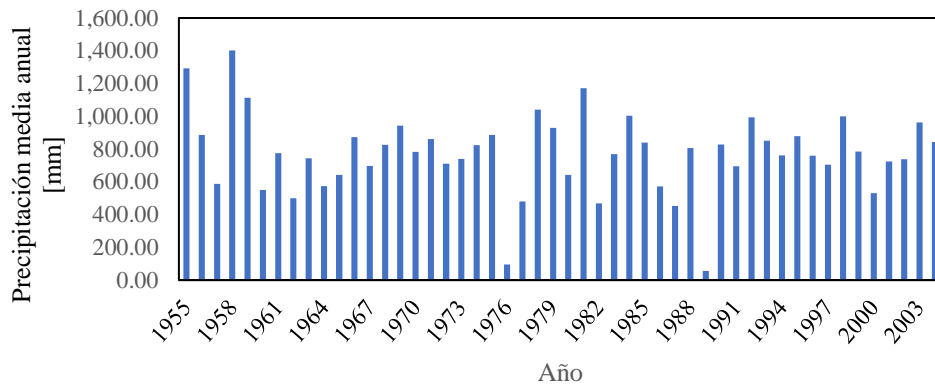


Figura 4.1. Precipitación anual acumulada registrada en la estación meteorológica El Doctor (CONAGUA)

- III. Para este análisis, se considera la playa como la zona contaminada, debido a que son los materiales que más han estado expuestos a la reacción del oxígeno con los jales humedecidos y se desconoce el tiempo que conlleva la generación de DA. Además, es la zona que se encuentra más cercana al talud del depósito por donde drena el agua.

Casos de análisis

- Caso 1. Seguimiento de la trayectoria de las partículas contaminantes:
 - Se analiza un evento de lixiviación de partículas contaminantes. El análisis se realiza mediante la simulación del lavado de partículas de hierro y sulfato, que se encuentran en el límite entre la playa y el agua, con el método de seguimiento de la trayectoria de partículas.
 - Se supone que todos los materiales que componen el depósito se encuentran parcialmente saturados.
 - Se considera flujo transitorio, el cual simula las fluctuaciones del nivel de agua.

- Se analizan dos condiciones de la zona de lamas del depósito: homogéneo y estratificado.
 - Los materiales que componen la zona de lamas son: jales finos y jales gruesos, los cuales se encuentran en rangos de conductividad hidráulica definidos. Para jales finos se asume un rango de 10^{-7} a 10^{-9} m s^{-1} y para jales gruesos se considera un rango de 10^{-4} a 10^{-6} m s^{-1} . El bordo iniciador del depósito se considera con una k de 10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1} , a su vez el filtro con una k de 5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1} .
- Caso 2: Análisis advección-dispersión-adsorción de la pluma contaminante:
- Se evalúa la evolución de contaminantes dentro del depósito de jales mediante el análisis de advección-dispersión-adsorción, a partir de las siguientes hipótesis:
 - El flujo de contaminantes se produce cuando el nivel de agua asciende a la zona de oxidación superficial (en la que se origina el drenaje ácido) y el metal pesado soluble se logra desplazar a través de los poros del suelo mediante el agua.
 - Si el nivel de agua no logra alcanzar la zona oxidada, la pluma contaminante se mantiene en la superficie.
 - Se supone que los todos materiales que componen el depósito se encuentran parcialmente saturados.
 - Se considera flujo transitorio, el cual simula las fluctuaciones del nivel de agua debido al proceso de filtración-precipitación-evaporación.
 - El EPT analizado es cadmio (Cd) con una concentración inicial de 0.48 mg/l.
 - Se analizan dos condiciones de la zona de lamas del depósito: homogéneo y estratificado.
 - Los materiales que componen la zona de lamas son: jales finos y jales gruesos, los cuales se encuentran en rangos de conductividad hidráulica definidos. Para jales finos se asume un rango de 10^{-7} a 10^{-9} m s^{-1} y para jales gruesos se considera un rango de 10^{-4} a 10^{-6} m s^{-1} . El bordo iniciador del depósito se considera con una k de 10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1} , a su vez el filtro con una k de 5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1} .
- Caso 3: Análisis del flujo de agua y trayectoria de contaminantes debido a la variación horizontal (con la distancia de la zona de depositación) de la conductividad hidráulica:
- Se analizan las condiciones de flujo de agua como la carga hidráulica total, el gradiente hidráulico y el desplazamiento de partículas contaminantes, debido a la variación horizontal de la conductividad hidráulica dentro del depósito de residuos mineros a corto y a largo plazo.
 - Se supone que los materiales se encuentran parcialmente saturados.
 - Se considera un flujo establecido. El bordo iniciador del depósito se simula con una k de 10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1} , el filtro con una k de 5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1} .

- Caso 4: Análisis del flujo de agua y trayectoria de contaminantes debido a la variación vertical (con la profundidad) de la conductividad hidráulica:
 - Se analizan las condiciones de flujo de agua como la carga hidráulica total, el gradiente hidráulico y el desplazamiento de partículas contaminantes, debido a la variación horizontal y vertical de la conductividad hidráulica dentro del depósito de residuos mineros a largo plazo.
 - Se supone que los materiales se encuentran parcialmente saturados.
 - Se considera un flujo establecido. El bordo iniciador del depósito se simula con una k de 10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1} , el filtro con una k de 5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1} .

Geometría y condiciones de frontera

El depósito analizado tiene una altura total de 46 m, cuyo bordo iniciador cuenta con 24 m de altura. Para este estudio, se evalúan dos condiciones de la zona de lamas del depósito minero: un medio homogéneo compuesto por jal fino (Modelo tipo 1) y un medio estratificado (Modelo tipo 2) en el que se alterna jal fino con jal grueso. En las figuras 4.2 y 4.3 se presentan las configuraciones geométricas del depósito y las condiciones de frontera supuestas en los cálculos.

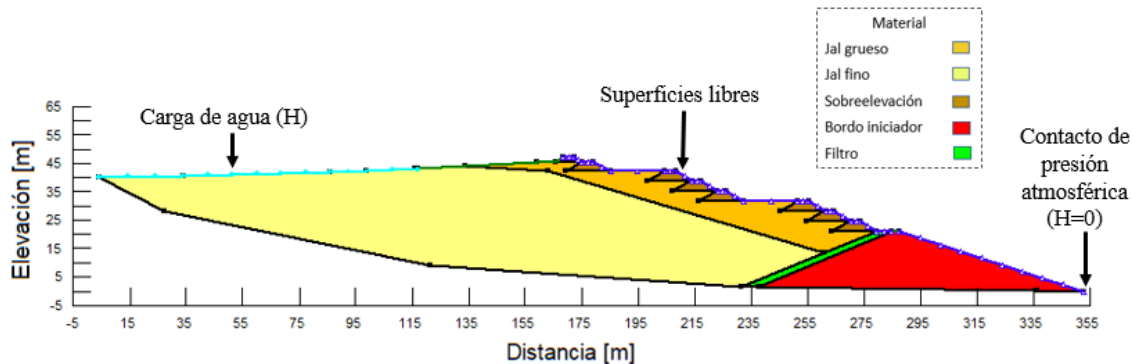


Figura 4.2. Geometría simplificada del depósito que presenta un medio homogéneo en la zona de lamas (Modelo tipo 1)

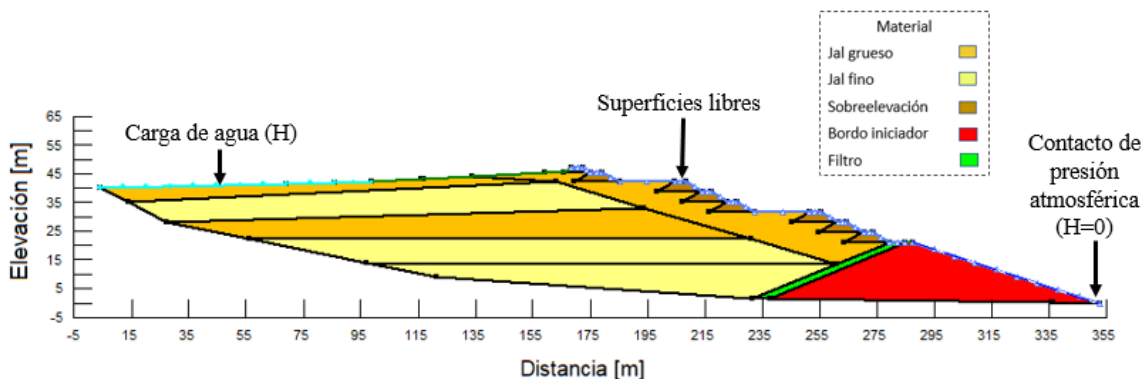


Figura 4.3. Geometría simplificada del depósito que presenta un medio estratificado en la zona de lamas (Modelo tipo 2)

Condiciones hidráulicas analizadas en el estudio de la trayectoria de partículas contaminantes

En la Tabla 4.4 se describen las condiciones hidráulicas de los materiales que componen el depósito para cada caso de estudio de la trayectoria de partículas, con las características del depósito homogéneo (Tipo 1) y estratificado (Tipo 2).

Tabla 4.4. Condiciones analizadas en el estudio de la trayectoria de partículas contaminantes

Caso de análisis	Características del depósito consideradas	Condiciones de k de los jales	Condiciones del contenido de agua volumétrico	Condición de la k del Bordo iniciador
TP 1.1	Homogéneo	Mínimas JF: 10^{-9} ms^{-1} JG: 10^{-6} ms^{-1}	Mínimas JF: $0.43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.50 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
TP 1.2	Homogéneo	Máximas JF: 10^{-7} ms^{-1} JG: 10^{-4} ms^{-1}	Máximas JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
TP 1.3	Homogéneo	Máximas JF: 10^{-7} ms^{-1} JG: 10^{-4} ms^{-1}	Máximas JF: $0.57 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.62 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Mínima 10^{-9} ms^{-1}
TP 2.1	Estratificado	Mínimas JF: 10^{-9} ms^{-1} JG: 10^{-6} ms^{-1}	Mínimas JF: $0.43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.50 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
TP 2.2	Estratificado	Máximas JF: 10^{-7} ms^{-1} JG: 10^{-4} ms^{-1}	Máximas JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
TP 2.3	Estratificado	Máximas JF: 10^{-7} ms^{-1} JG: 10^{-4} ms^{-1}	Máximas JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Mínima 10^{-9} ms^{-1}

Nota: JF es jal fino y JG es jal grueso.

Condiciones hidráulicas analizadas en el estudio de advección-dispersión de contaminantes

En las Tablas 4.4 y 4.5 se describen las condiciones hidráulicas de los materiales que componen el depósito para cada caso de estudio de advección-dispersión de la pluma contaminante, con la condición de un depósito homogéneo (Tipo 1) y estratificado (Tipo 2), respectivamente.

Tabla 4.5. Condiciones analizadas en el estudio advección-dispersión en un depósito homogéneo (Tipo 1)

Caso de análisis	Características del depósito consideradas	Condiciones de k de los jales	Condiciones del contenido de agua volumétrico	Condición de la k del Bordo iniciador
AD 1.1	Homogéneo	Máximas JF: 10^{-7} ms^{-1} JG: 10^{-4} ms^{-1}	Máximas JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
AD 1.2	Homogéneo	Máximas JF: 10^{-7} ms^{-1} JG: 10^{-4} ms^{-1}	Máximas JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Mínima 10^{-9} ms^{-1}
AD 1.3	Homogéneo	Medias JF: 10^{-8} ms^{-1} JG: 10^{-5} ms^{-1}	Media JF: $0.46 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.53 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
AD 1.4	Homogéneo	Media JF: 10^{-8} ms^{-1} JG: 10^{-5} ms^{-1}	Media JF: $0.46 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.53 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Mínima 10^{-9} ms^{-1}
AD 1.5	Homogéneo	Mínima JF: 10^{-9} ms^{-1} JG: 10^{-6} ms^{-1}	Mínima JF: $0.43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.50 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Máxima 10^{-6} ms^{-1}
AD 1.6	Homogéneo	Mínima JF: 10^{-9} ms^{-1} JG: 10^{-6} ms^{-1}	Mínima JF: $0.43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ JG: $0.50 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	Mínima 10^{-9} ms^{-1}

Nota: JF es jal fino y JG es jal grueso.

Tabla 4.6. Condiciones analizadas en el estudio advección-dispersión en un depósito estratificado

Caso de análisis	Características del depósito consideradas	Condiciones de k de los jales	Condiciones del contenido de agua volumétrico	Condición de la k del Bordo iniciador
AD 2.1	Estratificado	Máximas	Máximas	Máxima
		JF: 10^{-7} ms^{-1}	JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	10^{-6} ms^{-1}
		JG: 10^{-4} ms^{-1}	JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	
AD 2.2	Estratificado	Máximas	Máximas	Mínima
		JF: 10^{-7} ms^{-1}	JF: $0.47 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	10^{-9} ms^{-1}
		JG: 10^{-4} ms^{-1}	JG: $0.55 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	
AD 2.3	Estratificado	Medias	Media	Máxima
		JF: 10^{-8} ms^{-1}	JF: $0.46 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	10^{-6} ms^{-1}
		JG: 10^{-5} ms^{-1}	JG: $0.53 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	
AD 2.4	Estratificado	Media	Media	Mínima
		JF: 10^{-8} ms^{-1}	JF: $0.46 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	10^{-9} ms^{-1}
		JG: 10^{-5} ms^{-1}	JG: $0.53 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	
AD 2.5	Estratificado	Mínima	Mínima	Máxima
		JF: 10^{-9} ms^{-1}	JF: $0.43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	10^{-6} ms^{-1}
		JG: 10^{-6} ms^{-1}	JG: $0.50 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	
AD 2.6	Estratificado	Mínima	Mínima	Mínima
		JF: 10^{-9} ms^{-1}	JF: $0.43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	10^{-9} ms^{-1}
		JG: 10^{-6} ms^{-1}	JG: $0.50 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$	

Nota: JF es jal fino y JG es jal grueso.

4.4. Resultados y discusión

4.4.1. Trayectoria de partículas para una descarga de lixiviados

En el análisis de la primera descarga de lixiviados altamente contaminados se evalúa la trayectoria del desplazamiento de partículas de hierro y sulfato. Estas partículas se colocaron aguas arriba del depósito de jales, en donde el nivel de agua se encuentra a una distancia mínima debajo de la superficie. Lo anterior se debe a que es la zona en la que se más se produce la oxidación de los sulfuros que es generada por el contacto con el agua y el oxígeno.

El inicio del transporte ($T=0$ s) se considera cuando el nivel de agua en el depósito es máximo, con una carga hidráulica (H) de 43 m. Se representó la fluctuación del nivel de agua debido a la infiltración hacia el bordo iniciador en la presa y la cantidad de precipitación y evaporación registrada en la estación meteorológica El Doctor, respecto al tiempo. En la Figura 4.4 se muestran los análisis de la condición de un medio homogéneo (Modelo tipo 1) en un tiempo de 50 años, en el que considera que los materiales de jal fino y jal grueso tienen una conductividad hidráulica mínima. Se observa que, algunas partículas recorrieron 0.25 m en un tiempo de 50 años, con una velocidad promedio de $2.5 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ (0.007 m año^{-1}). Por lo tanto, se considera que son prácticamente inmóviles en esta condición.

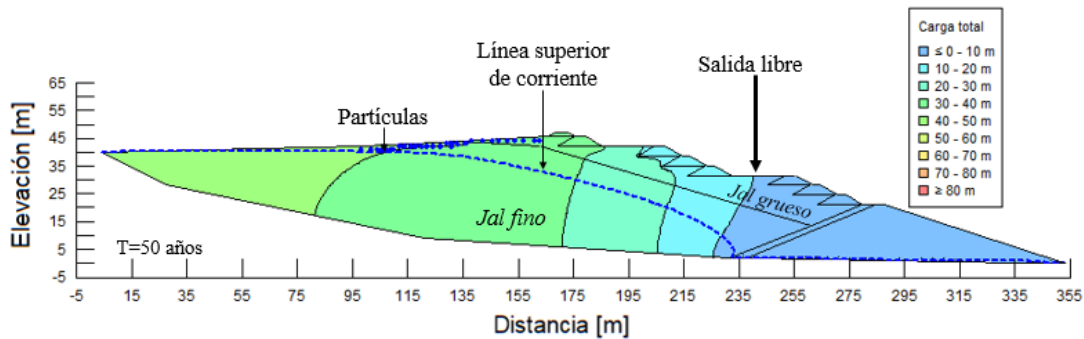


Figura 4.4. Rastreo de partículas a través de un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{\min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) (en el cuerpo del depósito) y con jales gruesos ($k_{\min}=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) (en la zona de los bordos de sobreelevación), un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

En la Figura 4.5 se muestra la misma condición que el caso anterior, pero con una conductividad hidráulica máxima, tanto en el cuerpo del depósito como en el bordo iniciador. Se observa que, en 50 años, las partículas recorren una distancia máxima de 6.3 m a una velocidad promedio de partícula de $4.2 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ (0.13 m año^{-1}). Además, el nivel de agua descende más rápido que el desplazamiento de las partículas, lo que refleja que las partículas pueden quedarse dentro del depósito durante varios años.

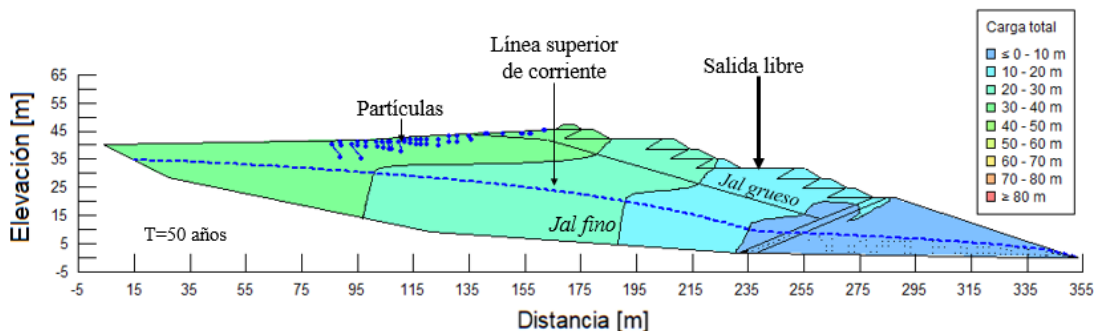


Figura 4.5. Rastreo de partículas a través de un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{\max}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{\max}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$), un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

En la Figura 4.6 se analizó la misma configuración, considerando el bordo iniciador prácticamente impermeable. Se observa que, en 50 años, las partículas recorren una distancia máxima de 31.2 m a una velocidad promedio de partícula de $2 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ (0.63 m año^{-1}).

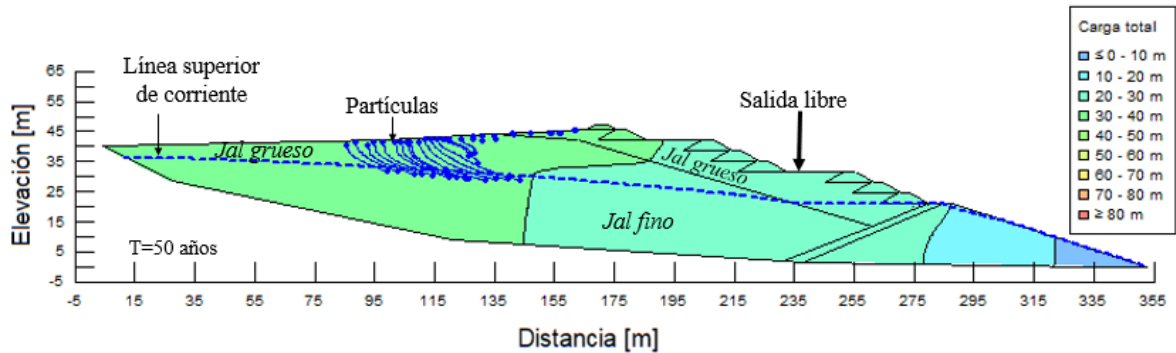


Figura 4.6. Rastreo de partículas a través de un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$), un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

A continuación, se presenta el análisis del transporte de partículas contaminantes en la condición estratificada de la zona de lamas, en la que se alterna jal fino con jal grueso (Modelo tipo 2). Cuando los materiales tienen una k mínima, la partícula que presenta mayor desplazamiento recorre 13.5 m a una velocidad promedio de $9 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ (0.283 m año^{-1}) durante un periodo de 50 años (Figura 4.7).

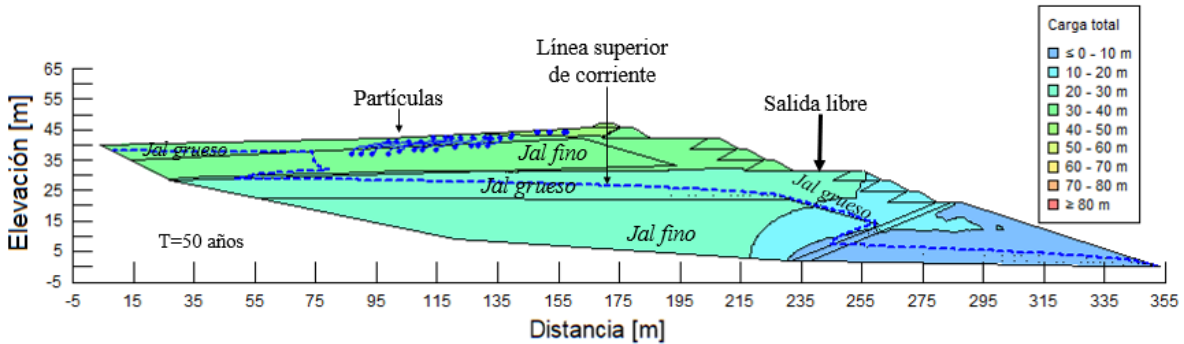


Figura 4.7. Rastreo de partículas a través de un medio estratificado en el que se alternan jales finos ($k_{m\acute{i}n}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{i}n}=10^{-6} \text{ m/s}$), un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

En la Figura 4.8 se muestra el análisis en el que la zona de lamas tiene un medio estratificado en el que se intercala jal fino con jal grueso con una k máxima. En este caso, en 50 años, una partícula se desplaza 43.6 m hasta el talud aguas a una velocidad de $2.8 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ (0.883 m año^{-1}). Se evaluó la misma condición del cuerpo del depósito, con una conductividad hidráulica del bordo iniciador mínima. En la Figura 4.9 se presenta el análisis en el momento en el que las partículas salen del depósito y observa que, en 3 años una partícula se desplaza 202.3 m hasta la salida del depósito a través del talud aguas abajo, a una velocidad de

$2.8 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ (88.3 m año^{-1}). Esto representa la condición más crítica para el transporte de partículas contaminantes, debido a la velocidad con la que se desplazan dichas partículas.

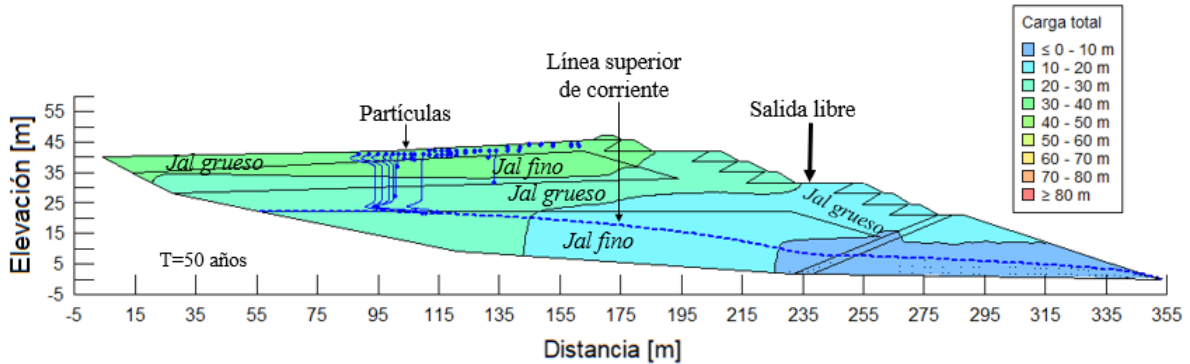


Figura 4.8. Rastreo de partículas a través de un medio estratificado en el que se alternan jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$), un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

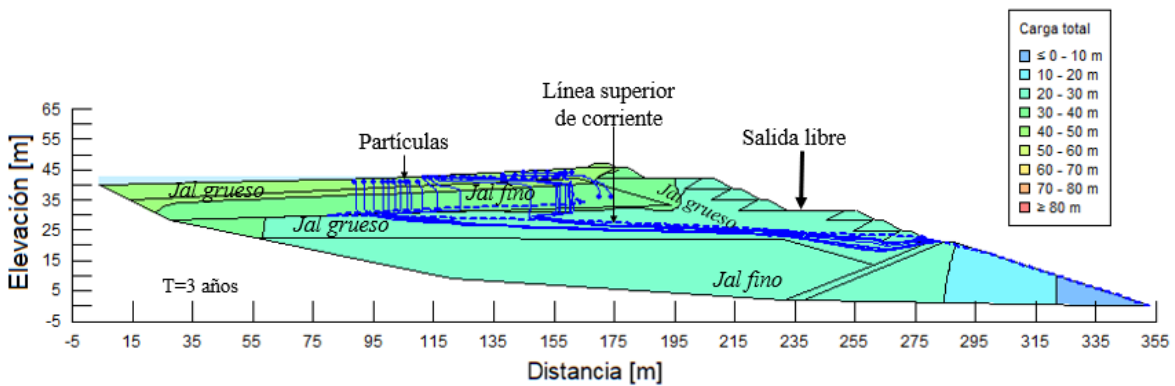


Figura 4.9. Rastreo de partículas a través de un medio estratificado en el que se alternan jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$), un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 3 años

El análisis de desplazamiento de partículas estima el tiempo en el que las partículas llegan desde aguas arriba hasta la superficie del talud aguas abajo, en el momento en que ocurre una lixiviación. Es importante mencionar que, se ha reportado que los afluentes más contaminados se presentan en la primera lixiviación (Ramos, 2017; Younger, 1977; Gandy y Evans, 2002). En la Tabla 4.7 se reporta el resumen de los gastos iniciales de cada análisis y en la Tabla 4.8 se presenta un resumen de la distancia recorrida por las partículas en el transcurso del tiempo, la cual indica que las partículas contaminantes están prácticamente inmóviles dentro del material que tiene una conductividad hidráulica mínima (10^{-9} m s^{-1}). Estos resultados son consistentes con las observaciones experimentales de Tabelin *et al.* (2019).

Tabla 4.7. Resumen del recorrido de partículas en las condiciones homogénea y estratificada

Caso de análisis	Condición de la zona de lamas	Condición de k en cuerpo del depósito	Condición de k en bordo iniciador	Gasto inicial [m ³ /s]	Gasto final [m ³ /s]	Tiempo [años]
T.P. 1.1	Homogénea	Mínima	Máxima	5.6X10 ⁻⁹	1.6X10 ⁻¹⁴	50
T.P. 1.2	Homogénea	Máxima	Máxima	4.8X10 ⁻⁷	2.37X10 ⁻⁷	50
T.P. 1.3	Homogénea	Máxima	Mínima	3.7X10 ⁻⁹	3.46X10 ⁻⁹	50
T.P. 2.1	Estratificada	Mínima	Máxima	3.0X10 ⁻⁶	1.26X10 ⁻⁷	50
T.P. 2.2	Estratificada	Máxima	Máxima	3.9X10 ⁻⁶	1.37X10 ⁻⁷	50
T.P. 2.3	Estratificada	Máxima	Mínima	4.1X10 ⁻⁹	3.28X10 ⁻⁹	3

Tabla 4.8. Resumen del recorrido de partículas en las condiciones homogénea y estratificada

Caso de análisis	Condición de la zona de lamas	Condición de k en cuerpo del depósito	Condición de k en bordo iniciador	Velocidad de partícula [m año ⁻¹]	Distancia recorrida [m]	Tiempo [años]
AD. 1.1	Homogénea	Mínima	Máxima	0.0078	0.25	50
AD. 1.2	Homogénea	Máxima	Máxima	0.132	6.30	50
AD. 1.3	Homogénea	Máxima	Mínima	0.630	31.2	50
AD. 2.1	Estratificada	Mínima	Máxima	0.283	14.0	50
AD. 2.2	Estratificada	Máxima	Máxima	0.883	43.6	50
AD. 2.3	Estratificada	Máxima	Mínima	88.30	202.3	3

En las Tablas 4.9 y 4.10 se presenta el resumen de las condiciones analizadas mediante la trayectoria de partículas para un depósito de tipo homogéneo y estratificado, respectivamente.

Tabla 4.9. Tabla de resultados de la trayectoria de partículas contaminantes en un depósito homogéneo

No. De caso	Condición del depósito	k_{JF} [m s ⁻¹]	k_{JG} [m s ⁻¹]	k_{BI} [m s ⁻¹]	Gráfica de los resultados	Comentarios concluyentes
T.P. 1.1	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo. • k mínima en zona de lamas. • k máxima en Bordo iniciador. 	10^{-9}	10^{-6}	10^{-6}		<p>Las partículas contaminantes permanecen en superficie, después de 50 años, debido a que la conductividad hidráulica del depósito es casi impermeable.</p>
T.P. 1.2	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo. • k máxima en la zona de lamas. • k máxima en bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-6}		<p>Las partículas contaminantes permanecen prácticamente inmóviles, debido a que el nivel de agua descende de manera rápida lo que impide que las partículas tengan mayor desplazamiento.</p>
T.P. 1.3	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo. • k máxima en zona de lamas. • k mínima en bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-9}		<p>Las partículas contaminantes logran desplazarse a la vez que descende el nivel de agua. Lo anterior, debido a que el bordo iniciador tiene una k menor que el caso anterior.</p>

Nota: k_{JF} , k_{JG} y k_{BI} es la conductividad hidráulica del Jal Fino, Jal Grueso y Bordo Iniciador, respectivamente.

Tabla 4.10. Tabla de resultados de la trayectoria de partículas contaminantes en un depósito estratificado

No. De caso	Condición del depósito	k_{JF} [m s ⁻¹]	k_{JG} [m s ⁻¹]	k_{BI} [m s ⁻¹]	Gráfica de los resultados	Comentarios concluyentes
T.P. 2.1	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k mínima en zona de lamas. k máxima en Bordo iniciador. 	10^{-9}	10^{-6}	10^{-6}		<p>Las partículas contaminantes permanecen prácticamente en superficie, debido a que existe una capa con menor permeabilidad que impide el movimiento de estas.</p>
T.P. 2.2	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k máxima en la zona de lamas. k máxima en bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-6}		<p>Las partículas contaminantes permanecen en superficie, debido a que el nivel de agua desciende de manera rápida por la alta permeabilidad de los materiales, las partículas que logran descender son las que se encontraban al mismo nivel de agua en la condición inicial.</p>
T.P. 2.3	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k máxima en zona de lamas. k mínima en bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-9}		<p>Las partículas contaminantes logran desplazarse hasta salir del depósito en 3 años, debido a que la k del bordo iniciador permite que el nivel de agua descienda de manera que produzca el arrastre de las partículas.</p>

Nota: k_{JF} , k_{JG} y k_{BI} es la conductividad hidráulica del Jal Fino, Jal Grueso y Bordo Iniciador, respectivamente.

4.4.2. Análisis advección-dispersión-adsorción de la pluma contaminante

El análisis advección-dispersión muestra la distribución de la pluma contaminante dentro del depósito en el transcurso del tiempo. Se considera la variación del nivel de agua debido a la infiltración de agua a través del depósito, la evaporación y la precipitación registrada en la estación meteorológica El Doctor. A continuación, se presenta la evaluación en la que los materiales del depósito tienen una conductividad hidráulica máxima, los jales finos poseen una $k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ y los jales gruesos una $k=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Asimismo, se realizó el análisis para dos condiciones de conductividad hidráulica del bordo iniciador (10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1}) y el filtro (5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1}). En las Figuras 4.10 y 4.11 se muestra el análisis del depósito con la zona de lamas homogénea (Modelo tipo 1), en un lapso de 50 años.

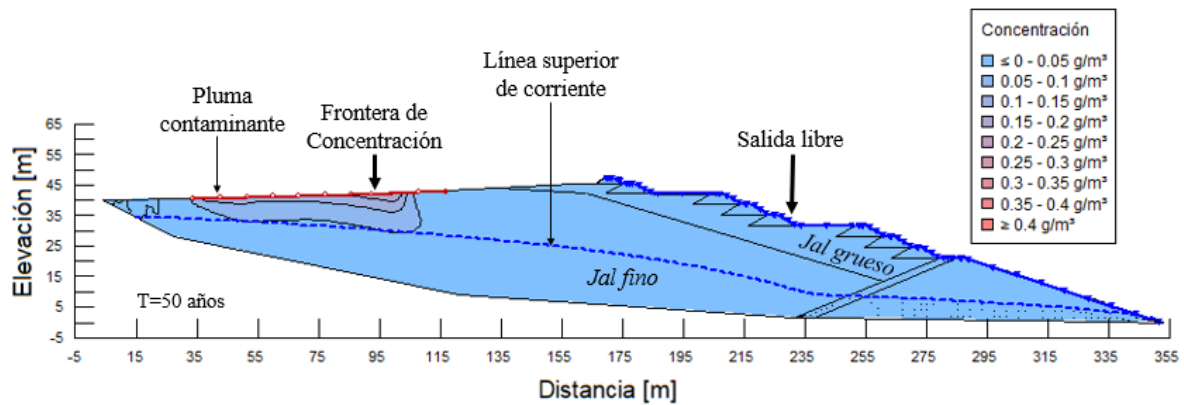


Figura 4.10. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

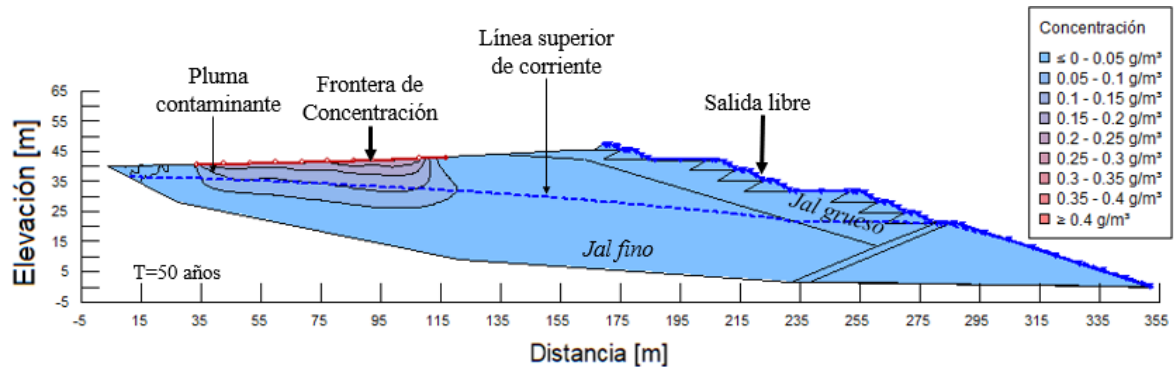


Figura 4.11. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

En las Figuras 4.12 y 4.13 se presenta el análisis del depósito en el que la zona de lamas es un medio estratificado (Modelo tipo 2) en el que se alterna jales finos con jales gruesos, en un lapso de 50 y 9 años, respectivamente.

La conductividad hidráulica, tanto del bordo iniciador como del filtro, determina la salida de la línea superior de corriente (LSC) aguas abajo del depósito de jales. Por lo tanto, cuando el bordo iniciador presenta una $k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$, la LSC pasa a través del bordo iniciador. En la Figura 4.12 se observa que el agua se filtra y el nivel de agua no llega a subir por la poca precipitación en el sitio. Por consiguiente, la pluma contaminante no se desarrolla debido a que el nivel de agua descende con el paso de 50 años y no logra movilizar los contaminantes de la zona de oxidación que se encuentra en la parte superficial del depósito. Sin embargo, cuando el bordo iniciador tiene una $k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, la LSC sale del depósito por encima de dicho bordo, lo que permite que la pluma contaminante se desarrolle hasta la salida del depósito a través del talud en 9 años, un lapso menor que la condición anterior. Asimismo, en la Figura 4.14 se muestra el análisis en el que se tomó en cuenta el coeficiente de adsorción mediante un k_d de $2.26 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$, en esta condición se observa que la adsorción logra atenuar la concentración de la pluma contaminante.

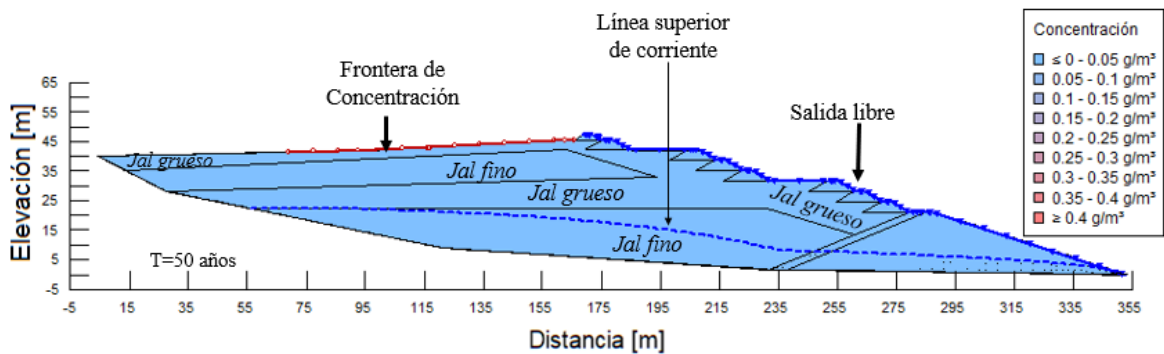


Figura 4.12. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

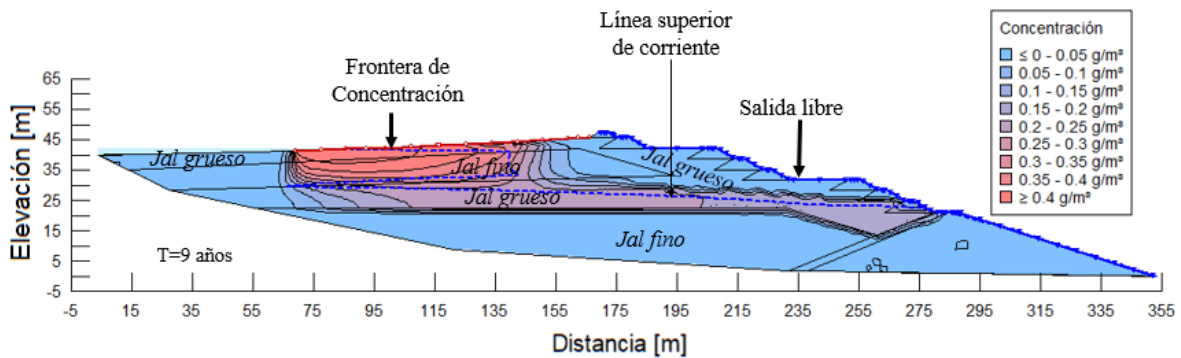


Figura 4.13. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 9 años

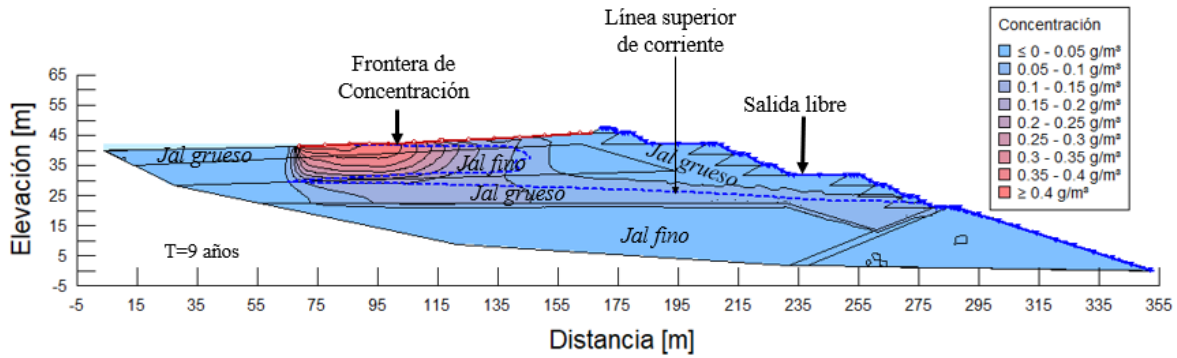


Figura 4.14. Análisis advección-dispersión-adsorción en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{m\acute{a}x}=10^{-4} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 9 años y un coeficiente k_d de $2.26 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$

Posteriormente, se realizó el análisis del depósito en el que se consideró para jales finos una $k=10^{-8}$ y para jales gruesos una $k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$. El análisis se ejecutó considerando los valores de conductividad hidráulica de 10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1} para el bordo iniciador, así como, 5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1} para el filtro. En las Figuras 4.15 y 4.16 se muestra la posición de la pluma contaminante dentro del depósito con zona de lamas homogénea (Modelo tipo 1), en un tiempo de 50 años. En ambas figuras se observa que el desplazamiento de la pluma contaminante se mueve a la par del descenso del nivel de agua. La concentración disminuye debajo del nivel de agua, debido a que no ascendió para lavar los contaminantes en la superficie.

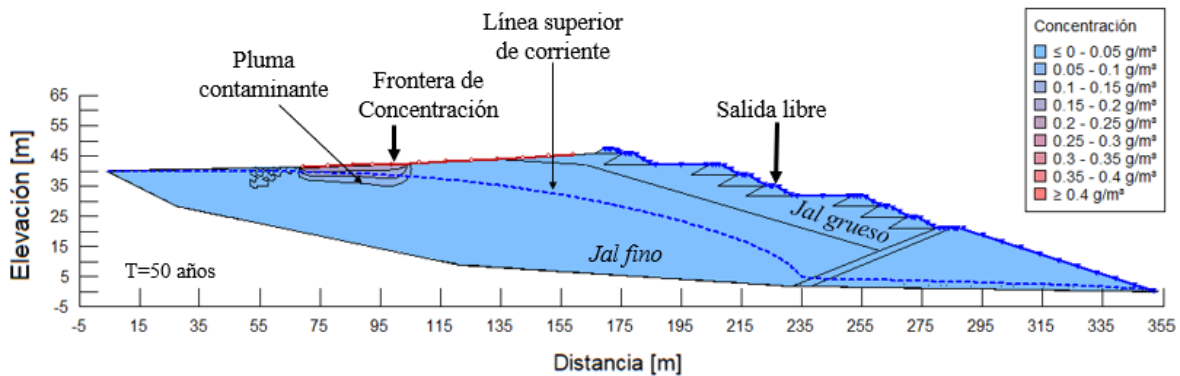


Figura 4.15. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{med}=10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{med}=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

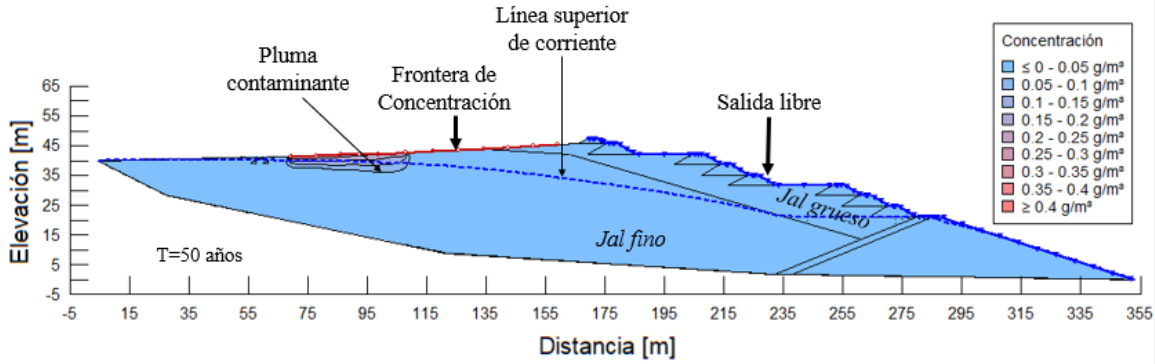


Figura 4.16. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{med}=10^{-8}$ m s⁻¹) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{med}=10^{-5}$ m s⁻¹) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=10^{-7}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años

Del mismo modo, se analizó el comportamiento de la pluma contaminante dentro del depósito con zona de lamas estratificada (Modelo tipo 2) y con una conductividad hidráulica para jales finos de $k=10^{-8}$ y para jales gruesos de $k=10^{-5}$ m s⁻¹. En este caso también se evalúan los valores ya mencionados de conductividad hidráulica en el bordo iniciador y en el filtro. En las Figuras de la 4.17 a la 4.18 se muestran los resultados del desplazamiento de la pluma contaminante en un tiempo de 50 años. Se observa en la Figura 4.17 que el nivel de agua descende más rápido que no se alcanza a formar la pluma contaminada. Asimismo, se advierte que, las capas de jales finos limitan el desplazamiento de la pluma contaminante (Figura 4.18).

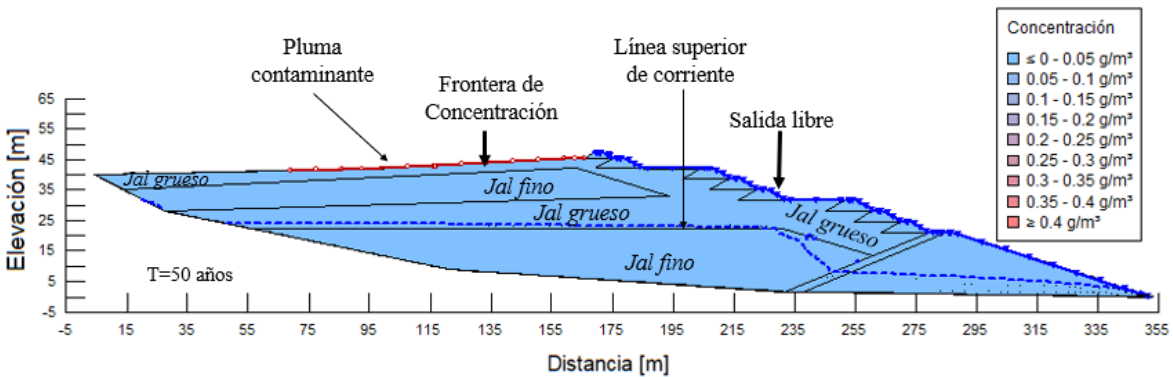


Figura 4.17. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{med}=10^{-8}$ m s⁻¹) con jales gruesos ($k_{med}=10^{-5}$ m s⁻¹) en la zona de lamas, un bordo iniciador ($k=10^{-6}$ m s⁻¹) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6}$ m s⁻¹), en un tiempo de 50 años

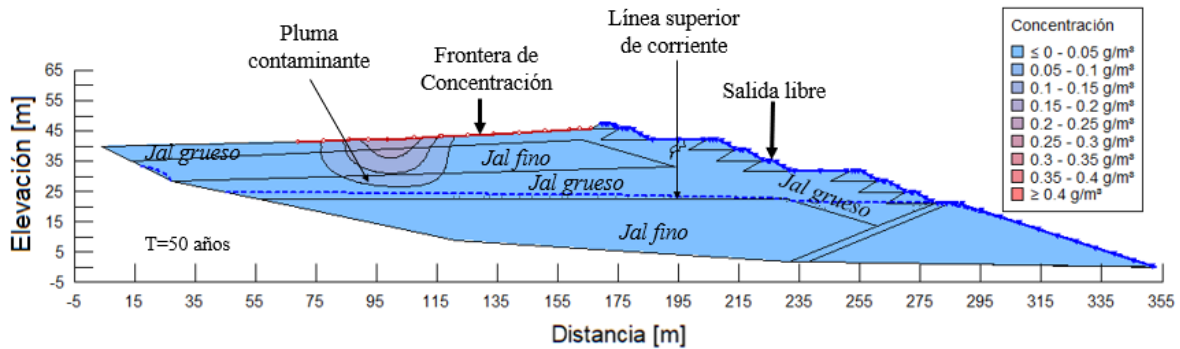


Figura 4.18. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado conformado por jales finos ($k_{med}=10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{med}=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

Finalmente, en las Figuras 4.19 y 4.20 se presenta el análisis de la pluma contaminante por advección-dispersión en la condición homogénea (Modelo tipo 1) y, en las Figuras 4.21 y 4.22 en la condición estratificada (Modelo tipo 2), ambos análisis con una conductividad hidráulica mínima y considerando dos valores de conductividad hidráulica del bordo iniciador (10^{-6} y 10^{-9} m s^{-1}) y del filtro (5×10^{-6} y 10^{-7} m s^{-1}). A partir de los resultados, se observa que no se forma una pluma contaminante importante en el transcurso de 50 años, por lo que la zona contaminada permanece en superficie en dicho lapso, debido a la impermeabilidad de los materiales.

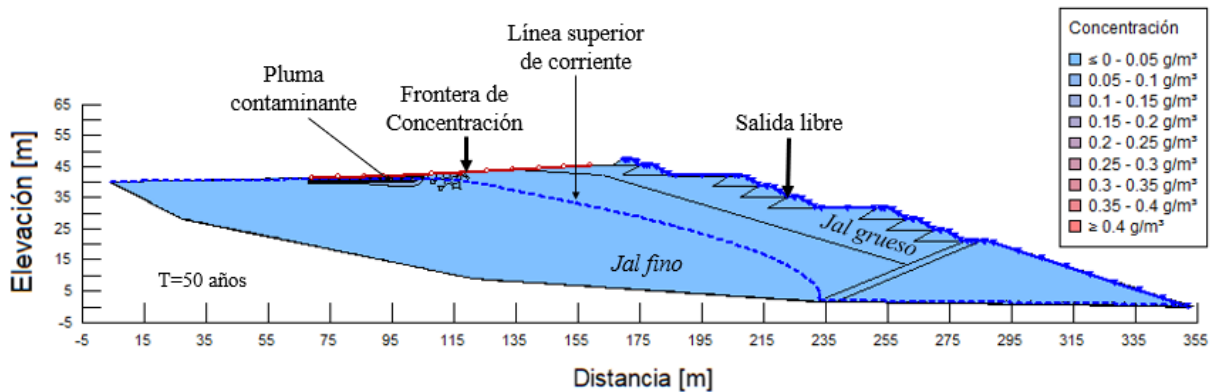


Figura 4.19. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{min}=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

En las Tablas 4.11 y 4.12 se presenta el resumen de las condiciones analizadas mediante advección dispersión para un depósito de tipo homogéneo y estratificado, respectivamente.

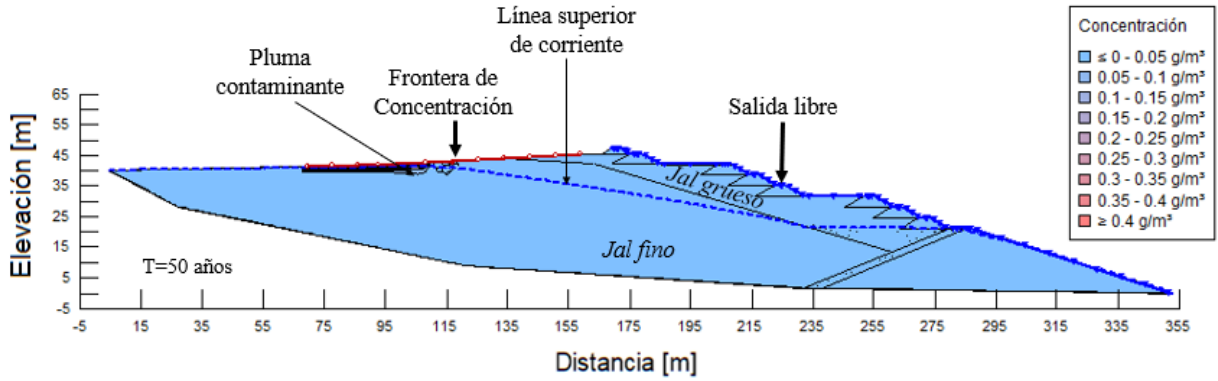


Figura 4.20. Análisis advección-dispersión en un medio homogéneo conformado por jales finos ($k_{min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos ($k_{min}=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

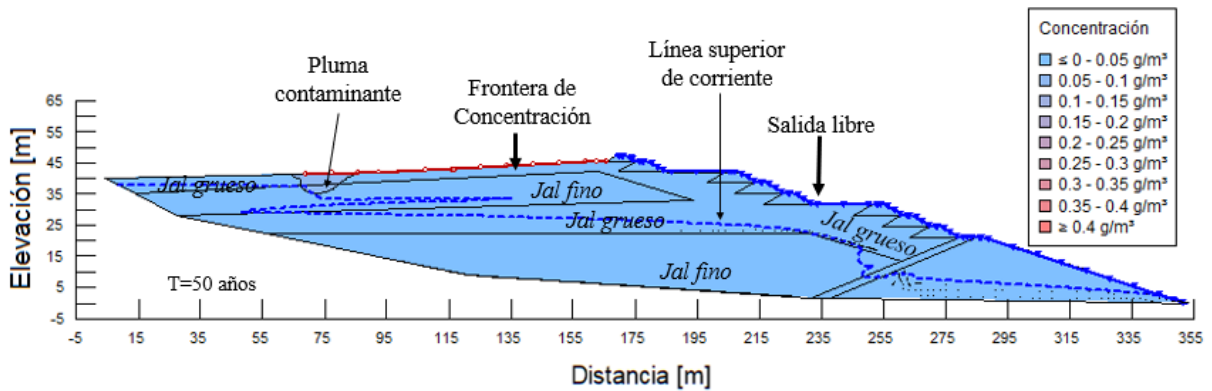


Figura 4.21. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{min}=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

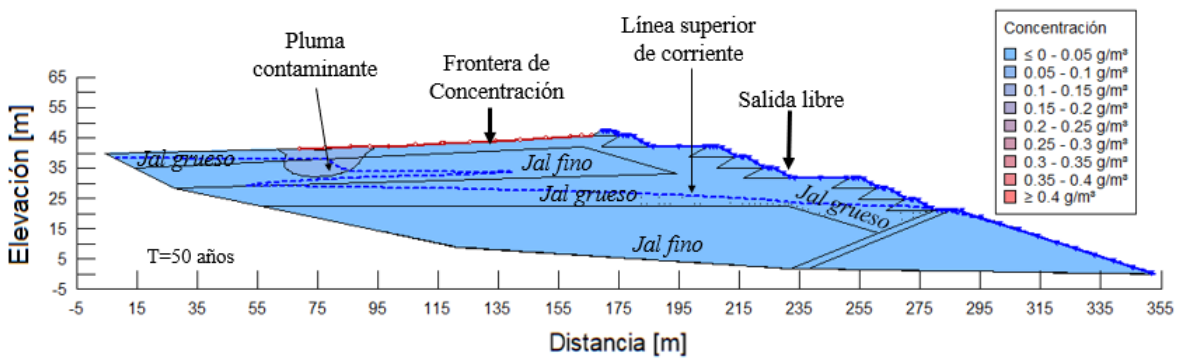
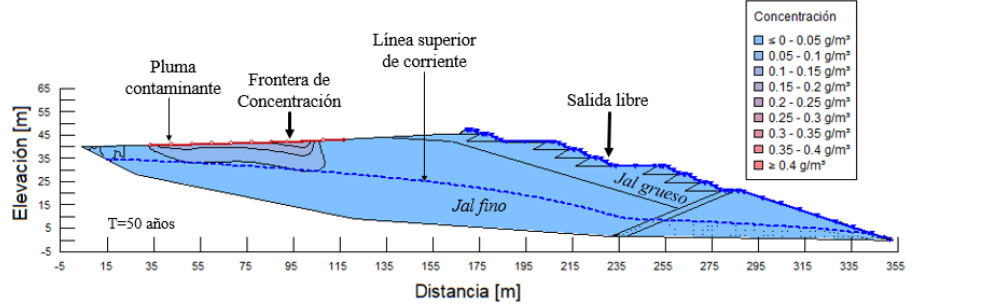
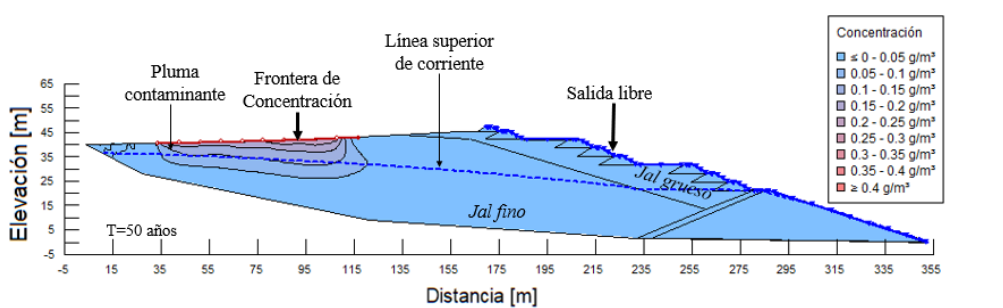
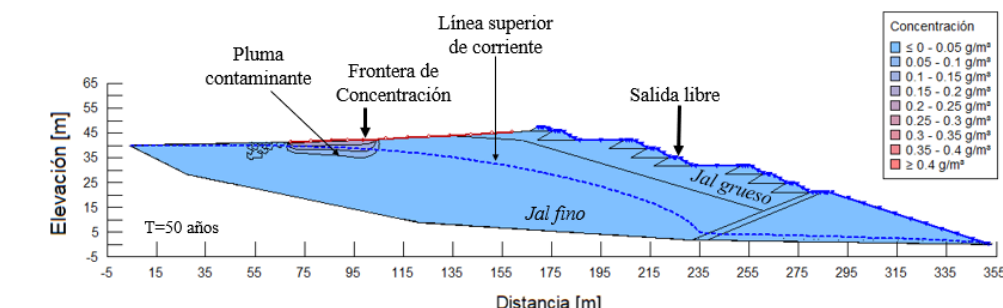
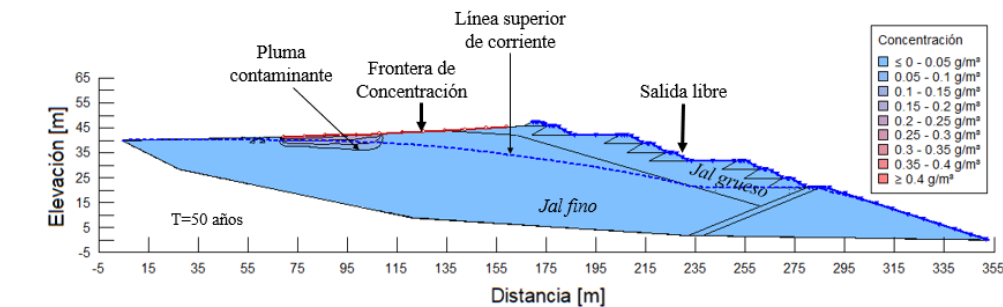


Figura 4.22. Análisis advección-dispersión en un medio estratificado intercalado por jales finos ($k_{min}=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) con jales gruesos ($k_{min}=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) en la zona de lamas y jales gruesos en la playa, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 10 años.

Tabla 4.11. Tabla de resultados del análisis advección-dispersión de la pluma contaminantes en un depósito homogéneo

No. De caso	Condición del depósito	k_{JF} [m s ⁻¹]	k_{JG} [m s ⁻¹]	k_{BI} [m s ⁻¹]	Gráfica de los resultados	Comentarios concluyentes
AD. 1.1	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo. • k máxima en zona de lamas. • k máxima en Bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-6}		<p>La pluma contaminante se forma en la zona aguas arriba del depósito en 50 años debido al rápido descenso del nivel de agua por la alta conductividad hidráulica de los materiales de jal.</p>
AD. 1.2	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo. • k máxima en la zona de lamas. • k mínima en bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-9}		<p>La pluma contaminante se forma en la zona aguas arriba del depósito. Sin embargo no logra salir del mismo en 50 años.</p>
AD. 1.3	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo • k media en zona de lamas • k máxima en bordo iniciador 	10^{-8}	10^{-5}	10^{-6}		<p>La pluma contaminante permanece en superficie transcurridos 50 años, debido a la baja conductividad hidráulica de los materiales de jal.</p>
AD. 1.4	<ul style="list-style-type: none"> • Homogéneo. • k media en zona de lamas. • k mínima en bordo iniciador. 	10^{-8}	10^{-5}	10^{-9}		<p>La pluma contaminante permanece en superficie, después de 50 años, debido a la conductividad hidráulica de los materiales de jal</p>

Nota: k_{JF} , k_{JG} y k_{BI} es la conductividad hidráulica del Jal Fino, Jal Grueso y Bordo Iniciador, respectivamente.

Tabla 4.12. Tabla de resultados del análisis advección-dispersión de la pluma contaminantes en un depósito estratificado

No. De caso	Condición del depósito	k_{JF} [m s ⁻¹]	k_{JG} [m s ⁻¹]	k_{BI} [m s ⁻¹]	Gráfica de los resultados	Comentarios concluyentes
AD. 2.1	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k máxima en zona de lamas. k máxima en Bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-6}		<p>La pluma contaminante no se logra formar debido a que la alta conductividad hidráulica de los materiales permite una mayor velocidad de infiltración del agua y a su vez un rápido descenso del nivel de agua en 50 años.</p>
AD. 2.2	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k máxima en la zona de lamas. k mínima en bordo iniciador. 	10^{-7}	10^{-4}	10^{-9}		<p>La pluma contaminante se forma hasta salir del depósito en 9 años. Lo anterior, debido a que el bordo iniciador cuenta con una conductividad hidráulica baja, lo que a su vez permite el nivel de agua descienda de manera lenta.</p>
AD. 2.3	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k media en zona de lamas. k máxima en bordo iniciador. 	10^{-8}	10^{-5}	10^{-6}		<p>La pluma contaminante no se logra formar en 50 años, debido a que la alta conductividad hidráulica de los materiales provoca una mayor velocidad de infiltración del agua y a su vez rápido descenso del nivel de agua.</p>
AD. 2.4	<ul style="list-style-type: none"> Estratificado. k media en zona de lamas. k mínima en bordo iniciador. 	10^{-8}	10^{-5}	10^{-9}		<p>La pluma contaminante se forma en la zona aguas arriba del depósito en 50 años, sin embargo, el nivel de agua desciende más rápido por la alta conductividad hidráulica de los jales e impide que continúe el crecimiento de la pluma contaminante.</p>

Nota: k_{JF} , k_{JG} y k_{BI} es la conductividad hidráulica del Jal Fino, Jal Grueso y Bordo Iniciador, respectivamente.

4.4.3. Análisis de anisotropía

Se evaluó la condición del flujo de agua y el desplazamiento de partículas debido a la variación horizontal y vertical de la conductividad hidráulica, situación que se presenta por el método en el que se depositan los jales. Se ha demostrado que las partículas se distribuyen de mayor a menor tamaño, las partículas más gruesas se concentran cerca de los puntos de depósito de los jales. Blight (1994) desarrolló una expresión (Ecuación 4.1) para estimar la variación horizontal de la conductividad hidráulica en función de la distancia de depósito, misma que se describe a continuación:

$$k = k_i e^{-0.07x} \quad (4.1)$$

donde k_i es la conductividad hidráulica de los materiales cercanos al punto de depósito y x es la distancia del punto de depósito al sitio en el que se requiere estimar la conductividad hidráulica (k). Para este análisis se consideró que el material de jal obtenido cerca del punto de depósito presenta una curva granulométrica con un $D_{15} = 0.05$ mm, con el cual se estimó la k_i a partir de la fórmula de Hazen. Los valores de la conductividad hidráulica utilizados para este análisis se presentan en la Tabla 4.13, y en la Figura 4.23 se muestra la distribución de dicho valor en la sección del depósito de jales.

Tabla 4.13. Variación horizontal de la conductividad hidráulica

Distancia [m]	x_0	x_1	x_2	x_3
Conductividad hidráulica [m/s]	k_i	k_1	k_2	k_3
	8.7×10^{-6}	1.6×10^{-6}	1.3×10^{-7}	1.6×10^{-8}

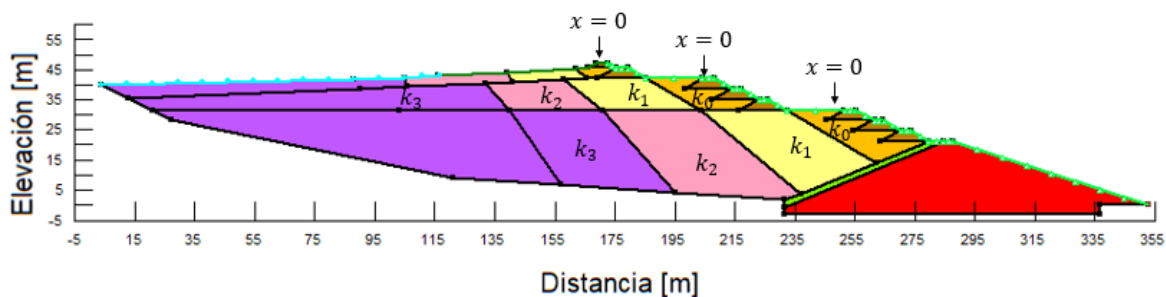


Figura 4.23. Zonificación de la variación horizontal del coeficiente de conductividad hidráulica en el depósito de estudio

Por otra parte, se analizaron las condiciones en las que existe una variación de la conductividad hidráulica del bordo iniciador y del filtro. En las Figuras 4.24 a 4.26 el bordo

iniciador tiene una $k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, y el filtro tiene una $k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. En las Figuras 4.27 a 4.29 el bordo iniciador tiene una $k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, y el filtro tiene una $k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$.

A continuación, se presenta el comportamiento de la carga hidráulica (Figuras 4.25 y 4.28), el gradiente hidráulico (Figuras 4.26 y 4.29) y la trayectoria de partículas (Figuras 4.27 y 4.30).

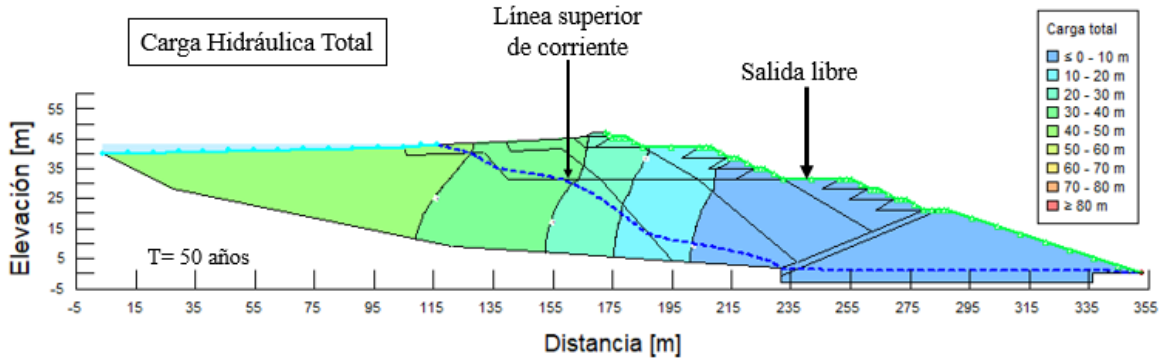


Figura 4.24. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$)

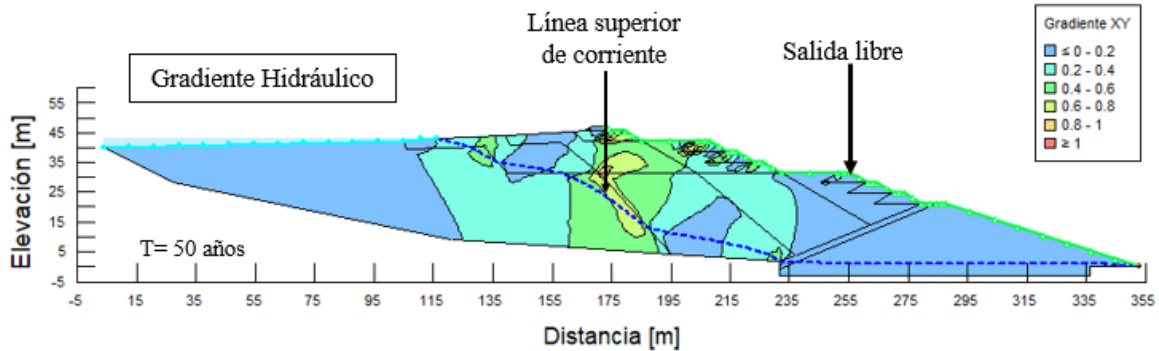


Figura 4.25. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$)

Al comparar las Figuras 4.25 y 4.28 se puede notar que cuando el bordo iniciador presenta una $k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, los gradientes hidráulicos son más altos que en la condición en la que $k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$. Dicho comportamiento indica que un bordo iniciador con baja conductividad hidráulica representa una condición más inestable. Además, se observa en las Figuras 4.26 y 4.27 que el desplazamiento de las partículas contaminantes es prácticamente el mismo para ambas condiciones.

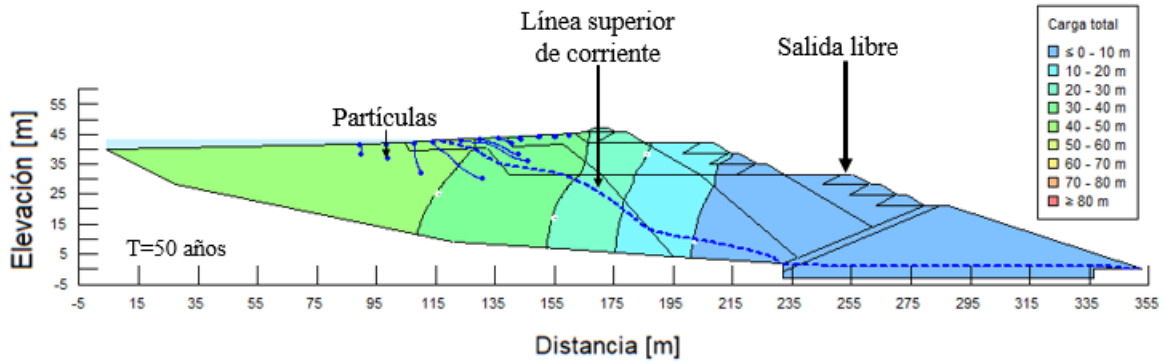


Figura 4.26. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

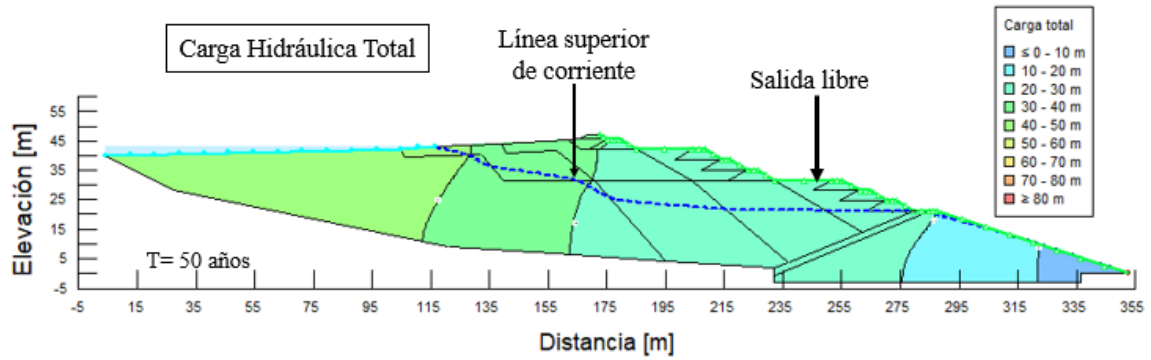


Figura 4.27. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$)

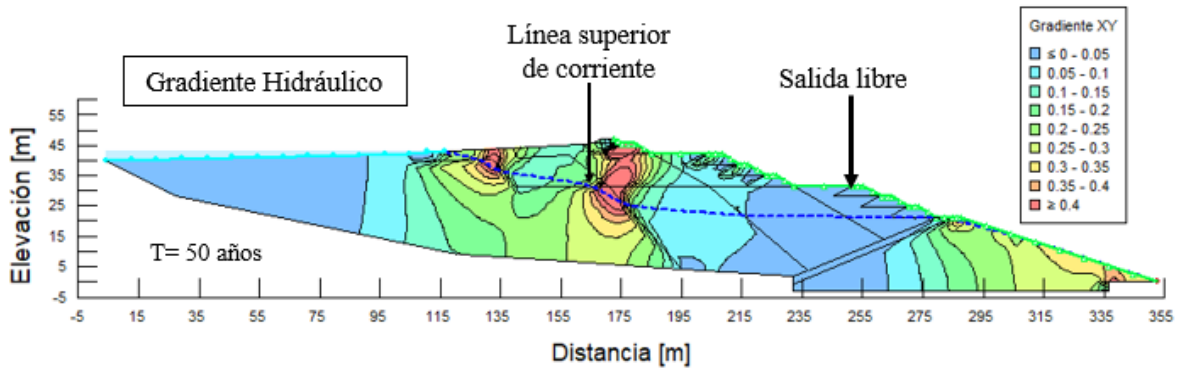


Figura 4.28. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$)

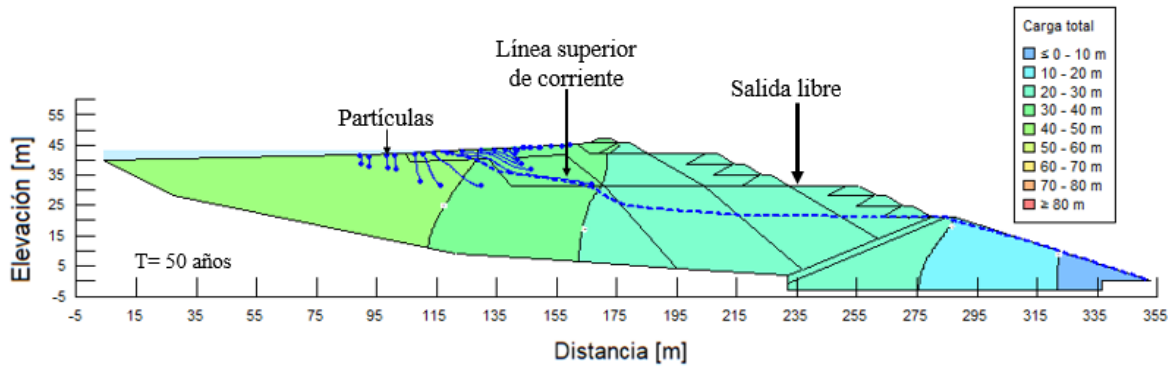


Figura 4.29. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

Finalmente, se analizó la condición a largo plazo en la que se presenta la consolidación de los jales, lo que provoca que la conductividad hidráulica disminuya a profundidad y exista una variación vertical de la misma. Para evaluar esta condición, se aplicó un factor de reducción al valor de la conductividad hidráulica calculada en el análisis anterior en función de la profundidad. El factor se asignó de acuerdo con el nivel de esfuerzos totales, con base en los resultados en ensayos de consolidación de Shamsai *et al.* (2007). En este estudio se demostró que, con esfuerzos totales de 170 kPa, 360 kPa y 600 kPa, la conductividad hidráulica de los materiales de jales disminuye aproximadamente por un factor de 0.1, 0.05 y 0.01, respectivamente. Así, se dividió el depósito en zona S, A, B y C. Luego, se calculó el esfuerzo total en el punto medio de cada una de las zonas. En la Tabla 4.14 se presentan el factor aplicado para cada zona del depósito.

Tabla 4.14. Parámetros de la zonificación del depósito de estudio

Zona	Profundidad	Esfuerzos totales	Factor de reducción
[-]	[m]	[kPa]	[-]
S	0	0	-
A	7	170	0.1
B	15	360	0.05
C	25	600	0.01

Nota: se supuso un peso volumétrico de 24 kN m^{-3} .

En la Figura 4.30 se muestra la zonificación de la variación vertical de la conductividad hidráulica en el depósito y en la Tabla 4.15 se presentan los valores de la conductividad hidráulica utilizados para este análisis.

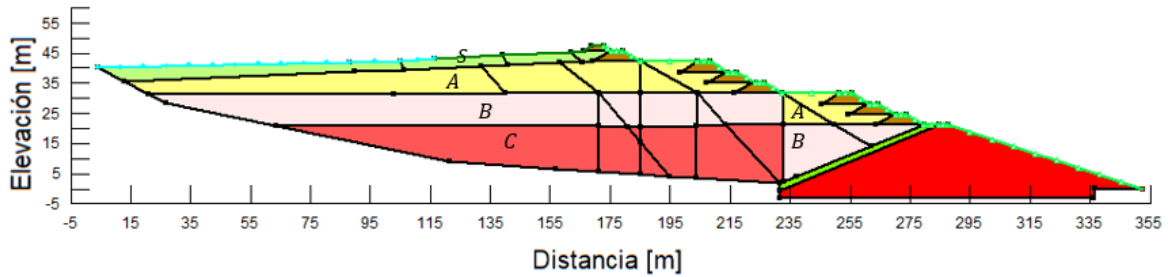


Figura 4.30. Zonificación de la variación vertical coeficiente de conductividad hidráulica en el depósito de estudio

Tabla 4.15. Variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica

Zona	k_i	k_1	k_2	k_3
[-]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[m/s]
S	8.7×10^{-6}	1.6×10^{-6}	1.3×10^{-7}	1.6×10^{-8}
A	8.7×10^{-7}	1.6×10^{-7}	1.3×10^{-8}	1.6×10^{-9}
B	4.3×10^{-7}	8.1×10^{-8}	6.5×10^{-9}	8×10^{-10}
C	-	1.6×10^{-9}	1.3×10^{-9}	1.6×10^{-10}

En las Figuras de la 4.31 a la 4.33 el bordo iniciador tiene una $k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, y el filtro tiene una $k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. En las Figuras 4.34 a 4.36 el bordo iniciador tiene una $k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, y el filtro tiene una $k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$.

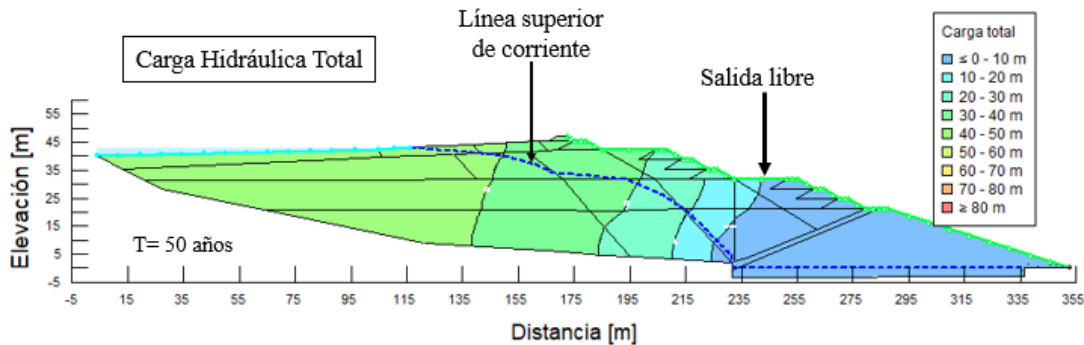


Figura 4.31. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$)

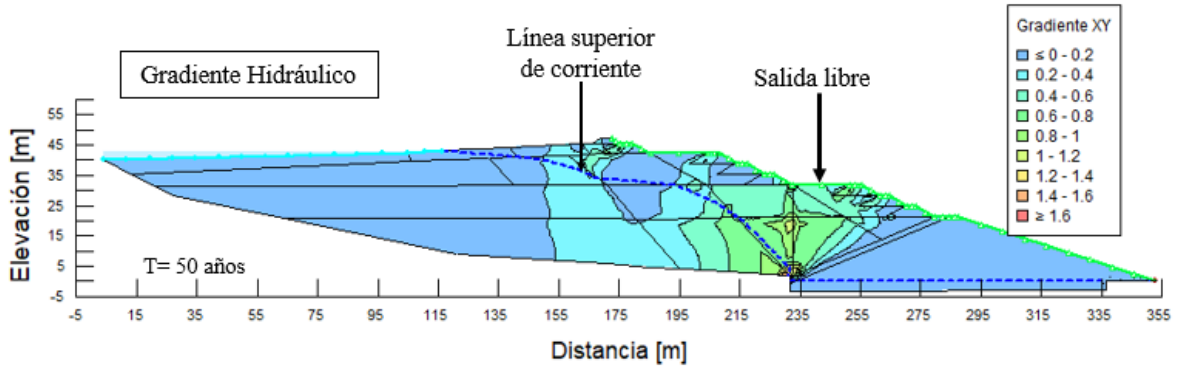


Figura 4.32. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$)

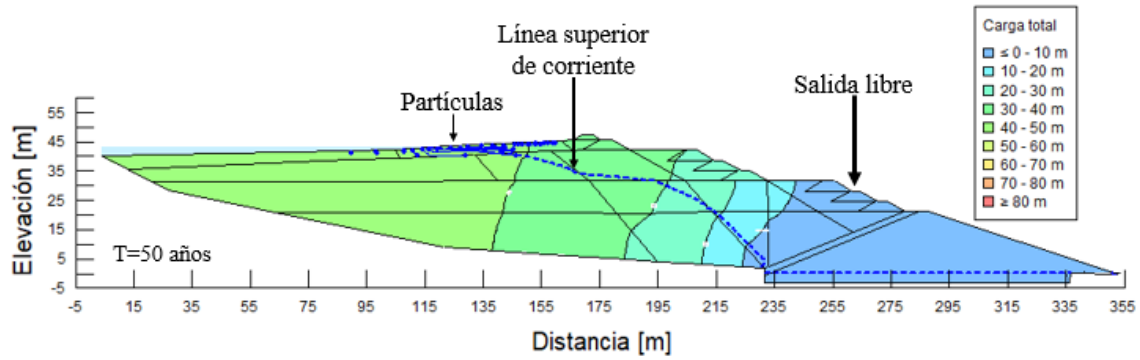


Figura 4.33. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 10 años

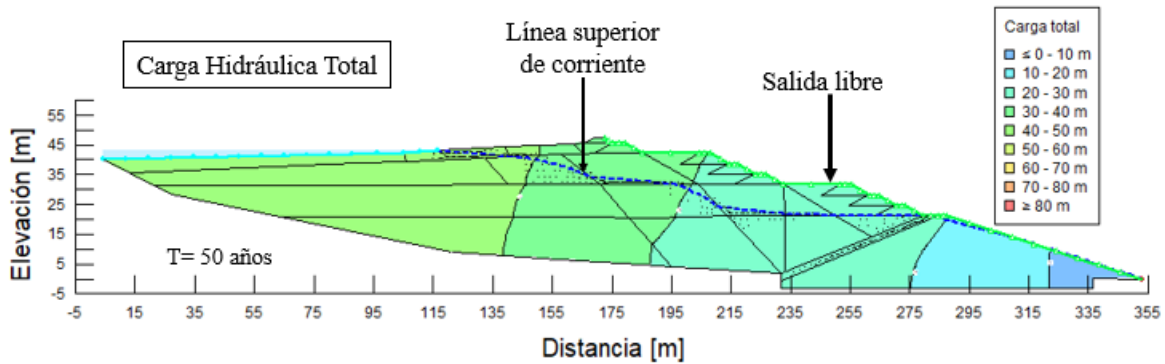


Figura 4.34. Carga hidráulica total en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$)

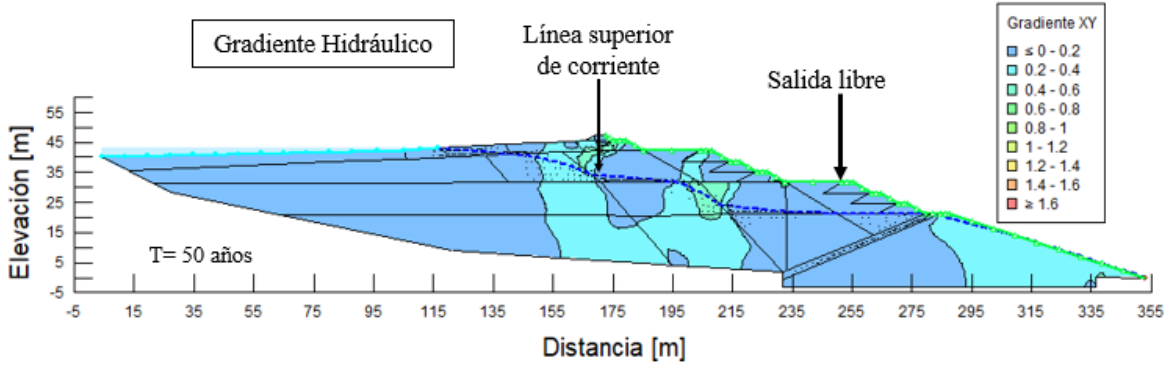


Figura 4.35. Gradiente hidráulico en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$)

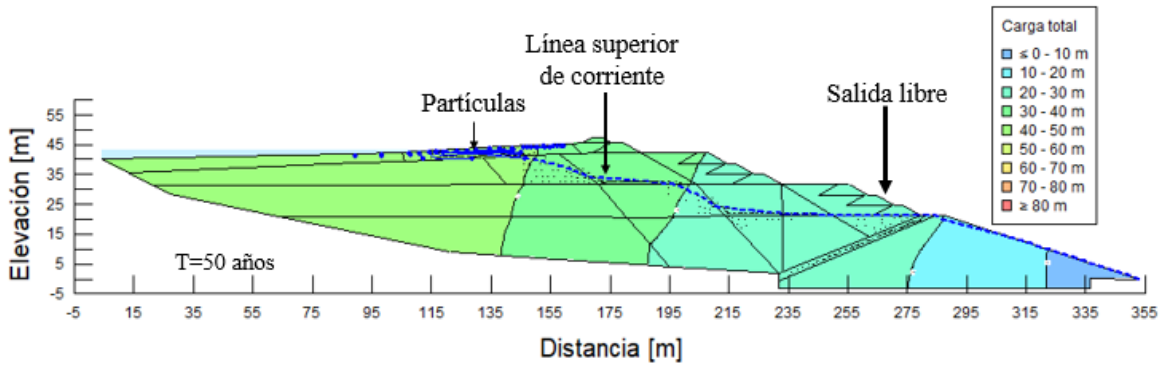


Figura 4.36. Trayectoria de partículas en el depósito de jales con una variación vertical y horizontal de la conductividad hidráulica, un bordo iniciador ($k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) y un filtro ($k=10^{-7} \text{ m s}^{-1}$), en un tiempo de 50 años

En las Figuras 4.31 y 4.34 la trayectoria de la LSC se desplaza a través de los materiales de playa. Lo anterior se debe a que los materiales del cuerpo de la presa presentan una conductividad hidráulica más baja que en la condición inicial a corto plazo. Asimismo, se observa que para esta condición las partículas contaminantes se mantienen en la zona superficial, aguas arriba del depósito de jales.

5. CONCLUSIONES

El objetivo de esta tesis fue estudiar el comportamiento del transporte de contaminantes en depósitos de residuos mineros. El análisis se definió a partir del estudio paramétrico de la conductividad hidráulica de los materiales que componen una presa de residuos mineros (de tipo aguas arriba). Para ello, en la primera parte del trabajo se describieron las características de los depósitos de residuos mineros de acuerdo con la clasificación por método constructivo y por el tipo de residuo depositado. Se mencionaron las etapas de producción del drenaje ácido de mina y los procesos geoquímicos que determinan la movilidad de los metales pesados. Asimismo, se presentaron algunos análisis sobre la zonificación de la contaminación por metales pesados en los depósitos de jales. Después, se describieron las pruebas para la determinación de la peligrosidad de los jales de acuerdo con la norma mexicana, la NOM-141-SEMARNAT-2003. Se presentó la revisión bibliográfica sobre los rangos de conductividad hidráulica definidos por diferentes autores, quienes obtuvieron resultados a partir de pruebas de permeabilidad a muestras de jales.

En la tercera parte de este documento, se presentó la formulación matemática del flujo de agua, tanto en medios saturados como en parcialmente saturados. Asimismo, se describió la ecuación del transporte de contaminantes, la cual incluye los procesos advección, dispersión y adsorción. Además, se mencionaron métodos para evaluar el impacto de las filtraciones y se precisó el modelo hidrogeológico conceptual de un depósito de residuos mineros.

Finalmente, se analizó el comportamiento del transporte de contaminantes en un depósito de jales de tipo aguas abajo. Se estudiaron dos condiciones de la zona de lamas del depósito minero: un medio homogéneo compuesto por jal fino y un medio estratificado en el que se alterna jal fino con jal grueso. En la modelación matemática se consideraron las condiciones físicas que definen el transporte de los metales pesados a través de los jales, producto del drenaje ácido de minas. La conductividad hidráulica se evaluó con los valores máximos y mínimos de los materiales de jal. En el análisis se consideraron dos eventos de contaminación, el primer evento se simuló el transporte de partículas contaminantes lixiviadas. En el segundo evento, se evaluó la evolución de la pluma contaminante debido a las fluctuaciones del nivel del agua, ambos eventos se simulan cuando el nivel de agua supera

la superficie del depósito, después del cierre de operaciones del mismo. A continuación, se presentan las conclusiones derivadas de los análisis mencionados anteriormente.

Análisis de trayectoria de partículas contaminantes

- Se determinó que la conductividad hidráulica influye significativamente en el transporte de contaminantes. La condición en la que las partículas contaminantes salen del depósito de jales de forma más rápida es en la que se intercalan jales finos con jales gruesos y presentan la condición de conductividad hidráulica máxima y el bordo iniciador tiene una k mínima propuesta.
- En un depósito conformado por una zona de lamas homogénea con jales finos con una $k_{min}=10^{-9}$ m s⁻¹ y una playa conformada por jales gruesos con un $k_{min}=10^{-6}$ m s⁻¹, el desplazamiento de las partículas como sulfato y hierro es prácticamente nulo en 50 años. Lo que corrobora que los materiales finos funcionan como barreras que limitan la movilidad de los contaminantes. Asimismo, en una zona de lamas que se compone de un medio estratificado, la capa con una conductividad hidráulica $k_{min}=10^{-9}$ m s⁻¹ impide el desplazamiento de las partículas contaminantes. No obstante, la salida de los contaminantes puede repercutir siglos después.
- Cuando en la zona de lamas se intercalan jales finos con jales gruesos, con una conductividad hidráulica $k_{máx}=10^{-7}$ m s⁻¹ y $k_{máx}=10^{-4}$ m s⁻¹, respectivamente, y con un bordo iniciador de $k_{min}=10^{-9}$ m s⁻¹, las partículas contaminantes recorren el depósito hasta llegar aguas abajo en pocos años (esto depende del tamaño de los estratos de jales gruesos en el depósito). Así, la conductividad hidráulica determina el transporte de contaminantes dentro de los materiales de suelo.
- El análisis del transporte de partículas contaminantes a través del depósito de residuos mineros indica las rutas de flujo de las partículas y el tiempo en el que se esperan la salida del afluente más contaminado.

Análisis de advección-dispersión de la pluma contaminante

- El comportamiento de la pluma contaminante depende de la conductividad hidráulica, de la cantidad de precipitación y la evaporación en el sitio de estudio. Dicho comportamiento se debe a que se requiere la fluctuación del nivel de agua para que se genere la oxidación de los minerales en el descenso del nivel y los contaminantes se laven por el ascenso del nivel.
- En el caso en el que los materiales se evaluaron con una conductividad hidráulica máxima de $k=10^{-7}$ m s⁻¹ y $k=10^{-4}$ m s⁻¹, para jales finos y gruesos respectivamente, y en una condición estratificada, se logró la formación de la pluma contaminante al contar con un bordo iniciador de $k_{min}=10^{-9}$ m s⁻¹, aún con una precipitación escasa.
- La intercalación de materiales con una conductividad hidráulica alta favorece el transporte de contaminantes.

Análisis de anisotropía

- La conductividad hidráulica del bordo iniciador determina la trayectoria y la salida de la línea superior de corriente, así como, el valor del gradiente hidráulico, dentro del depósito de jales. Siendo la condición más desfavorable, cuando el bordo iniciador tiene una $k=10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, pues permite el desarrollo de la pluma contaminante dentro del depósito.
- En la condición en la que se evaluó la conductividad hidráulica de los materiales del depósito a largo plazo, la línea superior de corriente se desplaza a través de los materiales de playa (Jales gruesos).

Comentarios generales

- La evaluación estricta del transporte de contaminantes a través de un depósito de residuos mineros requiere de pozos de observación en la zona aguas arriba para definir la concentración de la contaminación en función del tiempo. El objetivo consiste en estimar la trayectoria de la pluma contaminante e implementar barreras para evitar que se desplace hacia cuerpos de agua naturales. Cabe señalar que, el drenaje ácido se genera cada vez que ocurre la oxidación de los materiales que contienen sulfuros y que esta va a cesar cuando se agoten dichos minerales. Esta información difícilmente se conoce, ya que dicho proceso puede durar siglos.
- El modelado numérico del transporte de contaminantes a través de un depósito de residuos mineros es una herramienta útil para evaluar el comportamiento de la migración de los metales pesados con base en las propiedades de los materiales que conforman el depósito y la variación del nivel de agua dentro del mismo.
- Los depósitos de residuos mineros que son generadores de drenaje ácido son huellas que repercuten durante varios siglos. Por lo tanto, resulta mejor diseñar y construir instalaciones que limiten las filtraciones que localizar depósitos en zonas hidrogeológicamente favorables.

REFERENCIAS

- Álvarez, M. J. (2017). *Sostenibilidad de tratamientos de residuos mineros asociada al riesgo. Tesis para obtener grado de maestro*. España: Universidad de Oviedo.
- Ávila, D. A. (2017). *Fitoextracción de suelos contaminados por elementos potencialmente tóxicos en la región de Atlixco, Puebla*. Tesis para obtener el grado de maestro. México: BUAP.
- Blight, G. E. (1994). *The master profile for hydraulic fill tailings beaches*. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Geotechnical Engineering*, pp. 27-40. <https://doi.org/10.1680/igeng.1994.25718>
- Bochove, D. Lombrana, L, M. Stringer, D. (2019). *Brazil's Deadly Dam Collapse Could Force the Mining Industry to Change*. Recuperado el 7 de octubre de 2019 de <https://www.bloomberg.com/news/articles/2019-02-20/brazil-s-deadly-dam-collapse-couldforce-the-mining-industry-to-change>.
- Brawner, C.O. y Campbell, D.B., (1973). *The tailings structure and its characteristics a soilsengineer's viewpoint*. In *Proceeding of Tailings Disposal Today*. Tucson: Aplin and G.O. Argall, Jr.
- Burkholder, H. C. (1976). *Methods and data for predicting nuclide migration in geologic media*. *Intern. Symp. Management of Wastes from the L WR Fuel Cycle*, Denver, Colorado.
- Camprubí, A. y Albinson, T. (2006). *Depósitos empitermales en México: actualización de su conocimiento y reclasificación empírica*. *Boletín de la sociedad Geológica Mexicana. Volumen Conmemorativo del Centenario. Revisión de algunas tipologías de depósitos minerales de México*. Tomo LVIII, Núm. 1, Pp. 27-81.
- Candelaria, J., Promotor, A., Medina, S., Ramírez, L.y Herández, S. (2022). *Aspectos relevantes para el análisis de estabilidad de un depósito de jales mediante el método de equilibrio límite*. XXXI Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica (SMIG).

- Carbajal, E., dos Santos, M., Rodriguez-Pacheco, R. L. y Brasil, A. (2022). *Contaminant transport model in transient and unsaturated conditions applied to laboratory column test with tailings*. Soil and Rocks, 45(2). <https://doi.org/10.28927/SR.2022.076021>.
- Cavalcante, A.L.B., & Zornberg, J.G. (2017). *Efficient approach to solving transient unsaturated flow problems. I: analytical solutions*. International Journal of Geomechanics, 17(7). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.0000875](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.0000875)
- Černík, M., Federer, P., Borkovec, M. Sticher, H. (1994). *Modeling of heavy metal transport in a contaminated soil*. Journal of Environmental Quality. 23(6). <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300060017x>
- Cervantes, I. A. (2015). *Influencia de jales mineros sobre el río Maconí, Querétaro, y evaluación del proceso de atenuación natural por dispersión*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- CONAGUA (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Moctezuma (2210) estado de Querétaro*.
- Dong, K.; Mi, Z.; Yang, D. (2022). *Comprehensive Diagnosis Method of the Health of Tailings Dams Based on Dynamic Weight and Quantitative Index*. Sustainability 14(5). <https://doi.org/10.3390/su14053068>.
- Stefanek, P, Engels, J, Wrzosek, K, Sobiesak, P y Zalewski, M. (2017) *Surface tailings disposal at the Želazny Most TSF, today and into the future*. Proceedings of the 20th International Seminar on Paste and Thickened Tailings. University of Science and Technology Beijing, pp. 213-225. https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1752_24_Stejanek.
- Escobedo, B. (2011). *Análisis de estabilidad de la presa de Jales No.5, unidad minera La Negra, Querétaro*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Esparza, J.J. (2011). *Simulación de flujo y trazado de partículas generadas por un depósito de jales mineros, para el análisis de riesgos en la zona de alta vulnerabilidad del*

- acuífero Silao-Romita, en el municipio de Guanajuato*. Tesis de maestría. México: CIATEC.
- Berrones-Flores, R. (2000). *Flujo de agua a través del suelo*. Asociación Mexicana de Hidráulica.
- Freeze, R. A. y Cherry J. A. (1979). *Groundwater*. Prince-Hall. In., Englewood Cliffs, N. J.
- FIFOMI (2015). *Inventario físico de los Recursos Minerales del Municipio Cadereyta de Montes, Querétaro, México*.
- Gandy, C. & Evans, K. (2002). *Laboratory and numerical modelling studies of iron release from a spoil heap in County Durham*. Geological Society of London, 198. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2002.198.01.13>
- GEOSLOPE International. (2021). Heat and Mass Transfer Modelig with GeoStudio.
- Ghahramani, N., Chen, H. J., Clohan, D., Liu, S., Llano-Serna, M., Rana, N. M., McDougall, S., Evans, S. G. y Take, W. A. (2021). *A benchmarking study of four numerical runout models for the simulation of tailings flows*. Science of the Total Environment, 827. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154245>.
- Gutiérrez, M. E. y Moreno, M. (1997). *Los residuos de la minería mexicana*.
- Gutiérrez-Ruiz, M. y Fernández-Lomelín, P. (2003). *Evaluación del contenido total y soluble de As en suelos impactados con jales mineros y su relación con la actividad enzimática (deshidrogenasas)*.
- González-Sandoval, M. D. (2006). *Generación de lixivaiados ácidos de jales ricos en pirita*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hawley, M. y Cunning, J. (2017). *Guidelines for mine waste dump and stockpile design*. Boca Raton, Florida; London; New York: CSIRO Publishing: CRC Press.
- IMTA (2021). *Buenas prácticas para el uso del agua en la industria minera de México*.

- Karagiri, B. S. (2012). *Estudios sobre la disponibilidad de metales en suelos que recubren depósitos de jales*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Khan, A.A. (2013). *Modelling of Soil Contamination and its Remediation by In-Situ Solvent Flushing*. S.A. Shahid et al. (eds.), *Developments in Soil Classification, Land Use Planning and Policy Implications*. Springer Dordrecht.
- Li, X., Cescotto, S. y Thomas, H. (1999). *Finite element method for contaminant transport in unsaturated soils*. *Journal of Hydrological Engineering*, 4 (3): 265–274.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:3\(265\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:3(265)).
- López-Acosta, N.P. y Chamorro, C. P. (2016). *Modelación del transporte de contaminantes en la masa de suelo*. XXVII Reunión Nacional de Ingeniería geotécnica, Mérida: SMIG.
- López-Acosta, N.P. y Mendoza, P. (2016). *Flujo de agua en suelos parcialmente saturados y su aplicación a la ingeniería geotécnica*. Instituto de ingeniería UNAM. Serie: investigación y desarrollo.
- López-Acosta, N.P. y Promotor, J.A. (2016). *Flujo de agua en suelos parcialmente saturados y su aplicación a la ingeniería geotécnica*. Serie de investigación y desarrollo. México: Instituto de ingeniería, UNAM.
- López-Acosta, N.P. (2017). *Manual de Diseño de Obras Civiles de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), Sección B. Geotecnia. Tema 2. Mecánica de Suelos. Capítulo 9. Flujo de agua en suelos*. Ciudad de México, México, 285.
- Marsal y Resendiz (1968). *Análisis de flujo de agua*. México: Facultad de ingeniería, UNAM.
- Manahan, S.E. (1989). *Toxicological Chemistry. A guide to toxic substances in chemistry*. Lewis Publishers, INC. Michigan, USA.

- McGregor, R. G. & Bowles, D. W. (2002). *The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings*. *Geochem Exploration*, 76(3): 195-207. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(02\)00255-8](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(02)00255-8).
- M. Rico, G. Benito, A.R. Salgueiro, A. Díez-Herrero, H.G. Pereira. (2008). *Reported tailings dam failures A review of the European incidents in the worldwide context*. *Journal of Hazardous Materials*, 152 (2), 846–852. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>.
- Miguel, MG, Barreto, RP & Pereira, SY. (2015). *Análisis de Adsorción de Aluminio, Manganeso y Hierro para el Diseño de un Liner para la Retención del Drenaje Ácido Minero*. *Agua Aire Suelo Contaminación*, 226, 67.
- Minchaca, L. (2017). *Procesos de atenuación natural que disminuyen los peligros de los jales inactivos de las presas Los Remedios y Hacienda de Atlistac en Tehuilotepec, Guerrero*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mohamed I. W. y Suraj P. A (1972). *Characterization of Sulfonamides by TLC Using Metal Ions*. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 61(2). Pág. 277-278. <https://doi.org/10.1002/jps.2600610232>.
- Moreno, R. (2018). *Evaluación de la peligrosidad de jales mineros por su capacidad para generar drenaje ácido en una mina de hierro*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Neumann, I. & Sami, K. (2002). *Structural influence on plume migration from a tailings dam in the West Rand, Republic of South Africa*. *Geological Society London Special Publications*. 198(1), 337-346. <https://doi.org/10.1144/gsl.sp.2002.198.01.23>.
- NOM-141-SEMARNAT-2003, 2004. *Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto de construcción y operación y post-operación de presas de jales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 30 pp. D.F. México.

- 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*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 69 pp. D.F. México.
- Pavan, E., Thomé, A., Consoli, N.C., Souza, R. y dos Santos, G. (2011). *Metal Transport Parameters in Residual Soil with an Undisturbed and Remolded Structure Percolated by an Acid Solution*. *Journal of Environmental Protection*, 2(8), 1076-1083. DOI:10.4236/jep.2011.28124.
- Promotor, J.A., Hernández, S., García, C., Medina, S. y Candelaria, J. (2022). *Análisis de flujo de agua saturado y no saturado bajo régimen transitorio en un depósito de jales*. XXXI Reunión Nacional de Ingeniería Geotécnica. México: SMIG.
- Ramos, M. (2017). *Influencia de jales mineros sobre el río Maconí, Queretaro, y evaluación del proceso de atenuación natural por dispersión*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- RET (2007). *Tailings management*. Canberra Australia Government, Commonwealth of Australia.
- Romero, Francisco Martín (2004). *Procesos geoquímicos que controlan la movilidad de metales y metaloides en jales de sulfuros metálicos, "El fraile", Taxco, Guerrero*. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Romero, Francisco Martín, Armenta, María Aurora, Gutiérrez, Margarita Eugenia, & Villaseñor, Guadalupe. (2008). *Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de Jales Mineros*. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 24(2), 43-54.
- Salas, E.F. (2014). *Geoquímica y mineralogía de jales en mina Aurora, Xichú, Guanajuato*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Sammarco, O. (2004). *A Tragic Disaster Caused by the Failure of Tailings Dams Leads to the Formation of the Stava 1985 Foundation*. 23(2), 91–95. DOI: 10.1007/s10230-004-0045-z.
- Santos-Jallath. (2012). *Estudios ambientales como instrumentos para garantizar la seguridad de los depósitos de residuos mineros*. XXVI Reunión Nacional de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica, México: SMIG.
- Santos-Jallath, J., Coria-Camarillo, J., Huezco-Casillas, J. J., Rodríguez-Cruz, G. (2013). *Influencia de jales mineros sobre el río Maconí, Queretaro, y evaluación del proceso de atenuación natural por dispersión*. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 65(3), 645-660.
- Santos-Martínez, C.A. (2006). *Determinación de la peligrosidad de jales mineros con base en la normatividad ambiental mexicana y su efecto potencial en el ambiente*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Sui, C., Fatichi, S., Burlando, P., Weber, E. y Battista, G. (2022). *Modeling distributed metal pollution transport in a mine impacted catchment: Short and long-term effects*. *Science of The Total Environment*, 812, 151473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151473>.
- Tabelin, C., Sasaki, A., Igarashi, T., Tomiyama, S., Villacorte-Tabelin, M., Mayumi Ito, M. y Hiroyoshi, N. (2019). *Prediction of acid mine drainage formation and zinc migration in the tailings dam of a closed mine, and possible countermeasures*. *MATEC Web of Conferences* 268, 06003. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201926806003>
- Vick, S. (1990). *Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams*. Vancouver: BiTech.
- Wang, H. (2008) *Dynamics of Fluid flow and contaminant transport in porous media*. Higher Education Press.

- Wei, V. (2021). *Analysis of seepage, contaminant transport, compaction and safety of the Zhaoli ditch dam, a tailing reservoir. A modeling study of a tailing reservoir with GeoStudio*. Uppsala Universitet.
- Williams, D. J. (2021). *Lessons from Tailings Dam Failures—Where to Go from Here?* *Minerals*, 11(8), 853. <https://doi.org/10.3390/min11080853>.
- W. Hu, C.L. Xin, Y. Li, Y.S. Zhen, T.W.J. van Asch, M., McSaveney. (2021) *Instrumented flume tests on the failure and fluidization of tailings dams induced by rainfall infiltration*. *Engineering Geology* 294,106401. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2021.106401>.
- Younger, P.L. (1997). *The longevity of mine water pollution: a basis for decision-making*. *The Science of the Total Environment*, 194-195, 457-466. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(96\)05383-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(96)05383-1).
- Zheng, C. y Bennett, G.D. (2002) *Applied Contaminant Transport Modeling*. Wiley-Interscience, New York.
- Zandarin, M.T. (2021). *Normativa, gestión de riesgos y experiencia sobre depósitos de relaves en Chile*. 132 (4): 573-581. DOI: 10.21701/bolgeomin.132.4.012.

ANEXO I

Se presentan a continuación, las curvas características de los materiales que conforman el depósito de residuos mineros, en las siguientes condiciones de conductividad hidráulica: máxima (Figura A.1), media (Figura A.2), mínima (Figura A.3) y variable de manera horizontal (Figura A.4).

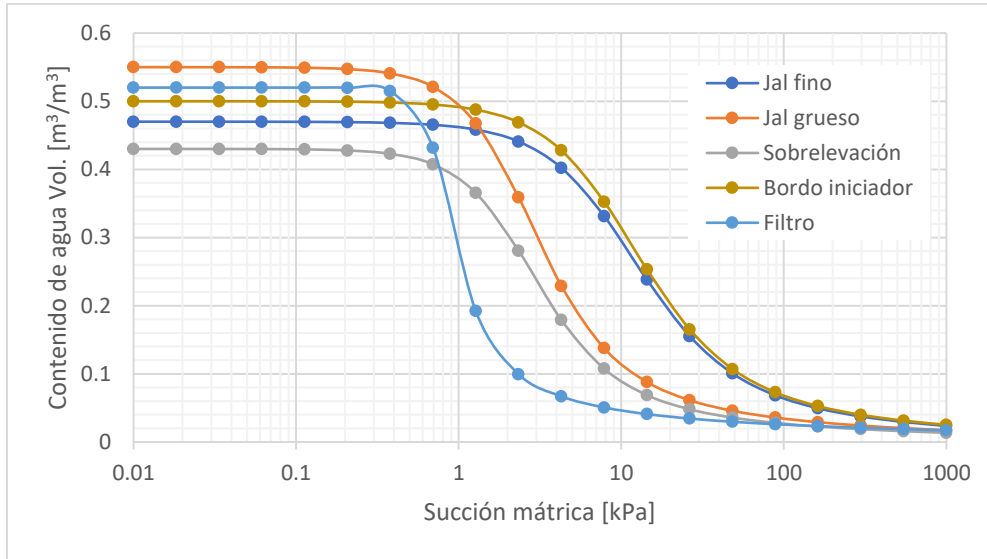


Figura A.1. Materiales que componen el depósito de residuos mineros en la condición de conductividad hidráulica máxima

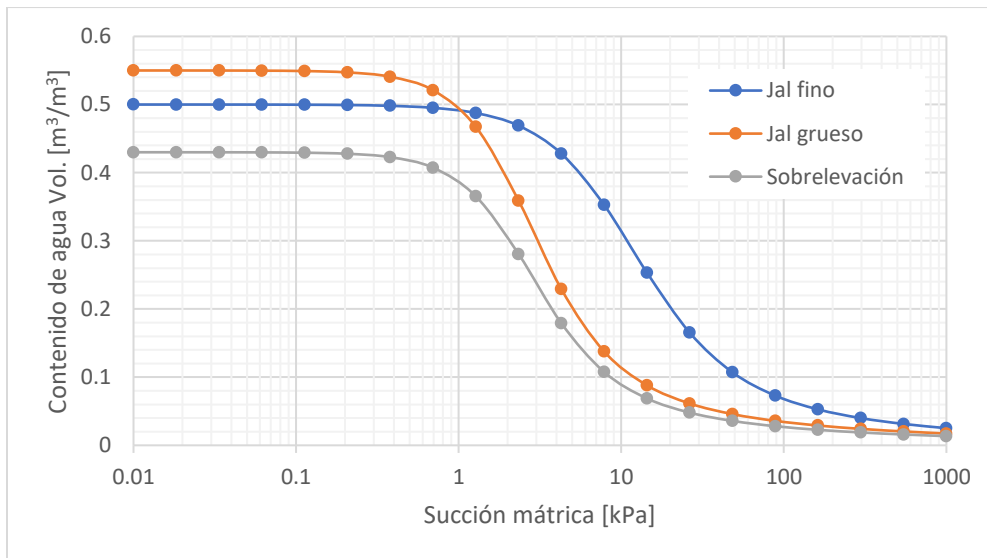


Figura A.2. Materiales que componen el depósito de residuos mineros en la condición de conductividad hidráulica medio

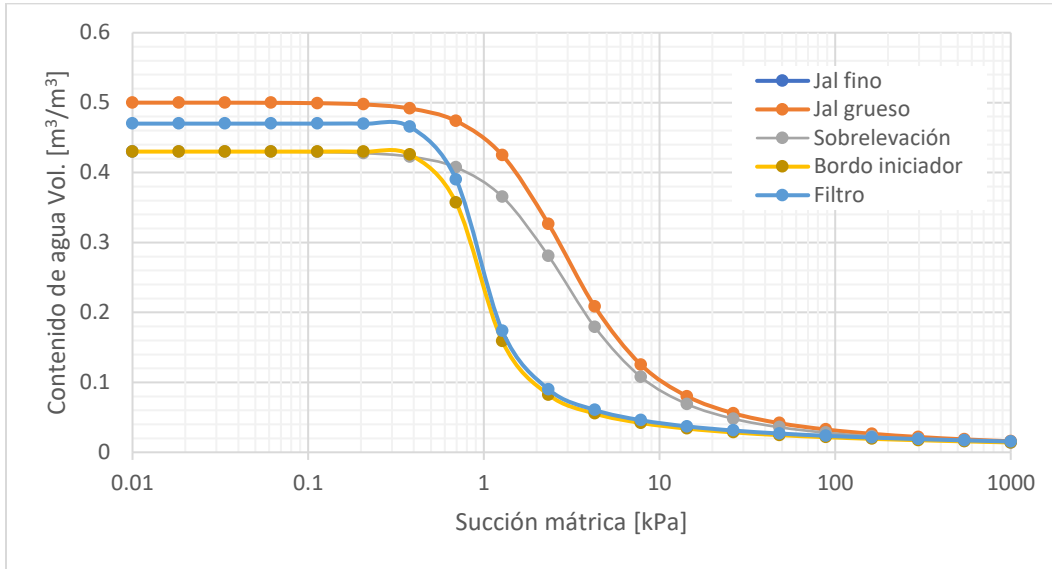


Figura A.3. Materiales que componen el depósito de residuos mineros en la condición de conductividad hidráulica mínimo

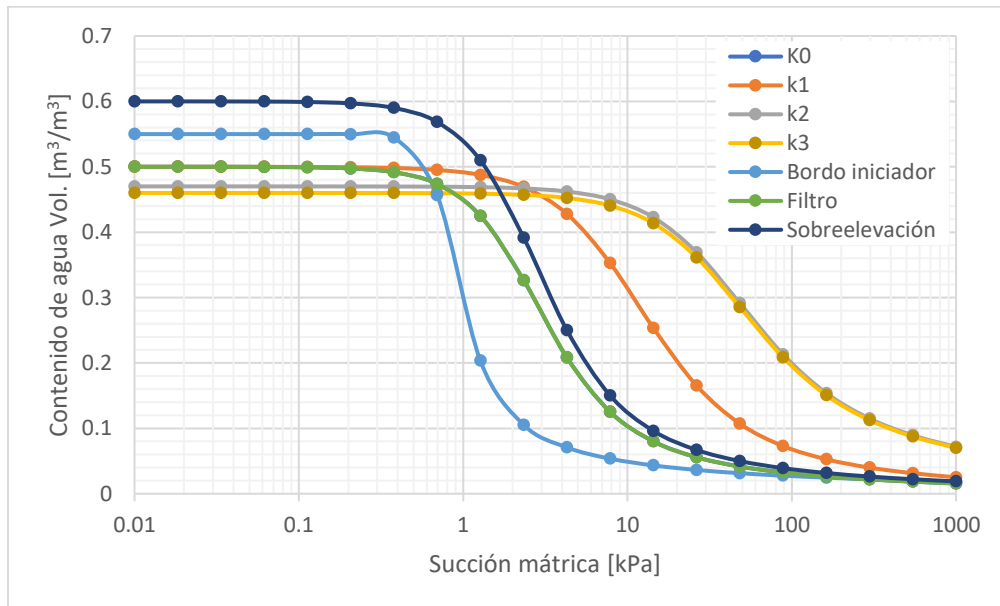


Figura A.4. Materiales que componen el depósito de residuos mineros en la condición de conductividad hidráulica variable en forma horizontal