



Universidad Autónoma del Estado de México
Facultad de Ingeniería
Centro Interamericano de Recursos del Agua



Simulación de los procesos hidrodinámicos de advección, dispersión y reacciones químicas de una pluma de lixiviados

Tesis que para obtener el grado de
Doctor en Ciencias del Agua

Presenta:

Saúl Torres Corral

Asesor académico:

Dr. Jaime Gárfias Solíz

Asesores adjuntos:

Dr. Richard Martel

Dr. Javier Salas García

TABLA DE CONTENIDO

| | Página |
|------------------------|---------------|
| Resumen ----- | ii |
| Índice de Tablas----- | x |
| Índice de Figuras----- | xii |

Capítulos

1. Introducción

| | |
|---|----|
| 1.1 <i>Antecedentes</i> ----- | 1 |
| 1.2 <i>Objetivo general</i> ----- | 8 |
| 1.3 <i>Objetivos particulares</i> ----- | 8 |
| 1.4 <i>Organización de la Tesis</i> ----- | 11 |
| <i>Referencias</i> ----- | 12 |

2. Análisis de pruebas hidráulicas a escala de laboratorio con residuos sólidos municipales confinados en un vertedero

| | |
|---|----|
| 2.1 <i>Introducción</i> ----- | 15 |
| 2.2 <i>Materiales y método</i> ----- | 16 |
| 2.2.1 <i>Marco hidrogeológico del acuífero del Valle de Toluca y descripción del área de vertido</i> ----- | 16 |
| 2.2.2 <i>Ubicación de los pozos de monitoreo para el registro de niveles freáticos</i> ----- | 18 |
| 2.2.3 <i>Análisis del tamaño de partículas en muestras de suelo</i> ----- | 20 |
| 2.2.4 <i>Análisis del tamaño de partículas de la capa de cobertura</i> ----- | 21 |
| 2.2.5 <i>Construcción de una columna para evaluar la permeabilidad de los RS crudos y la formación de lixiviados</i> ----- | 23 |
| 2.2.6 <i>Pruebas de permeabilidad hidráulica en el vertedero y determinación de la humedad</i> ----- | 33 |
| 2.3 <i>Resultados y discusión</i> ----- | 36 |
| 2.3.1 <i>Profundidad del nivel piezométrico</i> ----- | 36 |
| 2.3.2 <i>Clasificación y textura del suelo</i> ----- | 38 |
| 2.3.3 <i>Caracterización física de los residuos in situ</i> ----- | 48 |
| 2.3.4 <i>Conductividad hidráulica, porosidad, capacidad de campo y punto de marchitamiento en residuos crudos</i> ----- | 50 |
| 2.3.5 <i>Conductividad hidráulica, porosidad, capacidad de campo y punto de marchitamiento del suelo de cobertura</i> ----- | 60 |
| 2.3.6 <i>Pruebas de carga hidráulica descendente en el vertedero</i> ----- | 61 |

| | Página |
|--|---------------|
| 2.4 <i>Conclusiones</i> ----- | 67 |
| <i>Referencias</i> ----- | 68 |
| 3. Cuantificación y composición de lixiviados obtenidos con lisímetros de succión y monolito instalados en un vertedero de residuos sólidos | |
| 3.1 <i>Introducción</i> ----- | 72 |
| 3.2 <i>Enfoque y contexto de la investigación</i> ----- | 74 |
| 3.3 <i>Materiales y método</i> ----- | 75 |
| 3.3.1 <i>Construcción e instalación de lisímetros de libre drenado</i> ----- | 75 |
| 3.3.2 <i>Muestreo de lixiviados en los lisímetros de libre drenado</i> ----- | 76 |
| 3.3.3 <i>Instalación de lisímetros monolito o de caja</i> ----- | 80 |
| 3.3.4 <i>Instalación y operación de lisímetros de succión</i> ----- | 82 |
| 3.3.5 <i>Muestreo de lixiviados en los lisímetros de succión</i> ----- | 83 |
| 3.3.6 <i>Red de monitoreo del agua subterránea y superficial</i> ----- | 85 |
| 3.3.7 <i>Muestreo del agua subterránea y superficial</i> ----- | 85 |
| 3.3.8 <i>Balance de humedad: planteamiento del WBM y HELP</i> ----- | 88 |
| 3.4 <i>Resultados y discusión</i> ----- | 93 |
| 3.4.1 <i>Características de los lixiviados: lisímetros de libre drenado</i> ----- | 93 |
| 3.4.2 <i>Características de los lixiviados: lisímetros de succión</i> ----- | 99 |
| 3.4.3 <i>Características del agua en la red de monitoreo</i> ----- | 113 |
| 3.4.4 <i>Evaluación del balance hídrico</i> ----- | 122 |
| 3.5 <i>Conclusiones</i> ----- | 131 |
| <i>Referencias</i> ----- | 135 |
| 4. Modelo de flujo, transporte y reacciones químicas de especies contenidas en lixiviados percolados en un estrato granular heterogéneo | |
| 4.1 <i>Introducción</i> ----- | 140 |
| 4.2 <i>Materiales y método</i> ----- | 142 |
| 4.2.1 <i>Modelo de flujo en un medio parcialmente saturado</i> ----- | 142 |
| 4.2.2 <i>Propiedades hidráulicas no saturadas del suelo</i> ----- | 144 |
| 4.2.3 <i>Transporte de contaminantes en la zona no saturada</i> ----- | 145 |
| 4.2.4 <i>Datos de entrada</i> ----- | 147 |
| 4.3 <i>Resultados y discusión</i> ----- | 149 |
| 4.3.1 <i>Modelo conceptual del perfil estratigráfico del subsuelo</i> ----- | 149 |
| 4.3.2 <i>Modelación de flujo y transporte de lixiviados para 365 días</i> ----- | 151 |
| 4.3.3 <i>Modelación de flujo y transporte de lixiviados para 1095 días</i> ----- | 153 |
| 4.3.4 <i>Modelación de flujo y transporte de lixiviados para 1825 días</i> ----- | 155 |

| | Página |
|--|---------------|
| 4.3.5 <i>Modelación de especies químicas del flujo de lixiviados</i> ----- | 160 |
| 4.4 <i>Conclusiones</i> ----- | 162 |
| <i>Referencias</i> ----- | 163 |
| 5. Conclusiones y recomendaciones ----- | 166 |
| Anexo I ----- | 170 |
| Anexo II ----- | 174 |

Índice de Tablas

| | | |
|------------|--|----|
| Tabla 2.1 | Elementos que componen la muestra de residuos contenida en la columna de pruebas, así como la masa de cada uno de ellos y los porcentajes correspondientes bajo la condición de base húmeda. Las proporciones se tomaron conforme a las cantidades encontradas en el estudio de caracterización efectuado en el vertedero de Almoloya del Río..... | 25 |
| Tabla 2.2 | Evaluación granulométrica correspondiente a los sondeo 5, 6 y 7 efectuados en el fondo del vertedero. Se agregan, asimismo, los tipos de material identificado para cada sondeo..... | 41 |
| Tabla 2.3 | Evaluación granulométrica correspondiente a los sondeo 1, 2 y 3 efectuados en la capa de cobertura de la zona sellada. Se agregan, asimismo, tanto los porcentajes de humedad del suelo medidos en laboratorio y residuos recuperados durante la instalación de los pozos, como la identificación del tipo de material..... | 42 |
| Tabla 2.4 | Porcentajes obtenidos de la evaluación granulométrica correspondientes a los sondeo 5, 6 y 7 perforados en la base del tiradero. Para la identificación de la textura del suelo se ha eliminado la fracción mayor a 2 mm..... | 44 |
| Tabla 2.5 | Porcentajes obtenidos de la evaluación granulométrica correspondientes a los sondeo 1, 2 y 3 perforados en la capa de cobertura de la zona sellada. Para la identificación de la clase textura del suelo, se ha eliminado la fracción mayor a 2mm..... | 46 |
| Tabla 2.6 | Composición porcentual de los elementos encontrados en el estudio de caracterización efectuado en el vertedero de RS. Se identificaron 14 diferentes tipos de residuos sólidos que fueron clasificados en siete grupos para fines comparativos..... | 49 |
| Tabla 2.7 | Valores de peso volumétrico de los residuos sólidos medidos in situ, así como de la humedad contenida en ellos al momento de realizar el estudio de caracterización..... | 49 |
| Tabla 2.8 | Condiciones adoptadas en la determinación de la CCP. La humedad inicial corresponde a la muestra de residuos obtenida durante la preparación de la muestra que se utilizó en la columna de pruebas. El volumen total drenado se determinó desde el momento en que se inició el drenado de lixiviados hasta que se interrumpió el flujo en la línea de drenado..... | 51 |
| Tabla 2.9 | Comparación entre el volumen infiltrado y el drenado en la base de la columna para la determinación de la CCT. Se incluye también el valor de la porosidad correspondiente a la densidad de compactación obtenida en la columna de residuos..... | 55 |
| Tabla 2.10 | Valores de tiempo obtenidos en la prueba de descenso de cabeza hidráulica. Se muestran además la altura que se alcanzó en la columna de agua, así como las dimensiones correspondientes al piezómetro instalado, columna de residuos y masa de RS..... | 59 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tabla 2.11 | Valores de propiedades hidráulicas obtenidas de estudios previos para el suelo de cobertura colocado sobre la capa de RS (modificado de Schroeder et al., 1994)..... | 60 |
| Tabla 2.12 | Valores de conductividad hidráulica saturada y su distribución medida en la capa de residuos colocada bajo la zona sellada y en la base del vertedero de RS..... | 65 |
| Tabla 3.1 | Parámetros de entrada en el modelo HELP3, requeridos para la elaboración de un balance hídrico. Se especifican también las unidades a fin de que los cálculos sean concordantes, así como las restricciones, de tal manera que sea más sencillo para el usuario detectar posibles fallas al ingreso de los datos..... | 91 |
| Tabla 3.2 | Parámetros de entrada del WBM para la elaboración de un balance hídrico. Se especifican las unidades a fin de que los cálculos sean concordantes e información adicional para la determinación de cada uno de sus valores..... | 92 |
| Tabla 3.3 | Concentración de los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de libre drenado y de la superficie del vertedero. Adicionalmente se presentan los rangos reportados en El-Fadel et al., (1997) y Kjeldsen et al., (2002) como forma de comparación..... | 96 |
| Tabla 3.4 | Concentración de los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de succión. Adicionalmente se presentan los rangos reportados en El-Fadel et al., (1997) y Kjeldsen et al., (2002) como forma de comparación..... | 103 |
| Tabla 3.5 | Concentración de los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de agua de pozo, noria y Laguna. Adicionalmente, se presentan los límites permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud para consumo humano, así como la Norma Oficial Mexicana 127 como forma de comparación..... | 114 |
| Tabla 3.6 | Información climatológica reportada en la estación E-15295 de la CONAGUA y características físicas del suelo colocado como cobertura que sirvieron de entrada al modelo WBM. Adicionalmente, se incluyen la información de salida obtenida en el modelo WBM, correspondientes al percolado, tanto para la celda con cobertura y sin ella, además de los valores de percolado medidos en campo de ambas celdas..... | 127 |
| Tabla 3.7 | Información de entrada en el modelo HELP3. Los datos del clima corresponden a la estación E-15295 de la CONAGUA entre el periodo de 1995 y 2008, que se consideraron como base para realizar los cálculos del balance hídrico considerando una anualidad de análisis. La información del perfil del suelo se obtuvo de la base de datos que contiene el HELP3, excepto la pendiente superficial y la longitud de la pendiente. En el caso de los parámetros del perfil de los RS, se obtuvieron de las pruebas previas en columna. La información de salida corresponde al percolado obtenido en el HELP3 y al medido en la celda de RS con cobertura..... | 129 |
| Tabla 4.1 | Parámetros hidráulicos del suelo obtenidos con el código RETC para los estratos identificados en el perfil de suelo ubicado por debajo del vertedero.. | 148 |

Índice de figuras

| | | |
|------------|--|----|
| Figura 2.1 | Ubicación del área de estudio y las características físicas que actualmente prevalecen en las celdas del vertedero de RS. También se muestra la ubicación de los pozos del sistema Lerma que se encuentran en el área de estudio, los multipiezómetros PL-106 y PL- 109 de la CONAGUA necesarios en el monitoreo de las cargas hidráulicas en el acuífero y la dirección del flujo superficial en torno al vertedero. Fuente: elaboración propia..... | 19 |
| Figura 2.2 | Esquema conceptual del mapa topográfico del área de estudio, en donde se aprecian dos secciones: la sección 1 que corresponde a la celda con cobertura y la sección 2 que corresponde a la celda sin cobertura. Así mismo se incluye la ubicación de los siete sondeos que se utilizaron para la realización de las pruebas de infiltración. Fuente: elaboración propia..... | 22 |
| Figura 2.3 | Esquema de la columna de pruebas hidráulica empacada con residuos crudos. En la figura se incluyen los accesorios que han sido utilizados para determinar la magnitud de la capacidad de campo, porosidad y conductividad hidráulica saturada. Fuente: elaboración propia..... | 24 |
| Figura 2.4 | a) Preparación de la masa de RS utilizados en las pruebas de columna, que incluye el proceso de mezclado después de desmenuzarlos, b) preparación de la columna de pruebas y compactación de los RS para simular las condiciones naturales del vertedero. Fuente: elaboración propia..... | 28 |
| Figura 2.5 | a) Aplicación de humedad en la columna de RS para la determinación de la capacidad de campo, porosidad y conductividad hidráulica saturada. b) Muestra de residuos que se obtuvo de la columna antes de iniciar la prueba experimental para determinar el contenido de humedad inicial en laboratorio. c) Recolección de lixiviados percolados a través de la columna de pruebas utilizando un recipiente de 20 litros. d) Apariencia física de los lixiviados obtenidos durante la evaluación de las propiedades hidráulicas de los residuos. Fuente: elaboración propia..... | 29 |
| Figura 2.6 | Esquema simplificado de la columna de RS en la que se observan cada uno de los elementos y variables requeridas para la determinación de la conductividad hidráulica saturada. Fuente: elaboración propia..... | 32 |
| Figura 2.7 | a) Fotografía de un piezómetro instalado en la celda con cobertura, que incluye además la regla graduada para medir los descensos hidráulicos en los residuos confinados. b) Representación esquemática de los piezómetros instalados sobre la capa de residuos enterrada. En esta misma imagen se observa el principio de descenso hidráulico aplicado para obtener la K_s en cada punto de estudio, así como las características físicas del entubamiento y zona filtrante. Fuente: elaboración propia..... | 34 |

| | | |
|-------------|---|----|
| Figura 2.8 | a) Registros históricos de los descensos de los niveles freáticos en el multipiezómetro PL-106 (Almoloya del Río, 2571.3 msnm); medidos en las rejillas instaladas a profundidades de 40 a 148 m. En las gráficas destacan las mediciones a 40, 60 y 148 m, cuya oscilación en sus niveles es muy similar. b) Registros históricos de los descensos de los niveles freáticos en el multipiezómetro PL-109 (Almoloya del Río, Rancho el Pastor; 2578 msnm) medidos en las rejillas instaladas a profundidades de 20 a 148 m. En la gráfica destacan las mediciones a 59, 81 y 100 m cuyo comportamiento en los niveles obtenidos es muy similar. Fuente: elaboración propia..... | 37 |
| Figura 2.9 | Distribución de las partículas de las muestras obtenidas del fondo del vertedero a 90 cm de profundidad, cuyo resultado representa las curvas granulométricas correspondientes a los sondeos 5, 6 y 7. Fuente: elaboración propia..... | 40 |
| Figura 2.10 | Distribución de las partículas de las muestras obtenidas en la zona sellada del vertedero a 60 cm de profundidad, cuyo resultado representa las curvas granulométricas correspondientes a los sondeos 1, 2 y 3. Fuente: elaboración propia..... | 40 |
| Figura 2.11 | Clasificación mediante el triángulo de texturas del USDA de las muestras de suelo correspondientes a los sondeos S-5, S-6 y S-7 recolectadas en la base del vertedero de RS. Fuente: elaboración propia..... | 45 |
| Figura 2.12 | Clasificación mediante el triángulo de texturas de la USDA de las muestras de suelo correspondiente a los sondeos S-1, S-2 y S-3 recolectadas en la capa de cobertura de la celda sellada. Fuente: elaboración propia..... | 47 |
| Figura 2.13 | Gráficas obtenidas de las pruebas de infiltración sobre la capa de residuos enterrados bajo la capa de cobertura de arena SW de 60 cm de grosor. Los resultados muestran las variaciones de permeabilidad en cada punto de infiltración tendientes a lograr un estado estable. Fuente: elaboración propia | 63 |
| Figura 2.14 | Gráficas obtenidas de las pruebas de infiltración en un estrato granular a 90 cm de profundidad en el fondo del vertedero. Los resultados muestran las variaciones de permeabilidad en cada punto de infiltración tendientes a lograr un estado estable. Fuente: elaboración propia..... | 63 |
| Figura 3.1 | a) Representación conceptual del lisímetro de libre drenado utilizado para la captación de lixiviados en la celda de RS, b) Fotografía del lisímetro después de ser construido, c) Lisímetro colocado en la parte frontal de la celda de RS. Fuente: Elaboración propia..... | 78 |
| Figura 3.2 | Ubicación de los cuatro lisímetros de libre drenado colocados en la celda de RS, así mismo, en esta figura se representó con una línea roja la tubería por donde los lixiviados fueron conducidos hasta cada uno de los tanques de almacenamiento ocultos en el fondo del vertedero. Fuente: Elaboración propia..... | 79 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| Figura 3.3 | a) Imagen del lisímetro de caja o monolito colocado dentro de la trinchera cavada en la celda de RS con cobertura. b) lisímetro después de tender la malla sobre el puerto de drenado protegida por gravilla y con la tubería de drenado instalada en tanque de almacenamiento c) Imagen del lisímetro con el suelo extraído de la perforación, tal como quedo instalado para su funcionamiento d) Representación conceptual del lisímetro de caja instalado en la capa de cobertura. Fuente: Elaboración propia..... | 81 |
| Figura 3.4 | a) Fotografía de un lisímetro de succión antes de su instalación b) Ubicación en profundidad de los seis lisímetros de succión dentro de la celda de RS c) Modelo conceptual del lisímetro de succión tal como fue colocado en la celda de RS. Fuente: Elaboración propia..... | 84 |
| Figura 3.5 | Ubicación del vertedero con relación a la red de monitoreo del agua subterránea, la cual se integro por los pozos del sistema Lerma más cercanos al vertedero, noria y Laguna. En la imagen principal se ha trazado con flechas el flujo subterráneo dirigiéndose hacia la Laguna y pozos del sistema Lerma. Fuente: Elaboración propia..... | 87 |
| Figura 3.6 | Modelo conceptual para el balance hídrico tanto de la sección del vertedero que cuenta con cobertura o capa de percolación vertical, como la celda que no la tiene. Se observan las variables del balance hídrico que se han considerado en dicho análisis para las dos condiciones físicas prevaecientes en el vertedero. Fuente: Elaboración propia..... | 90 |
| Figura 3.7 | Gráficas con los resultados obtenidos de los parámetros físicos, materia orgánica e iones inorgánicos cuantificados en las muestras de lixiviados tomadas de la superficie del vertedero y lisímetros de libre drenado L-1, L-2, L-3 y L-4..... | 97 |
| Figura 3.8 | Apariencia física de los lixiviados captados con los lisímetros de succión LS-1 a LS-5 y de libre drenado L-1 a L-4. Es posible observar que entre cada muestra de lixiviados no hay semejanza en cuanto a su tonalidad, indicando directamente la heterogeneidad que caracteriza a los RS. Fuente: Elaboración propia..... | 100 |
| Figura 3.9 | Gráficas con los resultados obtenidos de los parámetros físicos y materia orgánica cuantificados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de succión LS-1 al LS-5 ubicados a diferentes profundidades de la celda de RS..... | 104 |
| Figura 3.10 | Gráficas con los resultados obtenidos de los parámetros inorgánicos cuantificados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de succión LS-1 al LS-5 ubicados a diferentes profundidades de la celda de RS..... | 105 |
| Figura 3.11 | Esquema que muestra las etapas que intervienen en la trasformación del nitrógeno como parte del ciclo del nitrógeno, así como, las diferentes rutas que pueden tener los subproductos obtenidos dentro de la celda de RS. Fuente: Modificado de Baedecker y Back, (1979)..... | 109 |
| Figura 3.12 | Gráfica con los resultados obtenidos de los parámetros físicos, iones inorgánicos y materia orgánica cuantificados en las muestras de agua de los pozos P52-A, P53-4, P54-A y P56-A, noria y Laguna..... | 115 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Figura 3.13 | Representación conceptual de las condiciones físicas existentes en el área de estudio donde se encuentra el vertedero de RS, que pudieron influir en la calidad del agua de los pozos monitoreado del Sistema Lerma. Fuente: Elaboración propia..... | 121 |
| Figura 3.14 | a) Mapa topográfico de área que ocupa el vertedero vista en planta. En él se observan las curvas de nivel que dominan la superficie del terreno. Actualmente la celda que le fue colocada la capa de cobertura está limitada por la curva 2456 y la 2462, el resto del área acotada por las curvas 2445 y 2456 se sigue ocupando como tiradero al aire libre. b) Imagen panorámica de la situación actual del área de vertido. Fuente: Elaboración propia..... | 124 |
| Figura 4.1 | Percolado diario de lixiviados obtenido con el modelo HELP3 para una anualidad..... | 148 |
| Figura 4.2 | Modelo conceptual del perfil estratigráfico del suelo que se asumió en la modelación de flujo y transporte de contaminantes. La estratigrafía fue definida con la información de los multipiezómetros PL-106 y PL-106 de la CONAGUA, así como la información consultada en Expósito, (2012) y con el estudio de Hancox et al., (2010) realizado en la región de Almoloya del Río..... | 150 |
| Figura 4.3 | a) Gráfica con los perfiles de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. b) Gráfica con los perfiles de flujo de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. c) Gráfica con los perfiles de concentración relativa sin retardo obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad d) Gráfica con los perfiles de concentración relativa con un retardo de 4 unidades obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. Fuente: elaboración propia..... | 152 |
| Figura 4.4 | a) Gráfica con los perfiles de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. b) Gráfica con los perfiles de flujo de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. c) Gráfica con los perfiles de concentración relativa sin retardo obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad d) Gráfica con los perfiles de concentración relativa con un retardo de 4 unidades obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. Fuente: elaboración propia..... | 154 |
| Figura 4.5 | a) Gráfica con los perfiles de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. b) Gráfica con los perfiles de flujo de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. | |

| | | |
|------------|---|-----|
| | c) Gráfica con los perfiles de concentración relativa sin retardo obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad d) Gráfica con los perfiles de concentración relativa con un retardo de 4 unidades obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. Fuente: elaboración propia..... | 157 |
| Figura 4.6 | Gráfica del percolado acumulado dentro de la zona saturada después del día 1100. Fuente: elaboración propia..... | 158 |
| Figura 4.7 | Gráfica de especies químicas formadas al mezclarse lixiviados con agua subterránea. Se observa el predominio de iones, y en menor concentración compuestos asociados con bicarbonatos, sulfatos y carbonatos. Fuente: elaboración propia..... | 161 |

RESUMEN

El confinamiento de residuos sólidos municipales (RSM), en vertederos no controlados, es una práctica todavía recurrente en muchos países del mundo y en México. Esta situación, representa una amenaza para las reservas de agua subterránea o superficial, debido a los lixiviados generados, que pueden migrar fuera del vertedero o infiltrarse a través de las capas estratigráficas permeables ubicadas debajo del tiradero. Ante esta realidad, se llevó a cabo un trabajo de investigación en el vertedero de residuos sólidos de Almoloya del Río (AR), cuyos resultados mostraron, que este sitio recibe diariamente seis toneladas de RSM en promedio y que, además, durante sus 19 años de funcionamiento ha carecido de todas las medida de protección ambiental establecida en la normatividad vigente.

Asimismo, fue posible estimar por medio de las lecturas hechas en los multipiezómetros PL-106 y PL-109, instalados por la CONAGUA en AR, que la profundidad del abatimiento piezométrico en esa región oscila entre 20 y 30 *m*. En lo que respecta al sitio de estudio, se estimó que el grosor de la zona no saturada es de 30 *m*. En cuanto a los resultados del estudio de caracterización, se determinó que la composición porcentual de los residuos que ingresan al vertedero están constituidos por: Papel y Cartón 11.6 %, Textiles 12.2 %, Plásticos 19.2 %, Vidrio 2 %, Metales 1%, Residuos Orgánicos 39.2 % y Otros 14.7 %, cuyo contenido de humedad fue del 55 % y con un peso volumétrico de 170 *kg/m*³.

Esta información, sirvió como base en la construcción y puesta en marcha de una columna de pruebas para la determinación de propiedades hidráulicas con residuos crudos. Los resultados de las pruebas en columna mostraron que la capacidad de campo práctica, teórica, porosidad y la conductividad hidráulica saturada presentaron valores de 0.15 *v/v*, 0.17 *v/v*, 0.509 *v/v* y 1.55e-05 *m/s*, respectivamente. Por otro lado, la investigación hecha en campo mostró que el grosor de la cobertura en la celda sellada es de 60 *cm* integrado de arena bien graduada con pocos finos (SW). En este mismo contexto, el material granular existente en el fondo del vertedero se caracterizó como de tipo heterogéneo, integrado de arena y grava bien graduada con pocos finos, cuya conductividad hidráulica saturada (K_s) es del orden de $2.15 \pm 2.26 \text{ e-}06$ *m/s*.

Del mismo modo, las pruebas realizadas en los residuos confinados en el vertedero mostraron un valor de conductividad hidráulica de $1.29 \pm 0.78 \text{ e-}05 \text{ m/s}$. El levantamiento de la información en campo fue útil para realizar un balance hídrico con el modelo Water Balance Method (WBM) y el modelo Hydrology Evaluation of Landfill Performance (HELP3). Los resultados de ambos métodos se compararon, encontrándose que el volumen percolado de lixiviados estimado por el modelo HELP3 fue de 32 %, en cambio el volumen estimado por el modelo WBM fue del 18.5 %. No obstante ello, no fue posible validar estos resultados con los lisímetros colocados en el vertedero, debido a que solo se tuvieron medidas puntuales.

Los resultados de las determinaciones analíticas realizadas al agua, obtenida de la red de monitoreo integrada por los pozos del sistema Lerma más cercanos al vertedero y noria, mostraron que durante los dos muestreos no hubo cambios significativos entre éstos. Del mismo modo, los parámetros fisicoquímicos medidos en el agua no rebasaron los límites máximos establecidos en los estándares de calidad para consumo humano. Únicamente el agua proveniente de la laguna de AR, presentó un *pH* alcalino (8.5 y 10), en tanto que todos los parámetros medidos tuvieron una concentración más elevada en relación a las muestras de agua de pozo, reflejando un severo deterioro en su calidad por efecto de las descargas de aguas residuales.

En cuanto a los lixiviados se observó un efecto de dilución en su concentración durante el muestreo de la temporada de lluvias. De forma contraria, su carga contaminante incrementó en la temporada seca. A pesar de estas variaciones, los lixiviados presentaron durante ambos muestreos un *pH* alcalino entre 7.5 y 9, con valores relativamente bajos de materia orgánica y una relación *DBO₅/DQO* menor a 0.2. La modelación de flujo y transporte de contaminantes, estimada con el *Hydrus-1D*, indicó que sí el percolado de lixiviados continua con los flujos diarios obtenidos con el modelo HELP3 el frente de humedad podría alcanzar la zona saturada después de cuatro años, a causa del proceso de advección. No obstante, bajo un escenario sujeto a un fenómeno de retardo el frente de contaminación no supera los 7 m de profundidad. Finalmente, el modelo PHREEQCV3 pronosticó mayor presencia de los iones Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Mg^{+2} , NH_4^+ y Fe^{+2} con una concentración mol en base logarítmica de -1.87, -2.13, -2.34, -2.91, -3.54 y -4.26, respectivamente.

ABSTRACT

In many countries around the world and Mexico is a prevalent still customary buried municipal solid waste (MSW) in uncontrolled landfills. This practice represents a threat to reserves of groundwater or surface water due to leachate can infiltrate by permeable stratigraphic layers located below landfill. Given this reality, a research in solid waste landfill of Almoloya del Río (AR) was carried out. The results showed this site receives six tons MSW daily, also during its 19 years of operation has lacked all environmental protection measures established in current regulations.

It was possible to estimate by readings made of the CONAGUA multi-level monitoring well PL-106 and PL-109 installed in AR, the water level measurements ranges from 20 to 30 *m*, regarding study site, it estimated the unsaturated zone is 30 *m*. The MSW composition study *in situ* showed 11.6 % were paper and cardboard, 12.2 % was textiles, 19.2 % was plastics, 2 % was glass, 1 % metals, 39.2 % was organic and 14.7 % was other, with 55 % moisture content and 170 *kg/m*³ volumetric weight. This information was used as the basis for building and running of a column tests to determine hydraulic properties the raw waste. The test column results revealed a practical field capacity value of 0.15 *v/v*, theoretical field capacity value of 0.17 *v/v*, porosity value of 0.509 *v/v* and saturated hydraulic conductivity values of 1.55e-05 *m/s*.

The research done in the field showed that sealed cell had 60 *cm* cover thickness, made of well graded sand with few fine (SW); while granular material from bottom of the landfill, was found to be heterogeneous integrated well graded sand and gravel with few fines, the saturated hydraulic conductivity value (K_s) is the order of $2.15 \pm 2.26e-06$ *m/s*. Similarly, the tests carry out on waste buried, revealed hydraulic conductivity value of $1.29 \pm 0.78 e-05$ *m/s*. This gathering information in the field, was useful to performed a water balance with Hydrology Evaluation of Landfill Performance (HELP3) and Water Balance Method (WBM) methods. The results both methods were compared and found the leachate percolated volume predicted by HELP3 was 32%, and WBM was 18.5%, however it was not possible to validate results with lysimeters placed in landfill, due to only specific measures were taken.

The analytical determinations results obtained from the Lerma system wells closest to landfill and wheel, showed that no significant change during two sampling, just as the physicochemical parameters measured in the water did not exceed the maximum limits established quality standards for human consumption, only water from the AR Lagoon showed an alkaline pH (8.5 and 10) and all measured parameters had a higher concentration relative to samples Lerma system well water, reflecting a severe deterioration in quality.

As for the leachate was observed in general a dilution effect on their concentration during sampling carried out in wet season, contrary during dry season was an increase in pollutant load. Despite these variations found, leachate showed a typical alkaline pH range between 7.5 and 9, with relatively low levels of organic matter and biodegradability ratio less than 0.2, of aged leachate stabilization phase. The modeling flow and transport pollution made *Hydrus-ID*, showed that if percolate leachate still under daily flow obtained from the water balance with HELP3, the wetting front could reach saturated zone in four years because advection process, however under a scenario subject to retardation factor the pollution front does not exceed seven meters deep. Finally, PHREEQCV3 model predicted greater presence of Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Mg^{+2} , NH_4^+ and Fe^{+2} ions with log concentration mol of -1.87, -2.13, -2.34, -2.91, -3.54 and -4.26 respectively.

AGRADECIMIENTOS

A **Dios** por llenarme de bendiciones, porque sin ellas y la fe que tengo en él, hubiese sido muy difícil culminar este proyecto.

A mi **esposa e hijos** por apoyarme incondicionalmente en todos estos años, a pesar de mi mal carácter en esos momentos de estrés y desesperación durante el desarrollo de este trabajo.

Al **Dr. Jaime Gárfias Solíz**, director de la Tesis por su orientación, paciencia, aceptación y dirección de este proyecto de investigación.

A mis **codirectores** por sus observaciones, recomendaciones y enseñanzas tan oportunas que ayudaron a enriquecer y fortalecer este trabajo.

A mi **padre** por su enorme disponibilidad e incansable apoyo durante el trabajo de campo, aun cuando las condiciones fueron tan difíciles y austeras.

A la **Dra. Lupita Macedo** porque gracias a su gestión y confianza pude realizar el trabajo de laboratorio.

A los Ingenieros **Verónica, Enrique y Martha**, analistas del LIIA que siempre tuvieron esa disponibilidad de apoyarme con el material, reactivos y equipo de laboratorio, así mismo a Carmen, Perfecto y Aurora estudiantes de posgrado del Tec de Toluca por su apoyo en las determinaciones analíticas.

Un agradecimiento muy especial al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACyT**), Universidad Autónoma del Estado de México (**UAEM**), Institut National de la Recherche Scientifique (**INRS**) de Québec, Canadá, al Ministerio de Relaciones Exteriores de Québec, Canadá y al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (**COMECyT**) por las aportaciones económicas y materiales brindados que hicieron posible la realización de este proyecto.

Capítulo 1

Introducción

1.1 Antecedentes

Vertido de residuos sólidos: un panorama global

Históricamente la sociedad ha depositado sus residuos sólidos (RS) generados por efecto de las múltiples actividades diarias, en terrenos abiertos o en depresiones naturales existentes como barrancas o pozos, dando origen a problemas ambientales y de salud. Fueron los griegos quienes iniciaron a enterrar sus RS sin compactarlos aproximadamente hace 2000 años. Posteriormente, en la ciudad de Champlain (Illinois) en 1904 se confinaron los residuos sólidos para reducir sus efectos negativos por acumulación. En el mismo contexto, en 1906 otras ciudades como Columbus, Ohio, así como Davenport, Iowa, en 1916 desarrollaron actividades similares. De este modo, fue hasta el año de 1930 cuando el término de “relleno sanitario” se empleó por primera vez en la ciudad de Fresno California, Estados Unidos, donde la metodología desarrollada consistió en excavar, verter y tapar, usando maquinaria pesada para compactar y economizar espacio. En este contexto, los rellenos sanitarios surgieron como instalaciones físicas utilizadas para el confinamiento de los RS en el suelo.

Con el transcurso del tiempo, el método del relleno sanitario se desarrolló de manera notable en los Estados Unidos, construyéndose cada vez más centros de disposición final en prácticamente todas las áreas urbanas como respuesta al incremento en la generación de residuos, ya que de las 88 millones de toneladas producidas en 1960 se incrementó a 250 millones en 2011 (US EPA, 2013). Estas cifras indican que en las últimas cinco décadas al menos el 55 % de los residuos generados en ese país han tenido como destino final un relleno sanitario. En esta misma línea, la US EPA, (2009) reportó que en 1988 había 7,924 rellenos sanitarios operando tan sólo en los Estados Unidos de América, pero debido a las políticas públicas implementadas ese número disminuyó como consecuencia del manejo regional. Así paradójicamente, aunque el número de rellenos sanitarios fue menor, el incremento en su capacidad volumétrica promedio creció.

La situación al otro lado del continente Americano indica que, en la década de los noventa, se dispusieron en vertederos el 67 % de los residuos generados en Europa occidental y el 84 % los generados en Europa central y del este, el resto fue sometido a un tratamiento diferente. Quince años después, ya como Unión Europea (UE), las cifras han ido a la baja, ya que solo el 45 % del total de los RS generados tuvieron como destino final un relleno sanitario, repartiéndose la parte complementaria a plantas de composteo, incineradores o al reciclado (OCDE, 2008). De acuerdo a lo anterior, se observa que hay grandes diferencias según los países, por ejemplo en Holanda, Dinamarca, Suecia y Bélgica, existe un bajo nivel de disposición debido al uso de incineradores sumado al alto porcentaje de recuperación de materiales.

De este modo, en la UE existen dos principales estrategias para evitar confinar los RS en los rellenos: (1) lograr un alto grado de recuperación de materiales combinada con la incineración y (2) recuperar material para reciclarlo empleando compostaje o tratamiento biológico. En el contexto nacional, al igual que muchos países del mundo, México se ha enfrentado a grandes retos en materia de gestión de RS como consecuencia de la intensificación en el proceso de industrialización iniciado a partir de la segunda mitad del siglo pasado. Lo anterior produjo una mayor demanda de materias primas para satisfacer el creciente consumo de bienes y servicios.

Así, bajo este escenario y como un mecanismo legal, surgió en México la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (DOF, 2003). En esta ley un residuo se define como aquel material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentran en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en la misma Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). En función de sus características y orígenes, los residuos pueden ser clasificados en tres grandes grupos: (1) residuos sólidos urbanos (RSU), (2) residuos de manejo especial (RME) y (3) residuos peligrosos (RP).

En lo que se refiere a los RME, la LGPGIR los define como aquellos que se obtienen en los procesos productivos que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como RSU, o que son producidos por grandes generadores (genera una cantidad igual o superior a 10 toneladas en peso bruto total de residuos al año) de RSU. En el caso de los RP, éstos son definidos por la NOM-052-SEMARNAT-2005. De acuerdo a los datos publicados por la SEMARNAT, (2012), en 1950 la población de ese entonces tenía una producción per cápita promedio de 0.30 *kg/hab/día*, cuya cifra se incrementó para el 2011 a 1.0 *kg/hab/día*, representando un aumento en la generación promedio en ese intervalo de tiempo de 34 millones de toneladas. El marcado incremento superó los lugares para la disposición de los RS con las medidas de control ambiental adecuadas, ya que hasta el 2011 se estimó que el 72 % del volumen generado de residuos se dispuso en rellenos sanitarios y sitios controlados, el 23 % en sitios no controlados y solo 5 % se recicló.

Debe resaltarse que un sitio controlado es definido por la NOM - 083 - SEMARNAT - 2003 como el lugar inadecuado para la disposición final de RS, cuyas instalaciones cumplen con las particularidades de un relleno sanitario en lo referente a obras de infraestructura y operación, pero no cumple con las especificaciones de impermeabilización. Esta última característica representa un riesgo alto de infiltración de lixiviados hacia el subsuelo. Por otro lado, la poca cultura que hay en México en cuanto al reciclaje se refleja en solo un 5 % de recuperación, en contraste con el 20 % en promedio alcanzado en países desarrollados (OCDE, 2008).

Con respecto al Estado de México la situación no es distinta a pesar de que 8 rellenos sanitarios iniciaron operaciones entre los años 2006 al 2010, contabilizando un total de 11 instalaciones en territorio mexiquense. En tal sentido, la disposición adecuada de RS apenas alcanza el 42 % del total generado, el resto se coloca en sitios no controlados a pesar de los daños que se ocasionan al medio ambiente. Dada la gran actividad económica que se tiene en el Estado de México, la producción de los RS que se genera es demasiado elevada en comparación con otros estados de la República Mexicana. De este modo, tan sólo en ésta entidad federativa se generaron en 1995 un promedio de 12,183 toneladas de RS al día o 4.5 millones de toneladas anuales. Así, para el 2010 la generación de RS pasó a ser de 6 millones de toneladas, lo cual representa el 17 % del total nacional (Secretaría del Medio Ambiente, 2012).

Problemas ambientales por efecto de la generación de lixiviados

En la década de los 50's, se desarrollaron en los Estados Unidos de Norteamérica los primeros estudios para conocer el grado de contaminación por efecto de la infiltración de lixiviados, cuyo balance permitió establecer un análisis previo del grado de afectación del agua subterránea y superficial. Con base a estos resultados de dos vertederos ubicados en el estado de California, se pudo concluir que si un vertedero sanitario no intercepta las líneas de flujo del agua subterránea la calidad del agua no será degradada, en consecuencia puede ser utilizada para uso doméstico y riego. En forma contraria, si un vertedero sanitario está en contacto con el flujo subterráneo de un acuífero esta interacción causará degradación del agua subterránea, cuya situación restringirá el uso doméstico y riego agrícola.

Otro estudio desarrollado por la Universidad de California en 1961, titulado “Efectos de vertederos sobre la calidad del agua”, tuvo como principal objetivo recabar el mayor número de datos alrededor de la extensión de los lixiviados en el agua subterránea. El reporte final contenía información sobre el movimiento vertical del agua, procesos de descomposición de los RS, el movimiento y producción de gas, así como el desplazamiento de lixiviados. En este mismo contexto, Andersen y Dornbush, (1967, 1968) estudiaron durante diez años el efecto sobre la calidad del agua subterránea a causa de los desechos vertidos en una mina de grava abandonada, donde el nivel freático de la zona era de 2.2 m.

En el mismo contexto, Andersen y Dornbush, (1967, 1968) construyeron 45 pozos de monitoreo aguas arriba y debajo de un sitio de vertido. Los resultados obtenidos mostraron que los cloruros, el ión sodio y la dureza total fueron los parámetros inorgánicos representativos de los cambios atribuidos a los lixiviados generados en el área del vertedero. Asimismo, en el Reino Unido fueron desarrolladas investigaciones en el contexto de la disposición de los RS. Entre estos trabajos destaca el titulado “Contaminación del Agua por el Vertido de Residuos” ordenado en 1961 por el gobierno local (Ministry of Housing and Local Government, 1961) con el fin de evaluar el efecto de los lixiviados sobre el agua subterránea. En este estudio, fue posible comparar también las propiedades de los lixiviados de un vertedero en condiciones de humedad y sin ella, cuyos resultados mostraron que los lixiviados de residuos bajo condiciones húmedas presentaban mayor carga de contaminantes en relativamente poco tiempo.

Asimismo, y dentro de la misma línea de estudio, se llevó a cabo una de las investigaciones más importantes sobre vertederos en la década de los 60’s, conducida por el profesor Hughes del Illinois State Geological Survey en 1967. El profesor Hughes, (1967) publicó una metodología para la evaluación de sitios de disposición final considerando el ambiente hidrológico del sitio y el método de disposición. En este estudio se destaca que los factores geológicos, hidrológicos y climáticos influyen directamente en la producción y propagación de los contaminantes generados en estos sitios. Por lo tanto, resultaría equivocado extrapolar los resultados obtenidos de un área a otra.

En este mismo contexto, Cartwright y McComas, (1968) condujeron estudios de temperatura y resistividad en el suelo alrededor de un vertedero de Illinois. Ellos concluyeron que los estudios de geofísica no sustituyen los de hidrogeología, pero pueden ser usados como una herramienta de control preliminar para la ubicación de piezómetros en un relleno sanitario. Por otro lado, Cartwright y Sherman, (1969) realizaron un estudio titulado “Evaluación de Vertederos Sanitarios en Illinois”, en el cual destacaron entre otros aspectos, que las minas que albergaron materiales como calizas o gravas no son sitios adecuados desde el punto de vista hidrogeológico para el emplazamiento de un vertedero. En tal situación, se debe de preferir zonas que contenga materiales de baja permeabilidad para evitar la filtración de lixiviados.

Con el propósito de conocer el efecto del vertido de RS sobre la calidad de agua subterránea, Glower et al., (1975) realizaron una investigación en tres vertederos ubicados sobre materiales no consolidados (arena y grava), con el objetivo de conocer los procesos de degradación y autpurificación en el suelo. En este trabajo se construyeron pozos de monitoreo aguas arriba y abajo alrededor del sitio de vertido con profundidades entre 8 y 11 *m*. Sus resultados mostraron que muchos contaminantes fueron eliminados del agua subterránea por procesos naturales, en tanto que otros redujeron su concentración únicamente por dilución. Al mismo tiempo se vio que la calidad del agua, en el caso de las muestras analizadas aguas arriba del sitio, no presentó alteración de su composición natural. Por el contrario, aquellas muestras que se tomaron hasta 250 *m* del margen del vertedero, en el sentido del flujo del agua subterránea, presentaron alteraciones en su calidad.

En algunas circunstancias la contaminación por lixiviados puede causar severos daños a los acuíferos destinados al suministro doméstico, como el que sucedió en el vertedero de la ciudad de New Castle, Delaware (Apgar y Satherthwaite, 1975). En otros casos, los focos de contaminación no tienen un riesgo significativo sobre las fuentes de agua disponibles. Esto se puede explicar por el flujo favorable de los contaminantes o por los procesos de atenuación que experimentan. Los trabajos citados son solamente algunos que han investigado la relación directa entre lixiviados y su afectación sobre el agua subterránea, al mismo tiempo también establecieron las bases metodológicas que hasta hoy están vigentes para el estudio de la contaminación en los acuíferos.

Entre las distintas investigaciones hechas en este campo resulta de particular interés los trabajos desarrollados en el vertedero de la Base Borden, ubicada en la provincia de Ontario, Canadá (Cherry et al., 1983). La importancia de este trabajo se centró en el amplio espectro definido para el estudio de la contaminación del acuífero, ya que se construyeron dispositivos innovadores para el muestreo del agua subterránea a diferentes profundidades, permitiendo así realizar estudios de hidrogeoquímica, hidrogeología, geofísica e isotopía para evaluar los efectos de la dispersión a pequeña escala. Los resultados obtenidos mostraron el comportamiento temporal de la pluma de lixiviados mediante su delimitación en el acuífero que subyace el vertedero Borden.

A partir de la información obtenida de los trabajos antes mencionados, se impulsaron una diversidad de estudios con el interés por documentar y medir los impactos adversos que podrían provocar los lixiviados en las fuentes de agua subterránea, así como de las zonas entorno al vaso de vertido. Estos estudios incluyeron, caracterización fisicoquímica de lixiviados, tales como los realizados por Flyhammar, (1995), quien examinó la calidad de los lixiviados en varios vertederos activos en Suecia, o los de Sánchez et al., (1993), quienes investigaron la producción de lixiviados en dos diferentes vertederos ubicados en la zona de Madrid, España.

En este mismo sentido, destacan los realizados por Zheng et al., (1991), quienes analizaron la alteración de la calidad del agua subterránea por intrusión de lixiviados provenientes del vertedero de Lone Pine, ubicado en New Jersey, así como el de Gailey y Gorelick, (1993), quien desarrollaron y aplicaron una herramienta metodológica para la administración de la calidad del agua subterránea en el vertedero de Gloucester, Ottawa, Canadá. Del mismo modo, Bling, (1995) también estudió la presencia de contaminantes en el agua subterránea aguas abajo de un vertedero sin impermeabilización en Sudáfrica. Otras investigaciones realizadas en diferentes vertederos que reportan la influencia de los lixiviados sobre la calidad del agua subterránea son: Schultz y Kjeldsen, (1986); El-Fadel et al., (1997); Christensen et al., (1998); Fatta et al., (1999); Mor et al., (2006); Carpenter et al., (2012).

En México hay algunos trabajos que abordan la problemática antes mencionada, tales como el de Reyes-López et al., (2008) realizado en un tiradero a cielo abierto ubicado en una zona agrícola del valle de Mexicali, Baja California, México. Estos investigadores evaluaron la pluma de contaminación asociada a los lixiviados, donde consideraron estudios hidrogeoquímicos, hidrogeológicos, geofísicos, pruebas de penetración por radar para la identificación y delimitación de la pluma de contaminación en el acuífero poco profundo. Por su parte, Pérez et al., (2002) investigaron la influencia de los lixiviados sobre la calidad del agua subterránea de un acuífero en la ciudad de Durango, partiendo del conocimiento de las condiciones topográficas, geológicas e hidrogeológicas de la región.

En resumen, los estudios citados han mostrado que la liberación no controlada de lixiviados hacia el ambiente, que se forman en los vertederos, representan quizá la mayor amenaza de contaminación a los cuerpos de agua, ya que se han encontrado evidencia de su degradación condicionando su uso para consumo humano. Los principales factores que influyen en la afectación del acuífero son los climatológicos, geológicos y operacionales, debido a que intervienen directamente en la propagación de la pluma de contaminación como en su atenuación. Asimismo, las singularidades de los factores entorno al vaso de vertido han revelado que cada sitio presenta características particulares, lo que impide generalizar o extrapolar los resultados de un sitio a otro, por lo que cada vertedero resulta ser diferente para el análisis de la vulnerabilidad a la contaminación.

1.2 Objetivo general

El objetivo principal que se persigue en este proyecto de investigación es la simulación en la zona no saturada de la pluma de lixiviados generada en un vertedero de residuos sólidos municipales no controlado, así como la evaluación del transporte de contaminantes considerando los procesos hidrodinámicos de advección - dispersión. Bajo este contexto, y teniendo en cuenta la importancia que representa el estudio de los factores de contaminación asociados con el mal funcionamiento de los sitios de disposición final de residuos sólidos (RS), se ha planteado realizar el presente trabajo en el vertedero de RS del municipio de Almoloya del Río (AR). Este sitio no controlado ha estado funcionando desde 1995 en una mina de extracción de agregados pétreos que no cuenta con ninguna obra civil para la captación de los lixiviados generados ahí, por lo que se presume que éstos se percolan hacia las capas que subyacen al vertedero.

1.3 Objetivos particulares

De acuerdo al planteamiento antes propuesto, y entendiendo las necesidades de cada etapa del proyecto, se han definido los siguientes objetivos particulares en el marco de la investigación, de tal modo que en su conjunto permitan alcanzar el objetivo principal del trabajo. Estos objetivos específicos son los siguientes:

- 1) Construir un modelo conceptual preliminar del vertedero a partir de la investigación de las propiedades hidrogeológicas existentes en la zona de estudio.
- 2) Construir una columna empacada con residuos crudos, cuya composición sea igual al porcentaje obtenido de la caracterización de los RS hecha *in situ*, de tal modo que se determine la conductividad hidráulica saturada vertical (K_s), porosidad, capacidad de campo y humedad.
- 3) Determinar la K_s de la celda de residuos cubierta a partir de pruebas hidráulicas de cabeza descendente en pozos construidos en puntos superficiales. Los datos obtenidos se utilizarán en el modelo de Lefranc. Así mismo, se les determinará el contenido de humedad a las muestras de los RS extraídas de los pozos, y con el material granular excavado se hará un estudio de distribución de partículas para conocer sus propiedades hidráulicas.
- 4) Estimar el volumen producido de lixiviado a través de un balance hídrico empleando el modelo WBM y el HELP3, así como su posterior validación a partir de las mediciones puntuales obtenidas en los lisímetros que serán instalados bajo la capa de cobertura y celda de RS.
- 5) Instalar 6 lisímetros de succión y construir 4 lisímetros de libre drenado para obtener muestras puntuales de lixiviados en la celda de RS, cuyo fin principal es determinar la composición iónica que permita conocer el grado de contaminación, así como medir el volumen producido de lixiviados a fin de validar los resultados del balance hídrico.
- 6) Medir *in situ* el pH , la temperatura, la conductividad eléctrica y el contenido de sólidos disueltos de cada una de las muestras de lixiviados recuperadas en los lisímetros y de las muestras de agua subterránea extraídas en los pozos.

- 7) Caracterizar fisicoquímicamente los lixiviados para conocer la concentración de los iones amonio, nitrato, sulfatos, cloruros, hierro, sodio, magnesio y dureza; además de la materia orgánica disuelta expresada como Demanda Química de Oxígeno (*DQO*) y Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (*DBO₅*).
- 8) Caracterizar fisicoquímicamente el agua de los pozos someros que pudieran existir, así como de los pozos profundos situados en el entorno del vertedero. Los parámetros que se han considerado comprenden: la dureza total, los iones amonio, nitrato, sulfatos y cloruros, además de materia orgánica disuelta expresada como *DQO*.
- 9) Determinar la textura del terreno bajo el vertedero por medio del método del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, con la finalidad de conocer su conductividad hidráulica vertical saturada, porosidad, capacidad de campo y punto de marchitez.
- 10) Aplicar un modelo matemático para estimar el avance del flujo de lixiviados y transporte de solutos en dirección vertical descendente en la zona no saturada, considerando los procesos de advección, dispersión y adsorción, así como las especies químicas que se forman al interactuar los lixiviados con infiltraciones de agua subterránea.

1.4 Organización de la Tesis

Con el fin de hacer frente al objetivo general, el presente trabajo de investigación se ha organizado en tres bloques principales distribuidos de la siguiente forma: (1) estudio hidrogeológico, (2) estudio hidrogeoquímico y (3) la simulación del perfil de humedad, análisis del transporte de contaminantes y reacciones químicas en la zona no saturada que subyace el vertedero. El primer bloque se describe en el capítulo 2, donde se incluyen los resultados correspondientes a los niveles piezométricos obtenidos en la parte sureste del acuífero del valle de Toluca, la dirección del flujo subterráneo y la geología de la zona donde se localiza el vertedero.

Adicionalmente, en el capítulo 2 se reportan los resultados de los parámetros hidráulicos obtenidos de una columna empacada con residuos crudos, que en conjunto con los datos climatológicos de la CONAGUA sirvieron como punto de partida para el balance hídrico estimado con el modelo HELP3. En el capítulo 3, se reportan los resultados obtenidos tanto en campo como en laboratorio, con base a las muestras de lixiviados cuantificados y sometidos a procesos analíticos, con el fin de conocer su producción diaria y mensual, carga orgánica y macrocomponentes inorgánicos disueltos. Asimismo, en el capítulo 3 se describe la técnica de instalación de los lisímetros de libre drenado, de succión y los lisímetros caja o monolito instalados en el vertedero.

En el capítulo 4 de esta tesis se presentan los resultados obtenidos en la simulación del perfil de humedad, el transporte de contaminantes y las reacciones químicas en la zona no saturada que subyace el vertedero. En este capítulo se tomó como referencia la información de los capítulos 2 y 3 para llevar a cabo la modelación de la pluma de lixiviados. Dicha información, se ingresó al programa informático *Hydrus-1D*, que incorpora un método numérico basado en el elemento finito para resolver tanto la ecuación de Richards para flujo no saturado, así como la ecuación de dispersión-advención para el transporte de solutos sobre un eje vertical. Finalmente, en el capítulo 5 se presentan las conclusiones más importantes obtenidas de todo el trabajo, así como algunas recomendaciones que pueden dar origen a futuras líneas de investigación.

REFERENCIAS

- Andersen, J.R., and Dornbush, J.N. 1967.** Influence of sanitary landfill on groundwater quality. *Journal. AWWA.* (59). 457 pp.
- Andersen, J.R., and Dornbush, J.N. 1968.** Quality chance of shallow groundwater resulting from refuse disposal at a gravel pit. *Report on Project SRI 3553, Brookings, South Dakota.* 41 pp.
- Apgar, M.A., and Sathernwaite, Jr. W.B. 1975.** Groundwater contamination associated from the Llangollen landfill , New Castle Co., Delaware. In: Proc. Res. Symp., Gas and Leachate from Landfills, New Brunswick, N.J.U.S. Environ. Prot. Agency, Natl. Environ. Res. Cent., Cincinnati, Ohio
- Blight, G.E. 1995.** Ground-water pollution from a landfill in a semi-arid climate, in: R Cossu, H. T. Christensen and R. Stegmann (eds). Regulations, Environmental Impact and aftercare. Proceedings Sardinia `95, Fifth International Lanfill Symposium. Vol III, Sardinia, Italy, pp 593-599.
- Carpenter, P.J., Ding, A., and Cheng, L. 2012.** Identifying groundwater contamination using resistivity surveys at a landfill near Maoming, China. *Nature Education Knowledge.* 3 (7). 20 pp.
- Cartwright, K., and Mc Comas, R. 1968.** Geophysical surveys in the vicinity of sanitary landfills in northeastern Illinois. *Ground Water.* 6 (5). 23 pp.
- Cartwright, K., and Sherman, F.B. 1969.** Evaluating sanitary landfill sites in Illinois. *Illinois State Geological Survey Environmental Geology Notes.* (27). 15 pp.
- Cherry, J.A., Gillham R.W., Anderson, E.G., and Johnson, P.E. 1983.** Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study 2. *Journal of Hydrology.* (63) pp. 31-49.
- Christensen, J.B., Jensen, D.L., Gron, C., Filip, Z., and Christensen, T.H. 1998.** Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. *Water Res.* (32). pp. 125–135.
- DOF. 2003.** Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 8 de octubre del 2003
- El-Fadel, M., Angelos, N.F., James, O.L. 1997.** Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management.* (50). pp. 1-25.
- Fatta D., Papadopoulos, A., Loizidou, M., 1999.** A study on the landfill leachate and its impacto on the grounwater quality of greater area. *Enviromental Geochemistry and Health.* (21). pp. 175-190.

- Flyhammar, P. 1995.** Leachate quality and environmental effects at active Swedish municipal landfill in: R Cossu, H. T. Christensen and R. Stegmann (eds). Regulations, Environmental Impact and aftercare. Proceedings Sardinia `95, *Fifth International Landfill Symposium. Sardinia, Italy.* (3). pp. 549-557.
- Gailey, R.M., and Gorelick, S.M. 1993.** Desing of optimal, reliable plume capture scheme: application to the Gloucester landfill groundwater contamination problem. *Ground Water.* 31 (1). pp. 107-114.
- Golwer, A., Matthes, G., and Schneider, W. 1975.** Effects of waste deposits on groundwater quality. *Proc. of the Moscow Symposium, Groundwater Pollution,* I.A.H.S.-A.I.S.H. Publ. (103). pp. 159-166.
- Hughes, M.G. 1967.** Selection of refuse disposal sites in northeastern Illinois. *Environmental geology notes.* Illinois state geological survey. (17). pp 64.
- Ministry of Housing and Local Government 1961.** Pollution of water by tipped refuse. Her Majesty's Stationery Office, London, 141.
- Mor, S., Khaiwal, R., Dahiya, R.P., Chandra, A., 2006.** Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environ Monit. Assess.* (118). pp. 435-456.
- OCDE. 2008.** OECD Key Environmental Indicators. OECD Environment Directorate, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France. <<http://www.oecd.org/env/>>.
- Pérez- López, M.E., Vicencio de la Rosa, M.G., Alarcón-Herrera, M.T. y Vaca-Mier, Mabel. 2002.** Influencia del basurero municipal en la calidad del agua del acuífero de la ciudad de Durango, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 18 (3). pp. 111-116.
- Reyes-López, J.A., Ramírez-Hernández, J., Lazaro-Mancilla, O., Carreón-Diazconti, C., Loeches, M.M. 2008.** Assessment of groundwater contamination by landfill: A case in México. *Waste Management.* (28) pp. 33-39.
- Sanchez Ledesma, D.M., Dorronsor, J.L., Fernandez-Serrano, M.E. and Herraez, I. 1993.** Study of the leachates generated by two different landfills located in the municipality of Madrid, in: R. Cossu. H.T. Christensen and R. Stegmann (eds) Proceedings Sardinia `93, *Fourth International Landfill Symposium. Sardinia, Italy.* pp. 1019-1032.
- Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2012.** Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. pp 49
- Secretaria del Medio Ambiente 2012.** Prontuario del Gobierno del Estado de México. Unidad de Información, Planeación, Programación y Evaluación. Resumen en Cifras 2005-2012. pp 1-9.

Schultz, B., and Kjeldsen, P. 1986. Screening of organic matter in leachate from sanitary landfills using gas chromatography combined with mass spectrometry. *Water Research*. 20 (8). pp. 965-970.

United States Environmental Protection Agency (USEPA 2013). Solid Waste and Emergency Response (5306P) EPA530-F-13-001 www.epa.gov/wastes

United States Environmental Protection Agency (USEPA 2009). Municipal solid waste generation, recycling, and disposal in the United States: Facts and figures for 2008, USEPAFactSheetEPA-530-F-009-021.
<http://www.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/pubs/msw2008rpt.pdf>.

Zheng, C., Bennett, G.D., and Andrews, C.B. 1991. Analysis of groundwater remedial alternatives at superfund site. *Ground Water*. 29 (6). pp. 838-848.

Capítulo 2

Análisis de pruebas hidráulicas a escala de laboratorio con residuos sólidos municipales confinados en un vertedero

2.1 Introducción

Las propiedades hidráulicas de los RS, tales como la capacidad de campo o la conductividad hidráulica, en conjunto con otros parámetros físicos como la densidad de compactación o la distribución de las capas, gobiernan el movimiento de humedad y la cantidad generada de lixiviados en los vertederos de RS. La evaluación de estas propiedades resulta crítica para el entendimiento del proceso de formación de lixiviados, así como en el diseño del sistema de contención y almacenamiento en un relleno sanitario (Reddy et al., 2009). Es bien sabido, que el modo operativo de un vertedero influirá en el volumen de lixiviados producidos, ya que si en él se confinan residuos con alto porcentaje de humedad, como suelen ser los alimenticios o los residuos en estado líquido, notablemente se disminuirá la capacidad de almacenamiento de humedad de la masa de residuos promoviendo la producción de lixiviados (Bagchi, 1994).

Por otro lado, la presencia de altas proporciones de papel, cartón u otros similares mejorará la capacidad de absorción de los RS, de ahí que se refleje en una disminución en la cantidad generada de lixiviados (Chen y Chynoweth, 1995). De este modo, se espera que residuos con proporciones altas de materiales absorbentes tengan valores más altos de capacidad de campo en relación a aquellos que no los tienen, incrementando significativamente el tiempo de percolación del lixiviado en la base del vertedero. Bajo este contexto, se persigue investigar las condiciones hidrogeológicas donde está establecido un tiradero de RS, para conocer el alcance que pudiera tener la operación no controlada de este sitio sobre el acuífero del valle de Toluca. Este trabajo de investigación incluye la evaluación histórica de los datos de abatimiento hidráulico en los multipiezómetros instalados por la CONAGUA desde 1968, la caracterización en laboratorio y *in situ* del material granular donde se ubica el tiradero, de modo que se puedan conocer sus propiedades hidráulicas y el uso de una columna empacada con residuos para estudiar en laboratorio el proceso de formación de lixiviados a partir de la composición típica de basura que llega al tiradero.

2.2 Materiales y método

2.2.1 Marco hidrogeológico del acuífero del valle de Toluca y descripción del área de vertido

El sistema hidrogeológico regional dentro de la cuenca del valle de Toluca se distingue por contener dos acuíferos principales: el inferior, semiconfinado, que consiste en una combinación de depósitos volcanoclásticos asociados a una extensa formación basáltica (CNA, 1996b), la cual tiene un espesor de 100 a 400 *m* a través del acuífero (CNA, 1996b); y el superior, semiconfinado y libre constituido principalmente de sedimentos aluviales heterogéneos intermitentemente separado del acuífero inferior por materiales arcillosos de baja permeabilidad (CNA, 1996b). Estos depósitos lacustres y aluviales se encuentran en un rango que fluctúa entre 100 *m* de espesor, hacia el centro del acuífero, hasta desaparecer en la periferia de la cuenca. A lo largo de la porción este de la cuenca del valle de Toluca, materiales basálticos y depósitos de ceniza de la formación Chichinautzin cubren a la formación Tarango. Estos conglomerados tienen alta porosidad, pero tienden a ser de menor permeabilidad que la formación Tarango (DGCOH, 1992).

Tales formaciones alcanzan un espesor máximo aproximado de 300 m a lo largo de la frontera este de la cuenca (CNA, 1996b), y hacia el oeste, en áreas aledañas al volcán de Toluca, se observan flujos piroclásticos, conformando zonas primarias de recarga para el acuífero inferior dentro de la formación Tarango (DGCOH, 1992; CNA, 1996b; CNA, 1996a). Históricamente, el flujo subterráneo regional se dirigía de sur a norte (CNA, 1996b), pero el bombeo de los pozos profundos a través de la cuenca ha alterado progresivamente su dirección. El mayor impacto se debe al sistema de pozos Lerma (CNA, 1997), el cual ha inducido el flujo hacia el este de la cuenca.

Esta cuenca que en su forma integral se denominada Cuenca Alta del Río Lerma (CARL), se integra de 33 municipios, agrupados en tres subregiones, Curso Alto, Curso Medio y Curso Bajo. En su Curso Alto se encuentra el municipio de Almoloya del Río ubicado sobre una elevación de origen volcánico, en cuya superficie predominan rocas de tipo basáltico. Geográficamente el municipio se localiza a una altitud entre 2,500 y 2,600 *msnm* y sus coordenadas puntuales son 19° 10' 30" de latitud norte y 99° 29' 15" de longitud oeste. La zona de estudio colinda al norte con Atizapán (Santa Cruz) y Tianguistenco; al sur con Tianguistenco y Texcalyacac; al este con Tianguistenco y Xalatlaco, mientras que al oeste limita con San Antonio la Isla.

Según datos del último censo de población y vivienda (INEGI, 2012), se tiene que este municipio cuenta con una población de 10,886 habitantes, cuya actividad económica principal es la elaboración de prendas de vestir. Dentro de este municipio se encuentra situada la zona de estudio de la presente investigación, que incluye el vertedero de RS que inició su actividad desde hace ya 19 años bajo la responsabilidad de la autoridad local, dado que no contaban con un lugar apropiado para depositar los RS recolectados. Fue así de esta manera como se improvisó el *vertedero de RS no controlado* en un socavón parcialmente agotado de 6400 m², sin que se haya acondicionado previamente alguna obra de ingeniería civil que evite el transporte de vectores de contaminación por la generación de lixiviados. La NOM-083-SEMARNAT-2003 clasifica a este vertedero como un sitio tipo D debido al ingreso de menos de 10 toneladas diarias de RS.

Este sitio particularmente se ubicó al sureste de la cabecera municipal, cerca del pueblo de San Lorenzo Huehuetitlán, en los límites con el municipio de Tianguistenco (figura 2.1). El vertedero funciona sin una barrera impermeable en el fondo que evite la migración de los lixiviados hacia la zona no saturada, lo que sin duda representa un alto riesgo de contaminación para el acuífero que subyace el vertedero. Además el sitio no está resguardado o cercado, facilitando el ingreso de residuos sin ningún control. Durante todo el año la basura permanece a la intemperie, es decir, a cielo abierto, lo que ocasiona la dispersión de partículas contaminantes y la producción de lixiviados en la temporada de lluvias. Actualmente se distinguen dos secciones en el sitio: una de 4545 m^2 , sellada con material geológico desde el 2011 y otra que se mantiene a la intemperie donde se continúan depositando residuos (figura 2.1 y 2.2).

2.2.2 Ubicación de los pozos de monitoreo para el registro de niveles freáticos

En este estudio la profundidad del nivel freático en la región aledaña al vertedero se determinó a partir de los registros históricos de los multipiezómetros PL-106 y PL-109 instalados en Almoloya del Río por la CONAGUA (CNA, 1996a y CNA, 1997), cuya ubicación se observa en la figura 2.1. La información disponible data desde 1968, año en el que la CONAGUA instaló una serie de multipiezómetros para monitorear el sur de la cuenca del valle de Toluca, la cual estuvo constituida por puntos de monitoreo discretos (normalmente cinco o seis), en profundidades que fluctúan entre 10 y 180 m para algunos sitios. Después de un análisis de la información disponible, se eligieron los multipiezómetros PL-106 y PL-109, por ser los mejor ubicados en relación al foco de contaminación definido por el área de afectación del vertedero. El primero se ubica en el corazón del municipio a 2571.3 $msnm$, en cambio el segundo está enclavado más hacia el norte a 2578 $msnm$, en la zona conocida como "Rancho el Pastor". La información obtenida se analizó con la finalidad de estimar el nivel freático y la profundidad con respecto al nivel del suelo entorno al área de estudio.

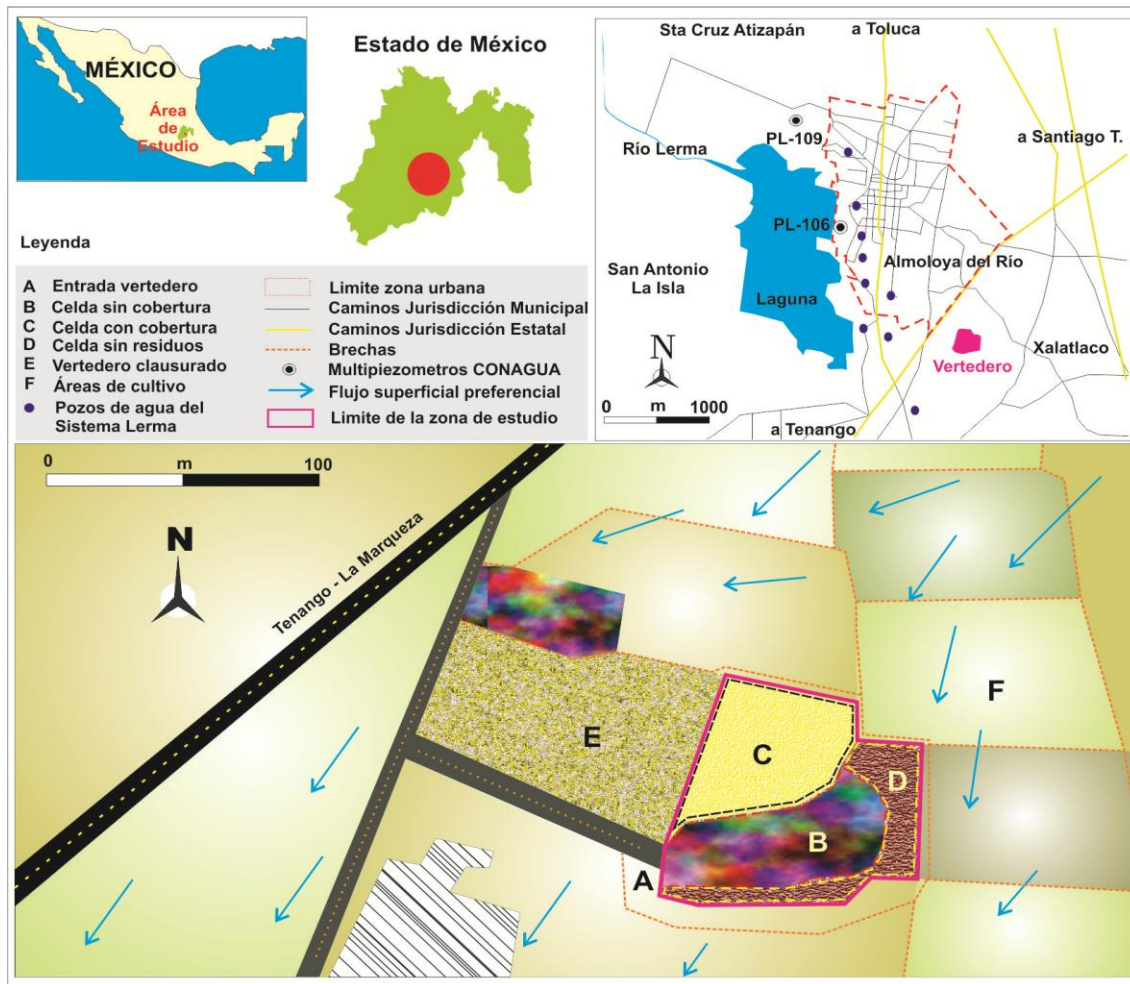


Figura 2.1. Ubicación del área de estudio y las características físicas que actualmente prevalecen en las celdas del vertedero de RS. También se muestra la ubicación de los pozos del sistema Lerma que se encuentran en el área de estudio, los multipiezómetros PL-106 y PL- 109 de la CONAGUA necesarios en el monitoreo de las cargas hidráulicas en el acuífero y la dirección del flujo superficial en torno al vertedero. Fuente: elaboración propia.

2.2.3 Análisis del tamaño de partículas en muestras de suelo

Este estudio se enfocó en la recuperación de muestras de suelo en diversos puntos del área de vertido, para posteriormente someterlas a una evaluación de la distribución de tamaños de partículas empleando tamices con diferentes diámetros de abertura nominal (ASTM D 422). Esta técnica permitió identificar las características del suelo tales como porosidad, punto de marchitamiento, capacidad de campo, textura y conductividad hidráulica, que en conjunto con la información climatológica proporcionaron información acerca de la capacidad de recarga del suelo. La toma de dichas muestras se hizo en el fondo o base del sitio de estudio. En ese sentido, se recuperaron en total tres muestras de suelo que se sometieron a un análisis granulométrico.

Es preciso aclarar que la extracción de las muestras fue posible después de perforar en el fondo del vertedero, los sondeos donde se instalaron los piezómetros para la realización de las pruebas de infiltración. De esta manera, los sondeos instalados permitieron realizar pruebas de descenso hidráulico sobre la base del vertedero y, de esta forma, obtener información de la capacidad de permeabilidad. Como etapa previa a la prueba, fue necesario limpiar la superficie del suelo eliminando la maleza que lo cubría, para posteriormente con la ayuda de una posteadora perforar hasta una profundidad de 90 *cm*. Finalmente todas las muestras se sometieron a un proceso de tamizado usando las mallas número 4, 10, 20, 40, 60, 100 y 200, cuyo procedimiento permitió obtener fracciones de suelo y representarlas de manera gráfica para su interpretación cuantitativa. La ubicación de los puntos de muestreo e instalación de los piezómetros en el área de estudio se puede observar en la figura 2.2. Como actividad complementaria, las muestras de suelo se identificaron como S-5, S-6 y S-7 para facilitar su identificación en el laboratorio.

2.2.4 Análisis del tamaño de partículas de la capa de cobertura

Las muestras de suelo se recuperaron de la sección del vertedero que fue cubierta en el año 2011, cuya fracción equivale a una extensión de $4545 m^2$, que representa el 70 % del área total del vertedero. En este sentido, fue necesario realizar tres sondeos sobre la capa de cobertura con el objetivo de recuperar y caracterizar el tipo de suelo colocado encima de la masa de residuos, con el fin de identificar la porosidad, el punto de marchitamiento, la capacidad de campo, la conductividad hidráulica, la textura, y el espesor de la capa. Estos parámetros en combinación con la información climatológica local permitirán alimentar al modelo WBM y HELP3, de modo que sea posible cuantificar por medio de un balance hídrico el volumen de humedad que se infiltra a través de la capa de cobertura.

Adicionalmente, los sondeos construidos permitieron realizar las pruebas de infiltración sobre la masa de residuos confinada en esta sección del vertedero, así como obtener información de su capacidad de permeabilidad hidráulica. Tal como se trataron las muestras de suelo recuperadas del fondo del vertedero, las muestras que se obtuvieron en la capa de cobertura también se sometieron a un proceso de tamizado usando las mallas número 4, 10, 20, 40, 60, 100 y 200, procedimiento que permitió obtener fracciones de suelo y representarlas de manera gráfica para su interpretación cuantitativa. La ubicación de los puntos de muestreo se identifica en la figura 2.2 como S-1, S-2 y S-3.

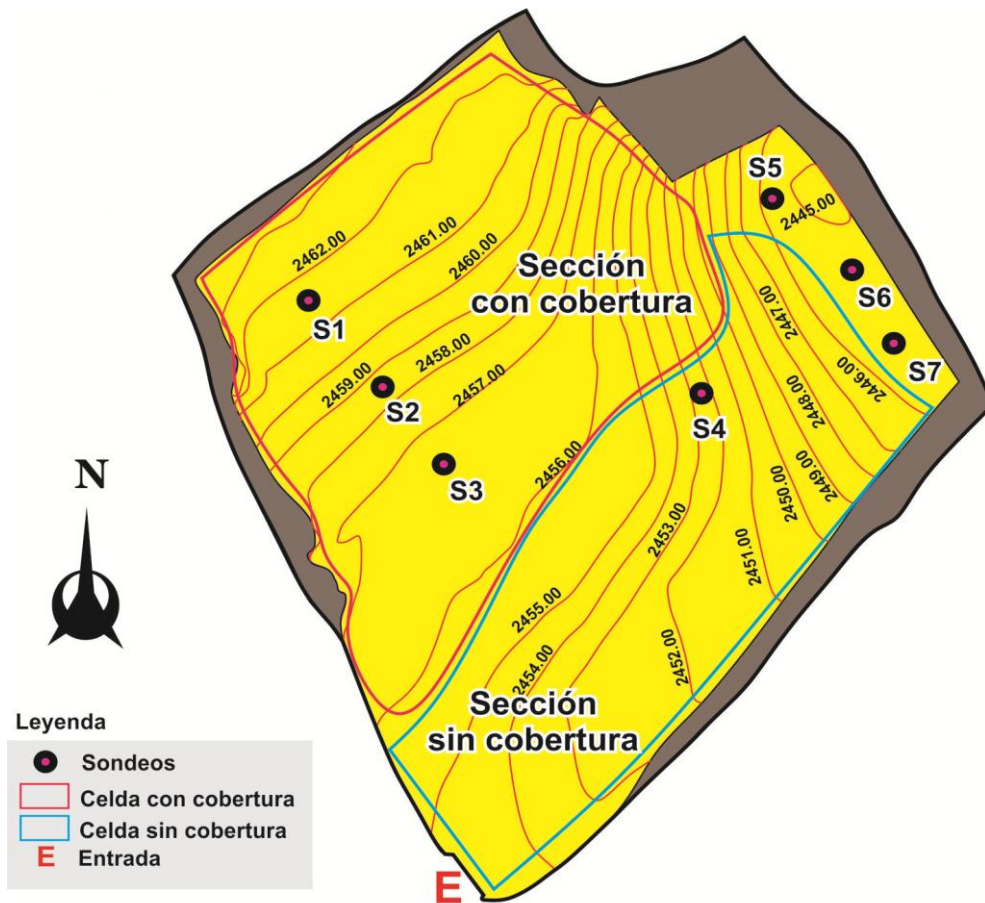


Figura 2.2. Esquema conceptual del mapa topográfico del área de estudio, en donde se aprecian dos secciones: la sección 1 que corresponde a la celda con cobertura y la sección 2 que corresponde a la celda sin cobertura. Así mismo se incluye la ubicación de los siete sondeos que se utilizaron para la realización de las pruebas de infiltración. Fuente: elaboración propia

2.2.5 Construcción de una columna para evaluar la permeabilidad de los RS crudos y la formación de lixiviados

La columna de pruebas se construyó usando un tinaco de 200 litros, el cual se perforó en el fondo con la finalidad de colocar una válvula acoplada a una tubería de 1 pulgada de diámetro, cuya función es la evacuación de los lixiviados hacia un tanque colector. En la construcción de la columna también se colocó en el fondo una capa de grava de 5 cm de espesor, cuya función fue prevenir el atascamiento de la tubería debido al posible arrastre de partículas de tamaño considerable. Así mismo, por debajo de esta capa filtrante se tendió una malla fina de tal modo que filtre aquellas partículas más finas que pudieran ser arrastradas por el efluente al momento del drenado.

Igualmente, fue necesaria la construcción de una base de madera para soportar la columna e instalar un tanque de 20 litros con un difusor, de tal modo que simule la precipitación como impulsión al sistema. Finalmente, se colocó un tubo de 1/2 pulgada de diámetro empotrado a un costado de la columna para la realización de una prueba a cabeza descendente que permitiera determinar la conductividad hidráulica saturada de la masa de residuos. Este tubo vertical simula la instalación de un piezómetro en la celda de residuos. El esquema de la columna se presenta en la figura 2.3, donde se incluyen los accesorios necesarios para determinar la magnitud de la capacidad de campo, porosidad y conductividad hidráulica saturada.

Una vez construida la columna, se procedió a realizar la caracterización de los RS en el vertedero, con el objetivo de conocer los porcentajes de los elementos que componen los residuos que ingresan al sitio y así poder representar tales condiciones en las pruebas de columna, adoptándose las recomendaciones establecidas en la NMX-AA-022-1985, con la particularidad que las muestras se tomaron directamente del frente de trabajo. De este modo, considerando secuencialmente las distintas etapas se generó la información presentada en la tabla 2.1. Adicionalmente, se obtuvieron muestras para determinar el contenido de humedad. Por lo tanto, una vez conocida las fracciones que integran los RS se procedió a preparar una muestra compuesta a partir de residuos colectados de fuentes domiciliarias, donde el periodo de muestro se extendió del 15 al 30 de junio del 2014.

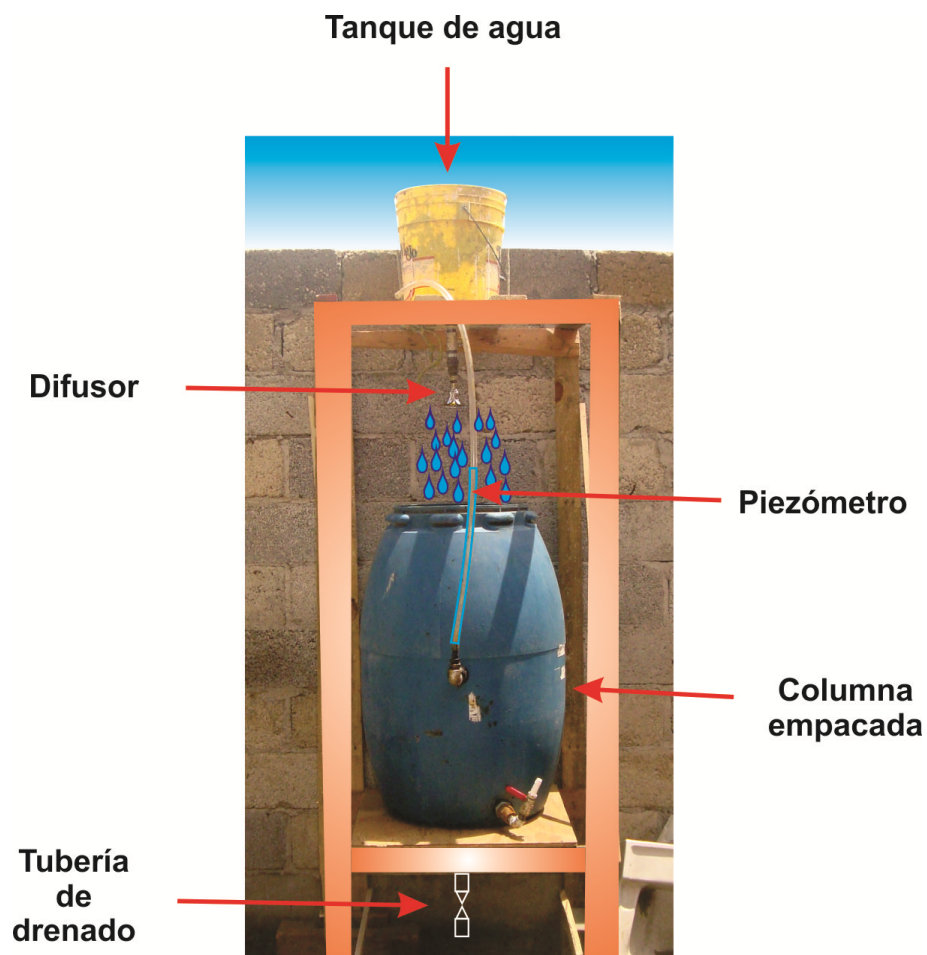


Figura 2.3. Esquema de la columna de pruebas hidráulica empacada con residuos crudos. En la figura se incluyen los accesorios que han sido utilizados para determinar la magnitud de la capacidad de campo, porosidad y conductividad hidráulica saturada. Fuente: elaboración propia.

Tabla 2.1. Elementos que componen la muestra de residuos contenida en la columna de pruebas, así como la masa de cada uno de ellos y los porcentajes correspondientes bajo la condición de base húmeda. Las proporciones se tomaron conforme a las cantidades encontradas en el estudio de caracterización efectuado en el vertedero de Almoloya del Río.

| No | Elemento | kg base húmeda | % w base húmeda |
|----|--|----------------|-----------------|
| 1 | Tela y textiles | 7.0 | 11.8 |
| 2 | Papel y cartón | 7.0 | 11.8 |
| 3 | Plásticos de alta y baja densidad | 11.0 | 18.6 |
| 4 | Vidrio de color y transparente | 1.2 | 2.0 |
| 5 | Material ferroso (latas) | 0.6 | 1.0 |
| 6 | Residuos orgánicos, tanto de comida como de jardinería | 24.6 | 41.6 |
| 7 | Otros | 7.8 | 13.2 |
| 8 | Carga total | 59.2 | 100.0 |

Durante el tiempo que duro el muestreo de los residuos domiciliarios con frecuencia estuvieron expuestos a la precipitación propia de la temporada húmeda, debido a que los propietarios de las casas comúnmente los almacenan en recipientes sin tapa y a la intemperie, sólo los residuos textiles se obtuvieron directamente del sitio de vertido. De este modo, los residuos diferenciables como el papel, cartón, plástico, tela y vidrio se fraccionaron de tal forma que su acomodo dentro de la columna fuera más homogéneo, propiciando que el espacio de la columna se distribuya adecuadamente. Esta labor se realizó manualmente con el auxilio de tijeras y cuchillos hasta lograr reducirlos, lo cual no siguió un patrón de tamaño establecido, únicamente se trató de disminuir el tamaño de tal forma que el volumen de toda la carga de residuos fuera más pequeña tratando que se acomodarán con mayor facilidad en la columna de pruebas.

En cambio los residuos alimenticios y de jardinería no fueron reducidos, ya que en su mayoría no representaron problemas para su inclusión dentro de la columna. Una vez preparada la muestra compuesta, se tuvo cuidado que las fracciones que integran el total se mezclaran perfectamente lográndose esta tarea con un traspaleo de un lado a otro. Las cantidades parciales de cada subproducto incluidos en la columna, se pesaron de acuerdo a los valores presentados en la tabla 2.1, con lo que se alcanzó una densidad de compactación de 296 kg/m^3 calculada a partir del conocimiento de la masa total de residuos en base húmeda y el volumen de la columna.

Justamente en esta parte del procesamiento de la muestra se tomó una porción para cuantificar su contenido de humedad inicial en el laboratorio, mediante el método de secado a peso constante. El porcentaje de humedad se determinó con la ecuación 2.1:

$$\%H = \left[\frac{G_1 - G_2}{G} \right] * 100 \quad (2.1)$$

donde $\%H$ es el porcentaje de humedad en la muestra de residuos; G_1 y G_2 es el peso de la muestra de residuos húmeda y seca respectivamente menos el peso del recipiente expresada en gramos $[M]$.

Una vez constituida la muestra homogénea de residuos, se procedió a cargarlos como se observa en la figura 2.4, disponiendo los residuos en capas uniformes, homogéneas y favoreciendo una compactación sobre capas delgadas. La densidad alcanzada de 296 kg/m^3 se obtuvo mediante una compactación manual, toda vez que debido a la falta de recursos materiales no hubo la posibilidad de efectuarlo por medio de un equipo hidráulico. No obstante ello, se empleó un bloque para pisonear los residuos del centro de la columna hacia los bordes con la finalidad de lograr más uniformidad.

Posteriormente de ser incluidos los residuos en la columna de pruebas, comenzó la aplicación de humedad a través del difusor adaptado al tanque de 20 litros (figura 2.5). La simulación de la lluvia continuó hasta que se obtuvo un rompimiento o flujo constante de lixiviados por la tubería de drenado. En ese momento, el percolado fue colectado en un recipiente y medido. De esta forma, el contenido de humedad a la que ocurrió el rompimiento correspondió a la capacidad de campo práctica (CCP) (Zeiss and Major, 1993; Campbell, 1982; Bagchi, 1994), calculándose con la ecuación 2.2.

Una vez que ocurrido el rompimiento, se continuó agregando humedad hasta lograr la saturación. En este punto el volumen de agua agregado ha desplazado al aire contenido en los poros, por lo que este volumen correspondió a la porosidad total de la muestra, registrándose el volumen. Enseguida se inició el drenado de agua contenida en la columna durante toda la noche midiendo el volumen total para poder así, determinar la capacidad de campo teórica (CCT) de la masa de residuos haciendo uso de la ecuación 2.2.

$$CC = V_a - V_d + H_{ir} \quad (2.2)$$

donde:

CC : capacidad de campo [$L^3.L^{-3}$]

V_a : volumen total de agua agregada referida al volumen de los residuos [$L^3.L^{-3}$]

V_d : volumen total de agua drenada referida al volumen de residuos [$L^3.L^{-3}$]

H_{ir} : contenido de humedad inicial de los residuos [$L^3.L^{-3}$]



Figura 2.4. a) Preparación de la masa de RS utilizados en las pruebas de columna, que incluye el proceso de mezclado después de desmenuzarlos, b) preparación de la columna de pruebas y compactación de los RS para simular las condiciones naturales del vertedero. Fuente: elaboración propia.

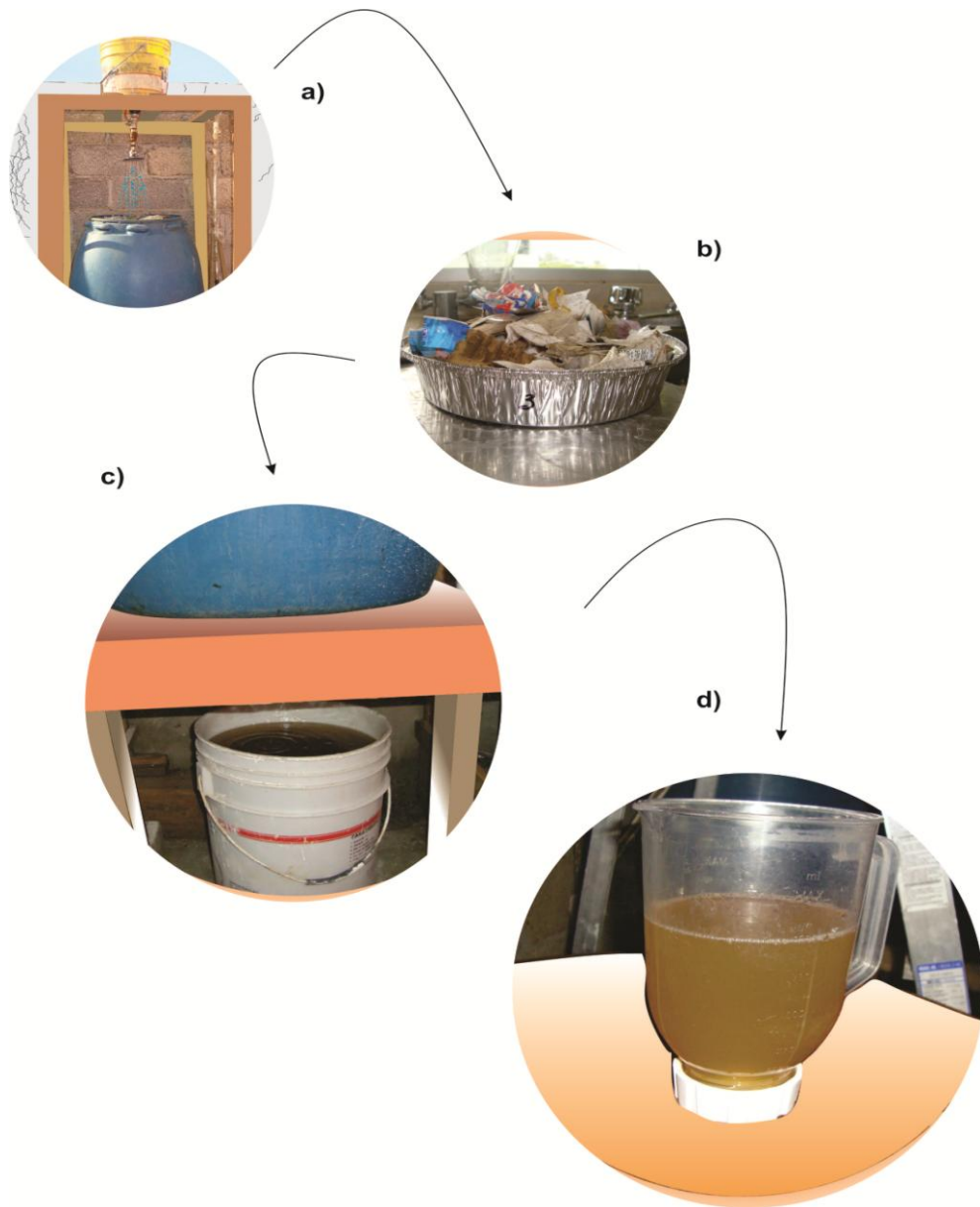


Figura 2.5. a) Aplicación de humedad en la columna de RS para la determinación de la capacidad de campo, porosidad y conductividad hidráulica saturada. b) Muestra de residuos que se obtuvo de la columna antes de iniciar la prueba experimental para determinar el contenido de humedad inicial en laboratorio. c) Recolección de lixiviados percolados a través de la columna de pruebas utilizando un recipiente de 20 litros. d) Apariencia física de los lixiviados obtenidos durante la evaluación de las propiedades hidráulicas de los residuos. Fuente: elaboración propia.

Para cuantificar las cantidades de humedad volumétrica y gravimétrica, presente en la masa de residuos, se han considerado las ecuaciones 2.3 y 2.4 respectivamente. En el caso del contenido de humedad volumétrica (θ) está se define como, la relación del volumen de agua que contiene la muestra dividido por volumen total, y típicamente este valor se encuentra entre el punto de marchitamiento y la capacidad de campo del medio poroso (Schroeder et al., 1994). Refiriéndonos ahora al contenido de humedad gravimétrica (w), esta magnitud está definida como la relación de la masa de agua entre la masa seca contenida en el volumen de control. La relación entre el contenido de humedad gravimétrica y volumétrica está dada por las ecuación 2.5 y 2.6, en términos de la densidad de masa seca de la muestra, densidad total y densidad del agua (Zornberg et al., 1999).

$$\theta = \frac{V_w}{V} \quad (2.3)$$

$$w = \frac{W_w}{W_s} \quad (2.4)$$

$$\theta = \left(\frac{\gamma_d}{\gamma_w} \right) w \quad (2.5)$$

$$\theta = \left(\frac{\gamma_t}{\gamma_w} \right) \left(\frac{w}{1+w} \right) \quad (2.6)$$

donde:

V_w = volumen de agua de la muestra porosa [L^3]

V = volumen total que ocupa la muestra porosa [L^3]

W_w = masa de agua de la muestra porosa [M]

W_s = masa seca de la muestra porosa en el volumen de control [M]

γ_d = densidad de la masa seca definida como la masa seca sobre volumen total [$M.L^{-3}$]

γ_w = densidad del agua [$M.L^{-3}$]

γ_t = densidad total del material poroso [$M.L^{-3}$]

En el caso de la estimación de la conductividad hidráulica saturada, ésta se determinó por medio de una prueba de descenso de carga hidráulica (Staub et al., 2009; Oliver and Gourc, 2007). Esta prueba se realizó después de haber saturado nuevamente la columna de pruebas, y con esta condición alcanzada, se procedió a agregar agua en el tubo vertical (piezómetro) colocado en la parte lateral de la columna e insertado en la masa de residuos hasta estabilizarse en un nivel h_1 , sin olvidar que antes de esta labor se tuvo que sellar la columna de pruebas de tal modo que se elevará la presión en el interior del mismo.

Enseguida se abrió la válvula de paso acoplada al tubo de drenado instalado en el fondo de la columna de residuos, hasta que el nivel del agua dentro del tubo vertical disminuyera a la mitad de la altura de h_1 . A este punto intermedio se le identificó como h_2 . El tiempo que tardó en descender el nivel hasta la mitad se registró como Δt , así como la distancia abatida que culminó en h_2 . La conductividad hidráulica saturada de los residuos K_s se obtuvo con la ecuación 2.7 (Staub et al., 2009). El procedimiento se hizo por triplicado para asegurar la consistencia de los resultados. Más aun, para un mejor entendimiento en la determinación de la K_s , se presenta un esquema de la columna de pruebas y las variables involucradas en la figura 2.6.

$$K_s = \left(\frac{sL}{S\Delta t} \right) \ln \left(\frac{h_1}{h_2} \right) \quad (2.7)$$

donde:

s : es la sección transversal del piezómetro [M^2]

S : es la sección trasversal que ocupa la muestra de residuos en la columna de pruebas [M^2]

Δt : es el tiempo que tarda en descender la carga hidráulica de h_1 a h_2 [T]

L : es la longitud correspondiente a la muestra de residuos en la columna de pruebas [L]

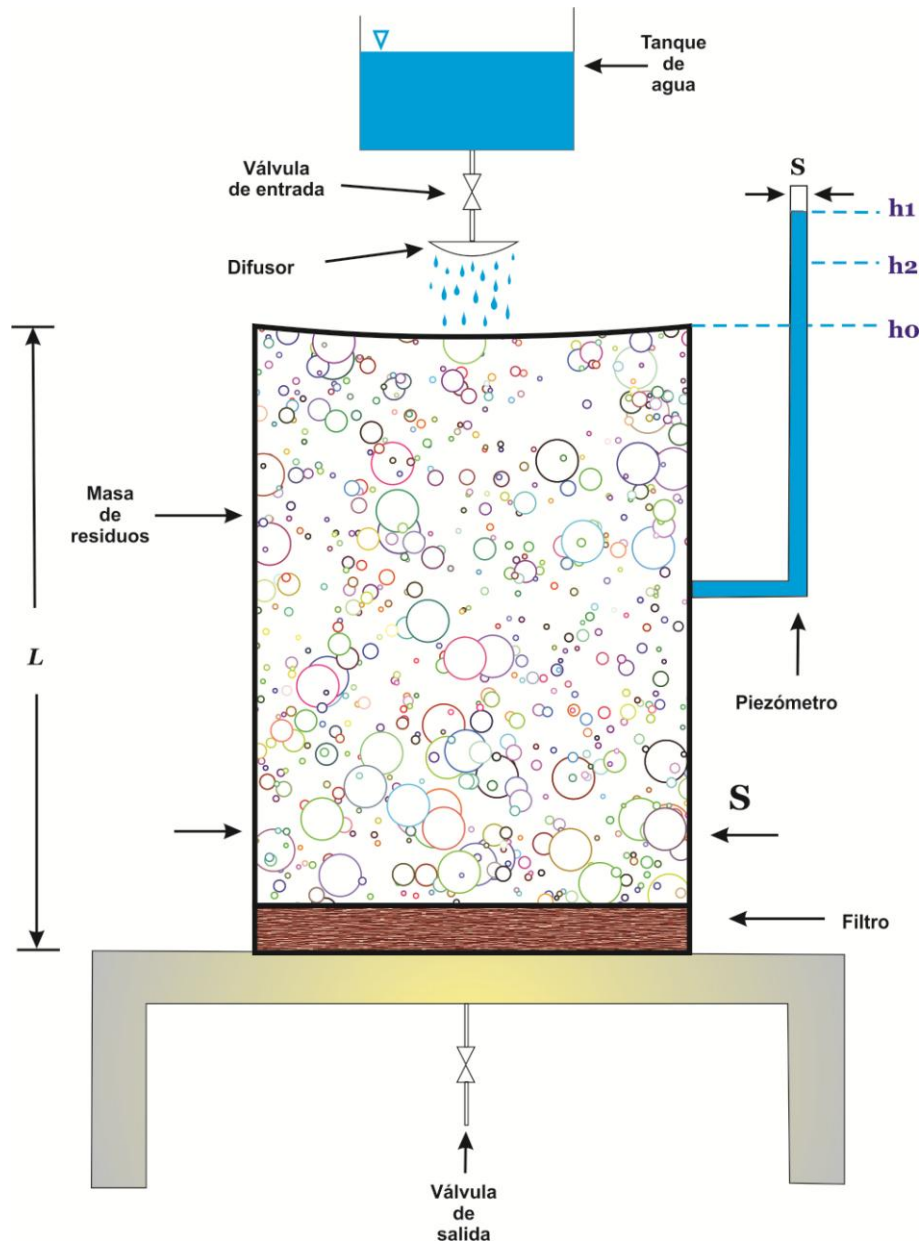


Figura 2.6. Esquema simplificado de la columna de RS en la que se observan cada uno de los elementos y variables requeridas para la determinación de la conductividad hidráulica saturada. Fuente: elaboración propia.

2.2.6 Pruebas de permeabilidad hidráulica en el vertedero y determinación de la humedad

Estas pruebas se llevaron a cabo en siete puntos dentro del vertedero, abarcando tanto la zona que ha sido sellada con material geológico como aquella que está a la intemperie, es decir, la celda que no ha sido cubierta y que explícitamente es un tiradero a cielo abierto. Las pruebas de infiltración en el fondo del vertedero proporcionaron información sobre comportamiento hidráulico del material donde está asentado el foco de contaminación. La representación gráfica de los puntos de estudio se muestran en la figura 2.2 que en términos de ubicación, resultan ser los mismos de donde se obtuvieron las muestras de suelo que se sometieron a evaluación granulométrica, a excepción del sondeo 4 (S-4) que se perforó sobre la basura a un costado del frente de trabajo.

El resto de los puntos, se hicieron sobre las regiones del vertedero antes mencionadas. Luego entonces, fue necesario la construcción de piezómetros en los pozos perforados, para lo cual se empleó tubo hidráulico de PVC de un diámetro de 5.5 *cm*, perforados en una longitud de 10 *cm* partiendo de la base del mismo, a fin de simular una rejilla. Dichas perforaciones se hicieron a cada 90 grados con una broca de 1/8 de pulgada. La representación esquemática de los piezómetros se puede apreciar en la figura 2.7. Enseguida de su construcción se instalaron uno a uno, primero en la celda sellada posteriormente en el frente de trabajo y al final en la base del vertedero de RS.

Teniendo instalado el primer piezómetro se inició con la agregación del agua con el objetivo de saturar esa sección donde fue instalado y poder medir el valor de la conductividad hidráulica saturada. Para ello se midió el descenso hidráulico en el interior del piezómetro por medio de un flotador acoplado a una regla graduada a intervalos de tiempo conocidos. Los abatimientos como los intervalos de tiempo fueron registrados. Esta información se empleó en el modelo de Lafranc para determinar la conductividad hidráulica saturada. Cabe aclarar que este modelo obedece a escenarios en los cuales la carga hidráulica en el pozo es más grande que la longitud de la rejilla (Custodio, 1983), tal como se desarrollaron todas las pruebas de infiltración de este estudio.

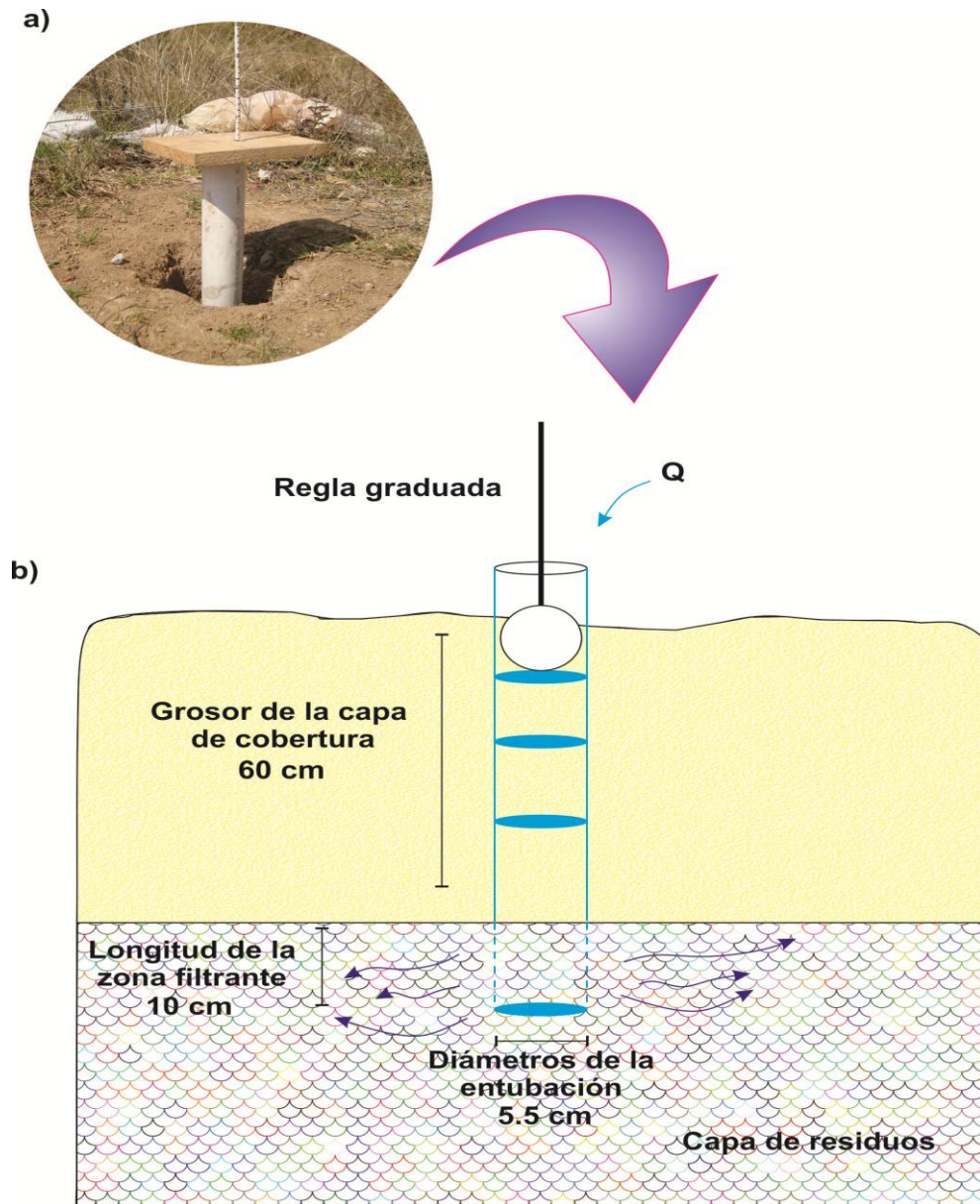


Figura 2.7. a) Fotografía de un piezómetro instalado en la celda con cobertura, que incluye además la regla graduada para medir los descensos hidráulicos en los residuos confinados. b) Representación esquemática de los piezómetros instalados sobre la capa de residuos enterrada. En esta misma imagen se observa el principio de descenso hidráulico aplicado para obtener la K_s en cada punto de estudio, así como las características físicas del entubamiento y zona filtrante. Fuente: elaboración propia.

El modelo de Lefranc con nivel variable está definido por la ecuación 2.8, como sigue:

$$K_s = \left[\frac{d_e^2 \ln(2L/d)}{8Lt} \right] \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (2.8)$$

donde:

K_s : la conductividad hidráulica saturada [$L.T^{-1}$]

h_1, h_2 : altura del agua al principio y al final del ensayo [L]

t : tiempo transcurrido entre las observaciones de los niveles h_1 y h_2 [T]

L : longitud de la zona filtrante [L]

d : diámetro de la zona filtrante [L]

d_e : diámetro de la entubación (puede ser igual a d) [L]

De la misma forma en que se realizó el primer ensayo, se desarrollaron las subsiguientes pruebas con ciertas adecuaciones propias de cada instalación. La única diferencia en todos los ensayos fue la profundidad a la cual se efectuaron los sondeos, ya que mientras en la zona clausurada se alcanzó una profundidad de 60 *cm* en el fondo del vertedero se perforó a 90 *cm*. Las diferencias se explican debido a que en el caso de los sondeos 1 al 3 se trataba de conocer el espesor de la capa de cobertura, en tanto que en el caso de los sondeos 5 al 7 la profundidad obtenida permitió alcanzar el material geológico no alterado del fondo del sitio, de modo que se tuvieran mediciones más representativas de las condiciones endémicas de la zona de estudio.

Durante la construcción de los pozos se obtuvieron muestras de suelo y de RS para cuantificarles su humedad. Este procedimiento se realizó en el laboratorio empleando una termobalanza de la marca Sartorius modelo MA100, donde las muestras de los RS se redujeran de tamaño a fin de que se pudieran colocar dentro de la charola de la termobalanza. En el caso de las muestras de suelo no fue necesario someterlas a un tratamiento adicional. El principio de determinación de humedad en la termobalanza es mediante el secado a una temperatura de 105 °C y registrando la pérdida de humedad hasta obtener peso constante.

2.3 Resultados y discusión

2.3.1 Profundidad del nivel piezométrico

Los niveles de las cargas hidráulicas profundas obtenidas de los multipiezómetros PL - 106 y PL - 109, muestran que los niveles dinámicos en el acuífero han oscilado entre una profundidad de 10 a 25 *m* bajo la superficie, es decir, la altura de la carga hidráulica ha bajado con el tiempo, lo que significa que los gradientes hidráulicos verticales sufrieron cambios, de ascendentes a descendentes en las partes profundas de la secuencia hidroestratigráfica, además parece que los procesos continúan en estado transitorio (CNA, 1996a). En ese sentido los datos históricos de los multipiezómetros de la CONAGUA, exhiben que los gradientes hidráulicos verticales fueron sujetos a variaciones muy ligeras en las etapas iniciales de la exploración del acuífero, como se aprecia en la figura 2.8.

A pesar de que las cargas hidráulicas profundas en el sistema presentan un descenso en los valores históricos mayores a 20 *m*, en el PL-106 y de hasta 25 *m* en el caso del PL-109, ha habido una ligera recuperación en los niveles regionales en los últimos diez años atribuido a una disminución en la extracción del flujo subterráneo, de acuerdo a la información proporcionada por CONAGUA delegación Estado de México. Como complemento a la información anterior, se sabe que la posición de los multipiezómetros PL-106 y PL-109 se ubican a 2571 y 2578 *msnm*, en tanto la del vertedero es de 2598 *msnm*. Bajo los argumentos antes expuestos, es posible afirmar que el grosor de la zona no saturada debajo del vertedero podría ser de al menos 30 *m* ya que el socavón tiene una profundidad de 13 *m*, apegándose a los datos publicados en el estudio del acuífero del valle de Toluca (Gárfias et al., 2008).

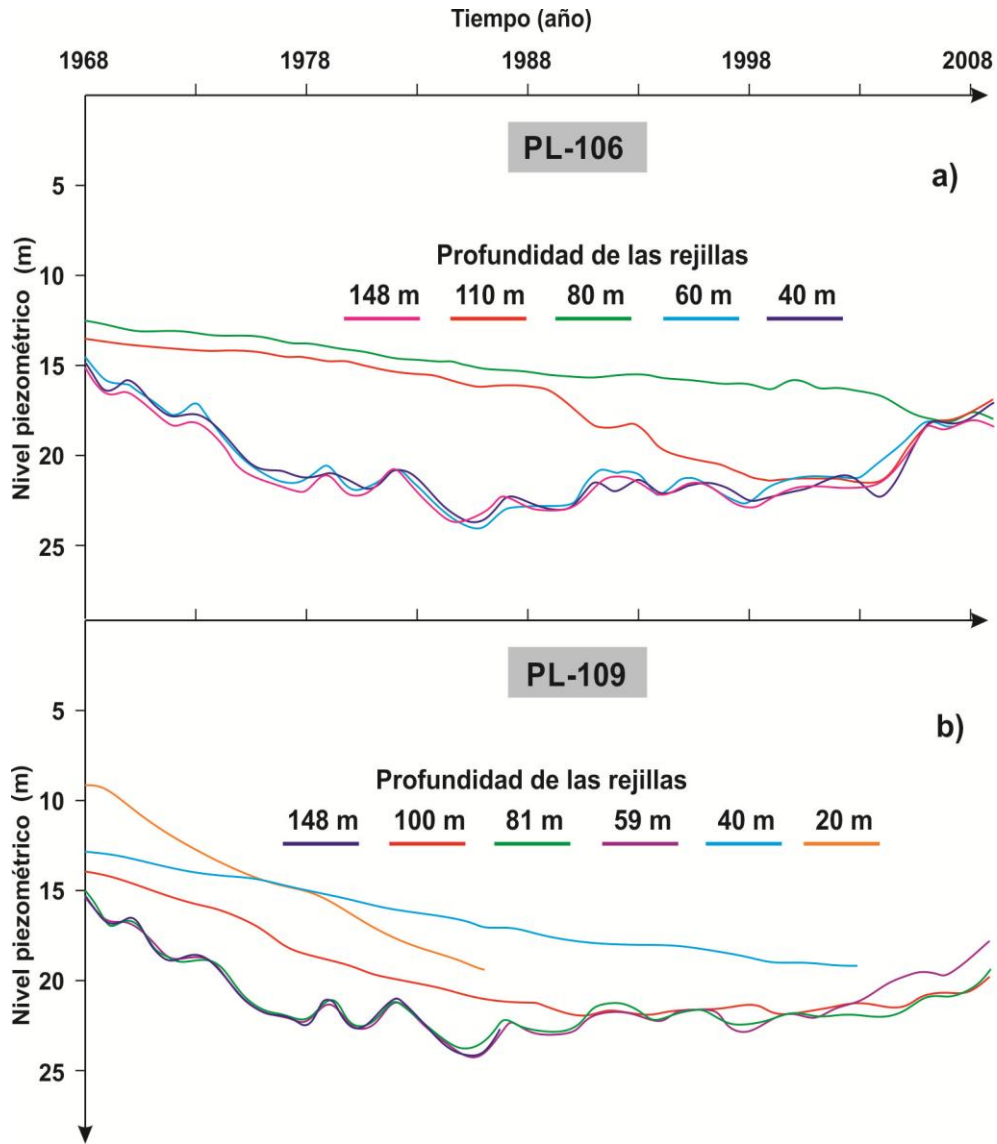


Figura 2.8. a) Registros históricos de los descensos de los niveles freáticos en el multipiezómetro PL-106 (Almoloya del Río, 2571.3 msnm); medidos en las rejillas instaladas a profundidades de 40 a 148 m. En las gráficas destacan las mediciones a 40, 60 y 148 m, cuya oscilación en sus niveles es muy similar. b) Registros históricos de los descensos de los niveles freáticos en el multipiezómetro PL-109 (Almoloya del Río, Rancho el Pastor; 2578 msnm) medidos en las rejillas instaladas a profundidades de 20 a 148 m. En la gráfica destacan las mediciones a 59, 81 y 100 m cuyo comportamiento en los niveles obtenidos es muy similar. Fuente: elaboración propia.

2.3.2 Clasificación y textura del suelo

Para la identificación del tipo de suelo que se encuentra en la base del vertedero, se tomaron tres muestras de material geológico a 90 cm de profundidad identificados como S-5, S-6 y S-7. Dichas muestras se sometieron a un análisis granulométrico mediante una serie de tamices ordenados de manera descendente en función de su abertura nominal, de modo que en función de los porcentajes retenidos en cada malla se pudo determinar con los parámetros establecidos en el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS) el tipo de material granular. Como consecuencia de lo anterior, se presentan las curvas granulométricas de las muestras S-5, S-6 y S-7 en la figura 2.9. En ella se aprecia que el porcentaje de material granular que pasó la malla cuatro, de las muestras S-5 y S-6, es aproximadamente el 45 % del total del material, no obstante en la muestra S-7 el porcentaje es superior al 50 %.

Lo anterior significa que el 55 % del total de la muestra analizada, tanto para la S-5 como la S-6 se retuvo en el tamiz cuatro, lo que conduce a un material grueso integrado por gravas según el sistema SUCS. En el caso de la muestra S-7 el porcentaje retenido en la malla número cuatro fue del 45 % del total de la muestra analizada, es decir menos de la mitad. Bajo el mismo enfoque del SUCS, se pudo identificar que el tipo de material correspondiente a la S-7 es grueso integrado de arenas. En este orden de ideas, se puede apreciar además que en todas las curvas granulométricas el porcentaje que pasó la malla # 200 no es mayor al 5 %, esto significa en términos de identificación, que el tipo de material correspondiente a la S-5, S-6 y S-7 es grava limpia y arena limpia, respectivamente.

En otro nivel de comparación, al considerar el grado de uniformidad de las partículas de suelo, se encontró que el coeficiente de uniformidad C_U , definido como la razón entre el diámetro 60 y el 10, en todos los casos fue superior a cuatro (Odong, 2007). Esto significa que el material granular es muy diferente en cuanto a su tamaño, hecho que se apreció dado que todos los tamices retuvieron partículas de suelo, como consecuencia, las tres muestras presentaron una abundancia de tamaños intermedios entre el máximo y el mínimo, reflejándose en una discrepancia sustancial que condujo a valores mayores de cuatro en cuanto al C_U concluyendo así, que las muestras S-5, S-6 y S-7 corresponden a un suelo bien graduado.

Adoptando la nomenclatura oficial del SUCS, se tiene por consiguiente que dos de las muestras de suelo tomadas de los tres sondeos (S-5, S-6 y S-7), correspondieron a grava limpia GW, (S-5 y S-6), en tanto el S-7 presentó un tipo de suelo conforme al SUCS, integrado de arena limpia bien graduada SW. Los resultados obtenidos del análisis granulométrico en el S-5, S-6 y S-7, se sintetizan en la tabla 2.2 para una mejor apreciación y en la figura 2.9. Bajo el mismo contexto emprendido en las muestras de suelo recabadas en el fondo del vertedero, se procedió con el análisis de las muestras de la capa de cobertura, las cuales se tomaron de tres puntos aleatorios identificándose como S-1, S-2 y S-3.

El grosor de la capa de cobertura en los tres puntos fue de 60 *cm*, permitiendo inferir que dicha capa que cubre la zona que ha sido sellada en el vertedero tiene el mismo grosor. Posteriormente de evaluar la distribución del tamaño de las partículas del material de la cobertura fue posible obtener la gráfica de la figura 2.10. En ella se aprecia que todas las curvas obtenidas de las muestras de los sondeos 1, 2 y 3, representados como S-1, S-2 y S-3, el porcentaje de material que pasó la malla # 4 es superior al 50 %, así pues se pudo identificar, tomando como referencia el SUCS, que el tipo de suelo en los tres sondeo corresponde a un suelo grueso constituido de arena. En la misma figura 2.10 se observa adicionalmente, que el porcentaje de finos que pasó la malla # 200 es inferior al 5 %, como consecuencia de esto se puede afirmar que la arena es limpia, ya que el sistema de clasificación SUCS establece que será así, si menos del 5 % de la muestra analizada pasa la malla # 200.

Por otro lado, al comparar el valor de S-1, S-2 y S-3 con respecto a su grado de uniformidad o distribución, se encontró que el coeficiente de uniformidad es mayor a seis, de ahí que todas las muestras de suelo obtenidas de la capa de cobertura se clasifiquen como arena limpia bien graduada con pocas partículas de finos, SW, tal como lo especifica el SUCS. Los resultados obtenidos se sintetizan en la tabla 2.3 y figura 2.10 de modo que se aprecie mejor la información de salida de este trabajo, presentándose adicionalmente los valores medidos de humedad de los especímenes correspondientes a S-1, S-2 y S-3 para el suelo y residuos recuperados.

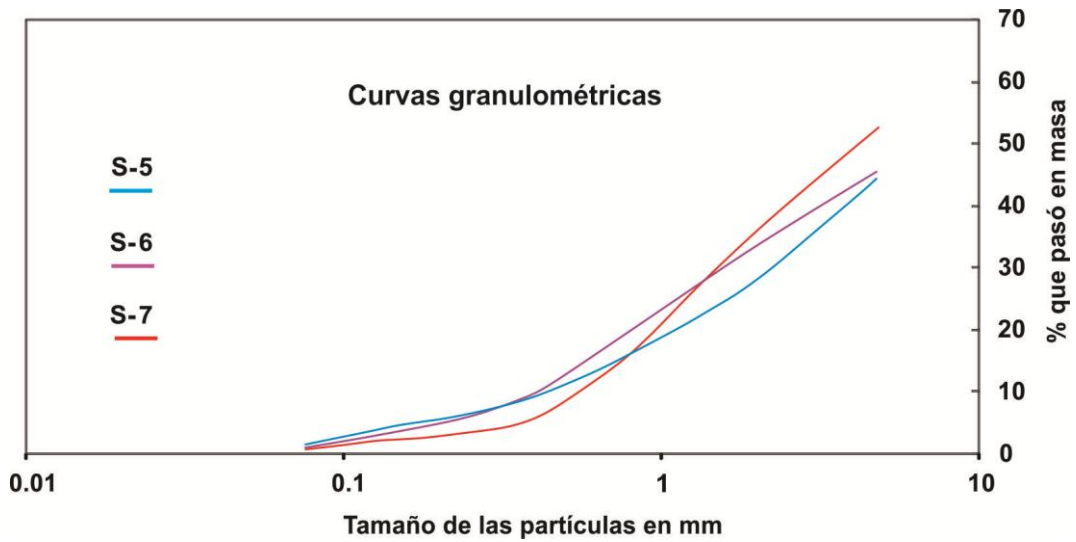


Figura 2.9. Distribución de las partículas de las muestras obtenidas del fondo del vertedero a 90 cm de profundidad, cuyo resultado representa las curvas granulométricas correspondientes a los sondeo 5, 6 y 7. Fuente: elaboración propia.

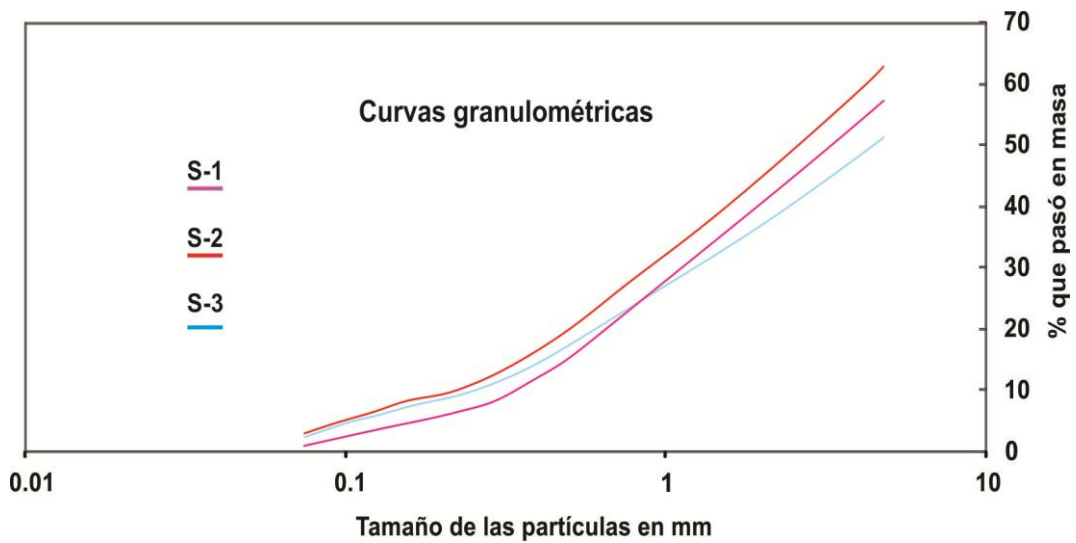


Figura 2.10. Distribución de las partículas de las muestras obtenidas en la zona sellada del vertedero a 60 cm de profundidad, cuyo resultado representa las curvas granulométricas correspondientes a los sondeo 1, 2 y 3. Fuente: elaboración propia.

Tabla 2.2. Evaluación granulométrica correspondiente a los sondeo 5, 6 y 7 efectuados en el fondo del vertedero. Se agregan, asimismo, los tipos de material identificado para cada sondeo.

| Profundidad de sondeo: 90 cm | | | | | | | |
|--------------------------------|------------------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|
| # malla | Abertura nominal (mm) | S-5 | | S-6 | | S-7 | |
| | | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) |
| 4 | 4.75 | 55.8 | 44.2 | 54.6 | 45.4 | 47.3 | 52.7 |
| 10 | 2.0 | 16.2 | 27.9 | 11.9 | 33.5 | 16.2 | 36.5 |
| 20 | 0.850 | 11.2 | 16.8 | 12.9 | 20.6 | 18.5 | 18.0 |
| 40 | 0.425 | 7.1 | 9.7 | 10.0 | 10.6 | 11.5 | 6.5 |
| 60 | 0.250 | 3.3 | 6.4 | 4.5 | 6.1 | 2.9 | 3.6 |
| 100 | 0.150 | 1.7 | 4.7 | 2.3 | 3.8 | 1.3 | 2.3 |
| 200 | 0.075 | 3.0 | 1.7 | 2.8 | 1.0 | 1.5 | 0.8 |
| Fondo | | 1.7 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 |
| Tipo de material según el SUCS | | | | | | | |
| | | S-5 | S-6 | S-7 | C _u | | |
| | Grava limpia con pocos finos | GW | GW | - | > 4 | | |
| | Arena limpia con pocos finos | - | - | SW | > 6 | | |

Tabla 2.3. Evaluación granulométrica correspondiente a los sondeo 1, 2 y 3 efectuados en la capa de cobertura de la zona sellada. Se agregan, asimismo, tanto los porcentajes de humedad del suelo medidos en laboratorio y residuos recuperados durante la instalación de los pozos, como la identificación del tipo de material.

| Grosor de la capa de cobertura: 60 cm | | | | | | | | |
|--|-----------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|----------------|
| # malla | Abertura nominal (mm) | S-1 | | S-2 | | S-3 | | |
| | | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | |
| 4 | 4.75 | 42.7 | 57.3 | 37.5 | 62.5 | 48.6 | 51.4 | |
| 10 | 2.0 | 16.4 | 40.9 | 17.5 | 45.0 | 14.1 | 37.3 | |
| 20 | 0.850 | 15.5 | 25.4 | 15.8 | 29.2 | 12.1 | 25.2 | |
| 40 | 0.425 | 12.5 | 12.9 | 11.8 | 17.4 | 9.8 | 15.4 | |
| 60 | 0.250 | 5.8 | 7.1 | 6.1 | 11.3 | 5.2 | 10.2 | |
| 100 | 0.150 | 2.6 | 4.5 | 3.2 | 8.1 | 2.7 | 7.5 | |
| 200 | 0.075 | 3.5 | 1 | 5.3 | 2.8 | 5.0 | 2.5 | |
| Fondo | | 1 | | 2.8 | | 2.5 | | |
| Humedad (%) | | | | | | | | |
| | | S-1 | | S-2 | | S-3 | | |
| Suelo | | - | | 16.3 | | 21.7 | | |
| Residuos | | 27.7 | | 23.9 | | 24.2 | | |
| Tipo de material según el SUCS | | | | | | | | |
| | | S-1 | | S-2 | | S-3 | | C _U |
| Arena bien graduada con pocos finos | | SW | | SW | | SW | | > 6 |

Para determinar la textura del material fue necesario reorganizar los porcentajes obtenidos de la evaluación granulométrica en todas las muestras recuperadas, puesto que cualquier partícula mayor a 2 mm no se considera para la evaluación de su textura debido a que corresponde a la fracción de suelos gruesos compuestos de gravas (Porta et al., 2003). En tal sentido, la cantidad de agregados que retuvo el tamiz # 10 fue retirado, incluyendo en esta nueva clasificación únicamente el porcentaje de material que paso por esta malla, el cual corresponde a la fracción de arena hasta el retenido parcial del tamiz # 200. A partir de este límite, todo el material que pasó es el equivalente a limo y arcilla. Así observamos, en la tabla 2.4 la proporción de arena que contiene la S-5 es del 94 % y el resto es la fracción de finos integrados de limo y arcilla.

En relación a la S-6, esta contiene 97 % de arena y sólo el 3% de finos, de igual forma en la S-7 el arena es la proporción que predomina con un 97.8 %. La composición granular de las muestras tomadas en la cobertura se presentan en la tabla 2.5 identificando que no fueron diferentes a las de la base, ya que la S-1, S-2 y S-3 se integraron de 97.6 %, 93.8 % y 93.3 % de arena respectivamente. Esto significa que este tipo de material presentará una permeabilidad superior a 10^{-3} cm/s debido a su muy bajo porcentaje de elementos finos, que como se sabe limitan el movimiento de la humedad al actuar como un material impermeable en proporciones adecuadas. Con base a estos porcentajes calculados fue posible identificar en el triángulo de texturas del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), la textura correspondiente a cada una de las muestras de suelo estudiadas.

El diagrama de texturas de la USDA es una herramienta para obtener las clases texturales en función de los porcentajes de arena, limo y arcilla. Para identificar la textura de las muestras de suelo se ubicó sobre una arista el porcentaje de arena, suponiendo que el complemento es de limo. Esto mismo se hizo, pero ahora el limo se intercambié por la arcilla. Las dos líneas que resultaron se proyectaron hasta interceptarse, quedando definida automáticamente el tercer porcentaje ya que la suma total es del 100 %. Este ejercicio dio como resultado una clase textural arenosa para todas las muestras representadas en las figuras 2.11 y 2.12.

Tabla 2.4. *Porcentajes obtenidos de la evaluación granulométrica correspondientes a los sondeo 5, 6 y 7 perforados en la base del tiradero. Para la identificación de la textura del suelo se ha eliminado la fracción mayor a 2 mm.*

| Profundidad de sondeo: 90 cm | | | | | | | |
|------------------------------|-----------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|
| | | S-5 | | S-6 | | S-7 | |
| # malla | Abertura nominal (mm) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) |
| 10 | 2.0 | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 | 100 |
| 20 | 0.850 | 40 | 60 | 38.5 | 61.5 | 50.1 | 49.9 |
| 40 | 0.425 | 25.4 | 34.6 | 29.9 | 31.6 | 31.9 | 18.0 |
| 60 | 0.250 | 11.8 | 22.8 | 13.4 | 18.2 | 8.0 | 10.0 |
| 100 | 0.150 | 6.1 | 16.7 | 6.9 | 11.3 | 3.6 | 6.4 |
| 200 | 0.075 | 10.7 | 6.0 | 8.3 | 3.0 | 4.2 | 2.2 |
| Fondo | | 6.0 | 0.0 | 3.0 | 0 | 2.2 | 0 |

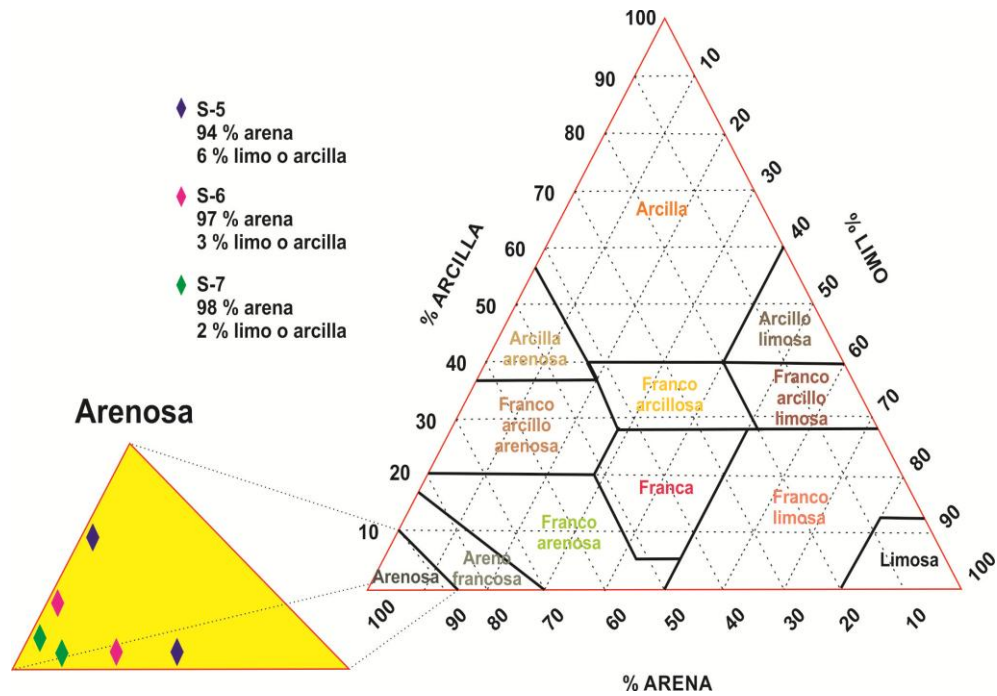


Figura 2.11. Clasificación mediante el triángulo de texturas del USDA de las muestras de suelo correspondientes a los sondeos S-5, S-6 y S-7 recolectadas en la base del vertedero de RS. Fuente: elaboración propia.

Tabla 2.5. *Porcentajes obtenidos de la evaluación granulométrica correspondientes a los sondeo 1, 2 y 3 perforados en la capa de cobertura de la zona sellada. Para la identificación de la clase textura del suelo, se ha eliminado la fracción mayor a 2mm.*

| Grosor de la capa de cobertura: 60 cm | | | | | | | |
|--|------------------------------|----------------------------------|--------------------------|----------------------------------|--------------------------|----------------------------------|--------------------------|
| | | S-1 | | S-2 | | S-3 | |
| # malla | Abertura nominal (mm) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) | Masa retenida parcial (%) | Masa que pasó (%) |
| 10 | 2.0 | 0 | 100 | 0 | 100 | 0 | 100 |
| 20 | 0.850 | 37.9 | 62.1 | 35.1 | 64.9 | 32.4 | 67.6 |
| 40 | 0.425 | 30.6 | 31.5 | 26.2 | 38.7 | 26.3 | 41.3 |
| 60 | 0.250 | 14.2 | 17.3 | 13.6 | 25.1 | 14.0 | 27.4 |
| 100 | 0.150 | 6.3 | 11.0 | 7.1 | 18.0 | 7.3 | 20.1 |
| 200 | 0.075 | 8.6 | 2.4 | 11.8 | 6.2 | 13.4 | 6.7 |
| Fondo | | 2.4 | 0 | 6.2 | 0 | 6.7 | 0 |

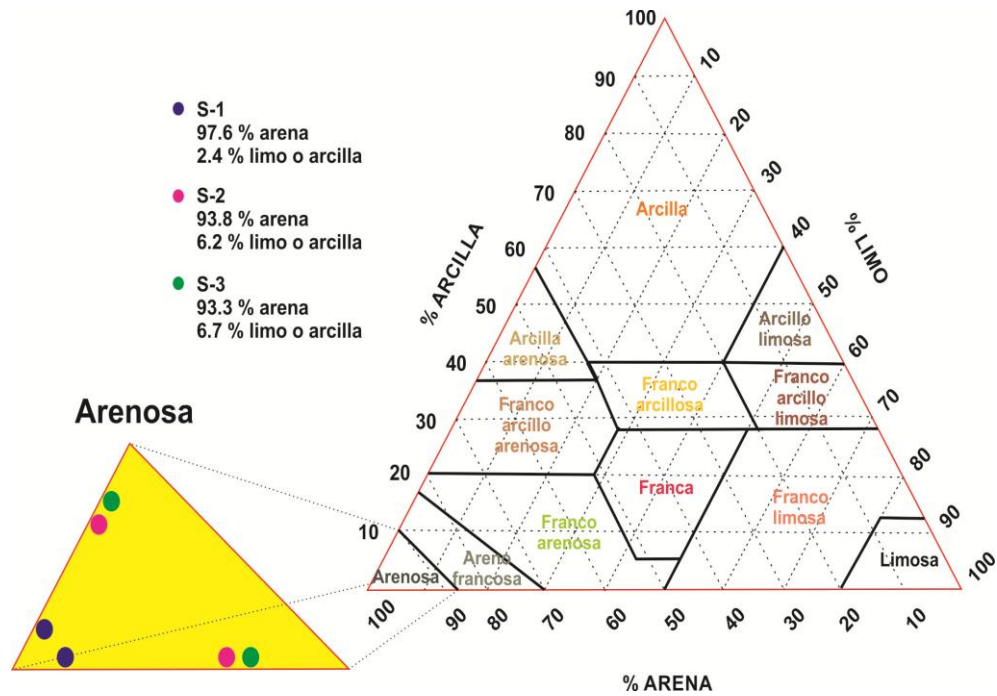


Figura 2.12. Clasificación mediante el triángulo de texturas de la USDA de las muestras de suelo correspondiente a los sondeos S-1, S-2 y S-3 recolectadas en la capa de cobertura de la celda sellada. Fuente: elaboración propia.

2.3.3 Características físicas de los residuos *in situ*

Se identificaron 14 elementos en el estudio de caracterización, cuyos valores obtenidos en términos porcentuales se presentan en la tabla 2.6. En esta se observa que el 39.2 % son residuos orgánicos, un valor menor al promedio nacional del 54 % reportado por la SEDESOL, (2012). No obstante al compararlos con estudios realizados en municipios del Estado de México con características similares en población y poder adquisitivo al lugar de estudio, el porcentaje resulta similar (GEM, 2000). Lo anterior se puede atribuir, tal vez a que la gente acostumbra todavía a depositar parte de sus desechos orgánicos en sus parcelas de cultivo, como una medida de regeneración del suelo.

Por otro lado, al confrontar el 24 % obtenido de elementos que pueden mejorar la capacidad de absorción de humedad como es el papel, cartón y los textiles, se tienen varios contrastes, por un lado es mayor en relación al 15.2 % del promedio nacional y al 11.57 % reportado en Patzcuaro Michoacán; pero es inferior al 24.33 % y 29.07 % reportado para la Ciudad de México y Ensenada, Baja California respectivamente (Duran et al., 2013; Aguilar et al., 2010). En el caso particular al compararlos nuevamente con municipios pertenecientes al territorio mexiquense, el 24 % de AR es mayor al 17 % de Tepozotlan y al 8 % de Xalatlaco. Estas diferencias se pueden atribuir a los patrones de consumo existentes entre ciudades y pueblos, actividad económica y a los programas de manejo de RSU que cada lugar probablemente ha implementado.

Pese a las diferencias encontradas, hay un elemento de los 14 identificados en esta caracterización que presenta una singularidad en su composición porcentual. Este elemento corresponde al 12.2% de textiles, que es mucho mayor comparado ante los demás estudios analizados. En cuanto al peso volumétrico *in situ* y humedad sus valores correspondientes se presentan en la tabla 2.7. Relativamente el valor de la humedad gravimétrica es mayor en relación a la muestra preparada que se colocó en la columna de pruebas, lo que refleja una mayor absorción de humedad derivado de la exposición directa a la lluvia atribuida a la ausencia de cobertura en el vertedero.

Tabla 2.6. Composición porcentual de los elementos encontrados en el estudio de caracterización efectuado en el vertedero de RS. Se identificaron 14 diferentes tipos de residuos sólidos que fueron clasificados en siete grupos para fines comparativos.

| No | Elemento | kg | No | Elemento | kg | No | Grupos | % w _h |
|----|-------------------|------|----|-----------------|------|----|--------------------|------------------|
| 1 | Cartón | 3.70 | 9 | Pañal | 4.6 | 1 | Papel y cartón | 11.6 |
| 2 | Tetrapack | 0.3 | 10 | PET | 2.3 | 2 | Textiles | 12.2 |
| 3 | Fibra vegetal | 0.28 | 11 | Poliuretano | 0.35 | 3 | Plásticos | 19.2 |
| 4 | Textil | 4.2 | 12 | Unicel | 0.14 | 4 | Vidrio | 2 |
| 5 | Hueso | 0.11 | 13 | R. Alimenticios | 13 | 5 | Metales | 1 |
| 6 | Bolsa de Plástico | 4.30 | 14 | Vidrio | 0.7 | 6 | Residuos orgánicos | 39.2 |
| 7 | Latas | 0.36 | | Total | 34.5 | 7 | Otros | 14.7 |
| 8 | Madera | 0.15 | | | | | Total | 100 |

Tabla2.7. Valores de peso volumétrico de los residuos sólidos medidos in situ, así como de la humedad contenida en ellos al momento de realizar el estudio de caracterización.

| % Humedad | Humedad inicial (v/v) | Humedad inicial (w/w) | Peso volumétrico (kg/m ³) | Peso volumétrico de la masa seca (kg/m ³) |
|--------------|-----------------------------|-----------------------------|---|---|
| 51 | 0.087 | 1.04 | 170 | 83.3 |

2.3.4 Conductividad hidráulica, porosidad, capacidad de campo y punto de marchitamiento en residuos crudos

El volumen total infiltrado en la columna de pruebas fue de 38.5 litros. Para esto se necesitó cargar tres veces el tanque de almacenamiento con agua y abrir la válvula de paso que acciona el difusor para que los lixiviados empezaran a fluir por la tubería de drenado. No obstante se mantuvo la válvula de paso cerrada con el tanque de agua cargado hasta no haber colocado en la línea de drenado el recipiente colector de lixiviados. Una vez que se cubrieron estos requisitos se procedió a la determinación de la capacidad de campo práctica (CCP).

En la tabla 2.8 se presenta un resumen de las condiciones adoptadas en esta corrida experimental, así como el resultado obtenido de la CCP usando la ecuación 2.2. En ella, se observa también el contenido inicial de humedad promedio presente en las muestras de residuos, obtenida durante la preparación de la muestra de residuos que se cargaron en la columna. Esta determinación se hizo en laboratorio por triplicado. En tanto el volumen colectado, corresponde al lixiviado desde su aparición a través de la línea de drenado hasta que no hubo más flujo en ella. Es importante mencionar que la apariencia física que estos presentaron, correspondieron a un lixiviado joven de color café claro con un olor ligeramente penetrante.

La CCP representa un parámetro que brinda información acerca del proceso de formación de lixiviados antes de que la masa de residuos esté en su capacidad de campo. Se ha reportado la migración de lixiviados por efecto de canalización, es decir, por conductos pequeños o rutas específicas a través de los vacíos presentes en los residuos sin que haya un avance uniforme del perfil de humedad, dando como resultado, la infiltración de flujos de agua de manera desigual que pueden alcanzar el fondo del vertedero como líquidos libres mucho antes de que el vertedero este en su capacidad de campo (Campbell, 1982; Blight et al., 1992; Zeiss y Major, 1993). Es importante mencionar que éste flujo no uniforme de humedad no se considera en los modelos de balance hídrico, los cuales, usualmente consideran la existencia de un frente de humedad principal.

Tabla 2.8. *Condiciones adoptadas en la determinación de la CCP. La humedad inicial corresponde a la muestra de residuos obtenida durante la preparación de la muestra que se utilizó en la columna de pruebas. El volumen total drenado se determinó desde el momento en que se inició el drenado de lixiviados hasta que se interrumpió el flujo en la línea de drenado.*

| Densidad de compactación: 296 kg/m³ | | | | Densidad compactación en masa seca: 180 kg/m³ | | |
|---|---------------------------------------|-----------------------|--------------------------------------|---|--------------------------------------|------------------------------------|
| No | Volumen infiltrado (L) | Tiempo (s) | Caudal (L.s⁻¹) | Humedad inicial (v/v) | Humedad inicial (w/w) | Volumen drenado (L) |
| 1 | 11.0 | 203.7 | 5.4e ⁻² | - | - | - |
| 2 | 14.0 | 259.2 | 5.4e ⁻² | - | - | - |
| 3 | 13.5 | 250.0 | 5.4e ⁻² | - | - | - |
| Total | 38.5 | | | 0.11 | 0.63 | 30 |
| Capacidad de campo práctica: 0.15 v/v | | | | Capacidad de campo práctica: 0.83 L/kg | | |

Para asegurar que el valor obtenido de CCP en este trabajo guarda una relación consistente, se ha comparado con otros resultados obtenidos en laboratorio reportados bajo condiciones de compactación similares, uno de ellos fue el desarrollado por Zeiss y Major, (1993) quienes usaron residuos domésticos crudos colocados en tres columnas de 0.57 m de diámetro por 1.8 m de altura, compactados a tres valores de densidad: baja (165 kg/m^3), mediana (186.7 kg/m^3) y alta (304.5 kg/m^3). Sus resultados mostraron que la CCP fue de 0.123 v/v para la densidad baja, 0.147 v/v para la densidad moderada y 0.143 v/v para la densidad alta.

En el caso de Zeiss y Uguccioni, (1997), también emplearon residuos crudos sin triturar con un tamaño de partícula promedio de 7.3 cm, acomodados en ocho celdas cuyas dimensiones fueron de 1.8 m x 1.6 m x 1.5 m, compactados a 300 kg/m^3 y 600 kg/m^3 . Los valores que reportaron de CCP oscilaron entre 0.09 a 0.133 v/v. En tanto Soh, (2003), llevó a cabo experimentos en laboratorio en una celda pequeña de 12.5 cm de diámetro y 38.5 cm de altura con residuos triturados a un tamaño de 4 x 4 cm, cuya humedad inicial fue 0.138 v/v y una compactación de 531 kg/m^3 en una muestra, mientras que en otra, la humedad inicial fue 0.092 v/v a 354 kg/m^3 . Sus resultados mostraron que la CCP fue de 0.240 v/v para las muestras compactadas a 531 kg/m^3 y de 0.191 v/v para aquellas a 354 kg/m^3 .

Pruebas similares fueron llevadas a cabo por Shroff, (1999) en cuatro columnas con dimensiones entre 12.6 y 21.5 cm de diámetro por 28.5 y 35.5 cm de altura, a dos diferentes densidades de compactación (375 kg/m^3 y 525 kg/m^3). Los valores de CCP para este estudio fueron de 0.200 v/v para el valor de compactación más baja y 0.220 v/v para la más alta. Derivado de las comparaciones anteriores se puede observar que probablemente los factores que tienen mayor peso sobre el comportamiento de la CCP, son la presencia de flujos preferenciales y la capacidad de absorción de los residuos en los alrededores de estos conductos, ya que los resultados han mostrado que con un valor mayor de la densidad de compactación, hay una reducción de los efectos por canalización y mayor retención de agua por capilaridad, lo que sin duda se ve reflejado en un incremento en el valor de la CCP.

En ese orden de ideas, se puede suponer que la composición de los residuos podría afectar de dos maneras la magnitud de la CCP, una, a la degradación del material que presenta mayor capacidad de absorción lo cual provocaría una disminución en la CCP y, dos, atribuido al proceso de degradación al que están sujetos los residuos que ocasionaría la reducción de la materia biodegradable, transformándola en un masa con un tamaño de partícula más fino lo que podría taponear los conductos preferenciales de paso del agua ocasionando probablemente el incremento de la CCP (Vorster, 2001).

En el caso de la capacidad de campo teórica (CCT), ésta se determinó una vez efectuado el ensayo que permitió conocer el valor de la CCP. Las condiciones adoptadas durante el desarrollo de esta prueba experimental se presentan en la tabla 2.9. Para ello, fue necesario agregar un volumen total de 102 litros de agua para saturar la columna de residuos, de los cuales, 91 litros se drenaron quedando el resto absorbidos en la masa de residuos. El volumen total requerido para la saturación correspondió a la porosidad total de la muestra de residuos, en tanto el volumen agregado menos el drenado más la humedad inicial correspondieron a la capacidad de campo teórica. El valor obtenido de la CCT -- 0.17 v/v en base húmeda o de 0.94 L/kg de masa seca -- es más grande comparado con la CCP, debido a que es el punto correspondiente del almacenamiento específico donde ya no habrá más absorción de humedad, es decir representa la capacidad máxima de absorción de la masa de residuos.

En un análisis comparativo del valor obtenido de CCT de este estudio, con algunos otros publicados, se muestra una buena relación, puesto que Orta de Velásquez et al., (2003), encontró en sus pruebas experimentales hechas en una columna de dimensiones similares como la del presente estudio, usando también residuos crudos a tres diferentes densidades: 200, 350 y 500 kg/m^3 , que la CCT fue de 1.950, 1.170 y 0.760 L/kg respectivamente, con valores de humedad gravimétrica inicial entre 12 y 21 %. En este caso, la diferencia atribuida de la CCT entre el estudio citado probablemente se deba a que el contenido de humedad inicial es menor en relación a este estudio, reflejándose en un incremento en la capacidad de absorción de los residuos. Cabe aclarar que en términos equiparables con las propiedades de un suelo, se deberá entender que el contenido de humedad inicial de los residuos, corresponderá al punto de marchitamiento del material granular.

Bajo este mismo contexto, Shorff, (1999) reportó a 375 kg/m^3 un valor de CCT de 1.0 L/kg y a 525 kg/m^3 uno de 0.80 L/kg , no obstante las condiciones adoptadas en este experimento fueron diferentes dado que las dimensiones de las columnas de pruebas fueron más pequeñas en comparación con la de este estudio, lo que condujo a Shorff, (1999) a someter sus residuos a un proceso de trituración reduciendo sustancialmente el diámetro de los RS. En este mismo orden de ideas, se realizaron una serie de experimentos a baja y alta presión de confinamiento, mostrando que a una sobre carga de 438 kg/m^3 el valor de CCT fue de 1.36 L/kg , mientras tanto, a altas presiones (1030 kg/m^3) se tuvo una reducción en el valor de CCT quedando en 0.46 L/kg . Es preciso aclarar que aunque no se reportó el contenido de humedad inicial, en el trabajo citado (Alfred et al., 2013) se puede pensar que fue baja debido a las condiciones áridas de la zona de estudio.

Derivado del análisis realizado, se puede esperar que en un vertedero donde las presiones confinantes son muy variables, así también lo será la capacidad de campo en relación con los cambios espaciales, ya que en los resultados de los estudios previamente citados se ve que la magnitud de la capacidad de campo disminuye conforme se incrementa la presión de sobre carga. Este comportamiento también fue observado por Beaven y Powrie, (1995) en sus estudios realizados en una celda de residuos adaptada con un sistema hidráulico para la simulación de diferentes presiones de confinamiento. Ellos concluyeron en su investigación que conforme se incrementaba la sobrecarga en la masa de residuos se mermaba la magnitud de la capacidad de campo.

Como consecuencia de lo antes expuesto, se puede presumir que la representación del avance del perfil de humedad por medio de un ejercicio de modelación, sin duda es complicado, debido a las heterogeneidades propias de la celda de vertido. Con base en los resultados de capacidad de campo, humedad inicial y presión de confinamiento reportados en la tabla 2.8 y 2.9, se puede estimar que la cantidad de humedad teórica necesaria para que se inicie la producción de lixiviados bajo las condiciones de composición reportadas en la tabla 2.1, es de 0.94 litros por cada kilogramo de residuos en base seca, es decir casi una relación unitaria de masa de agua a masa de residuos.

Tabla 2.9. Comparación entre el volumen infiltrado y el drenado en la base de la columna para la determinación de la CCT. Se incluye también el valor de la porosidad correspondiente a la densidad de compactación obtenida en la columna de residuos.

| Densidad de compactación: 296 kg/m³ | | Densidad compactación en masa seca: 180 kg/m³ | |
|---|------------------------|---|-----------------|
| No | Volumen infiltrado (L) | Volumen drenado (L) | Porosidad (v/v) |
| 1 | 102 | 91 | 0.509 |
| Capacidad de campo teórica: 0.17 v/v | | Capacidad de campo teórica: 0.94 L/kg | |

Expresado en relación volumétrica, se requerirían 170 *mm* de agua/*m* de residuos, pero considerando que el contenido de humedad inicial obtenido fue de 110 *mm* de agua/*m* de residuos, se tiene que en términos teóricos solo habría 60 *mm/m* de residuos disponibles con capacidad de absorción antes de que se alcance la capacidad de campo. No obstante, la cantidad de agua que puede ser agregada a los residuos antes de que alcancen la CCT depende sobre todo de su contenido de humedad cuando son colocados en el sitio de vertido. Este valor variará en un amplio rango dependiendo de la composición de los residuos y del clima, lo que se traduce en una disminución o aumento en la capacidad de almacenamiento de la masa residual, tal como se observa en los estudios de Orta de Velásquez et al., (2003); Alfred et al., (2013), Zornberg et al., (1999) y Soh, (2003).

Si bien, el contenido de humedad en la muestra de residuos de este estudio es mayor con relación a los otros trabajos citados, se puede esperar que bajo un contenido inicial menor de humedad, el valor de la capacidad de campo seguramente se incrementaría, tal como se ve en el trabajo de Orta de Velásquez et al., (2003), lo que significa que habría una diferencia mayor entre el valor del punto de marchitamiento y la capacidad de campo de la masa de residuos, retardando significativamente la formación de lixiviados. Otros factores que influyen en el tiempo de aparición del primer lixiviado, es la profundidad del vertedero y la cantidad de infiltración por área del vertedero (Fenn, 1975).

En el caso del valor de la porosidad, este valor se pudo conocer una vez que el agua penetró la masa de residuos, desplazando el aire del interior y alcanzando un equilibrio bajo condiciones de saturación. El volumen de agua utilizado se midió y se referenció al volumen total que ocupó la muestra de residuos, obteniéndose un valor de 0.509 *v/v*. Dicho valor presenta una buena concordancia al compararlo con valores reportados para residuos sólidos. Por ejemplo, Shorff, (1999) observó que para un incremento del 40 % en la densidad de compactación de los residuos, la porosidad disminuyó tan solo en un 6 %, al pasar de 0.55 *v/v* a 0.52 *v/v*, aumentando la densidad de 375 *kg/m*³ a 525 *kg/m*³.

Otros reportes muestran valores de 0.477 v/v, 0.48 a 0.51 v/v y 0.455 a 0.555 v/v bajo similares condiciones de compactación respectivamente (Soh, 2003; Oliver y Gourc, 2007; Hudson et al., 2004). Esta tendencia en la disminución de los valores de porosidad al incremento de la densidad de compactación, es atribuible a que la presión reduce el número de líneas de flujo por donde fluye el agua y el área de la sección transversal, a la misma vez que se refleja en una cantidad significativa de poros que pierden su conectividad hidráulica o alcanza un potencial de retención capilar mayor, al desaparecer la porosidad efectiva y mantenerse casi constante la porosidad total o abierta (Zornberg et al., 1999).

Una vez que la capacidad de campo y la porosidad fueron cuantificadas, se saturó nuevamente la columna de agua, a fin de obtener el valor de la K_s . Los valores medidos del tiempo en la prueba a carga descendente se reportan en la tabla 2.10. Esta determinación se hizo por triplicado y se debió de sellar herméticamente la columna de pruebas una vez que el nivel del agua se estabilizó e igualó con la altura del tanque. Ya con la columna sellada, fue necesario agregar el agua por el piezómetro lo que ocasionó que la presión dentro de la columna se elevará hasta una altura h_1 liberándose conforme la válvula de drenado se abrió, esto permitió que el nivel en la columna de agua descendiera de una h_1 a una h_2 , de esta forma se concretó la prueba de descenso de cabeza hidráulica.

Al hacer un comparativo del resultado obtenido de K_s con los datos publicados en bibliografía de pruebas llevadas a cabo en laboratorio utilizando celdas experimentales, se puede observar que el valor obtenido de $1.55 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ en este trabajo guarda una buena relación. En este sentido, Powrie et al., (2005) llevó a cabo una serie de pruebas para determinar varios parámetros hidráulicos en cuatro muestras diferentes de residuos sólidos municipales, encontrando que el valor de la K_s disminuyó en todas las muestras que él empleó al variar la densidad de compactación desde valores de 300 kg/m^3 hasta aproximadamente 1000 kg/m^3 . Dichos valores de K_s estuvieron en un rango entre 10^{-4} y 10^{-8} m/s . Algo más que observó en sus estudios, fue la relación directa entre la porosidad drenable por gravedad y el valor de la K_s promedio, ya que si una incrementaba su valor la otra también.

Powrie et al., (2005) concluyeron en su trabajo, que existió una correlación directa entre la magnitud de la K_s y la densidad de compactación para cada una de sus muestras. En el caso de Staub et al., (2009), compararon dos muestras de residuos sólidos con diferentes composiciones y características físicas para medir el valor de la K_s como una función de la densidad de compactación en una celda de prueba a nivel laboratorio, mediante el descenso de la carga hidráulica. Sus resultados mostraron una disminución en el valor de la K_s conforme se incrementó el valor de la densidad de masa seca en las dos muestras que ellos utilizaron. Lo que los llevó a concluir que la composición no influyó significativamente en el valor de la K_s . La dimensión promedio medida en las dos muestras fue de $5.61e-5$ m/s y $3.34e-5$ m/s, por otro lado, el valor de la porosidad estuvo en un rango entre 57.7 a 72.9 %.

Un estudio hecho por Hossain et al., (2009) en pruebas de columna, mostró que la K_s depende del grado de descomposición de los residuos asociado a una disminución del tamaño de partícula debido al proceso de desintegración que experimentan con el paso del tiempo. Estos autores compararon cuatro muestras de residuos bajo diferentes grados de degradación, clasificándolas desde la de menor grado (fase I) hasta la de mayor grado (fase IV). Sus resultados mostraron una disminución en el tamaño de partículas de los residuos producto del incremento en la degradación, en donde la curva de K_s obtenida como función de la masa seca, para la fase I se localizó encima de la curva para la fase II, III y IV. El valor menor de conductividad hidráulica se obtuvo en la fase 4, en donde la proporción de partículas finas fue mayor en comparación a los residuos crudos con poco tiempo de confinamiento.

La importancia de medir el valor de K_s se debe a la relación existente que guarda con el comportamiento hidráulico y mecánico en la celda de vertido. Por ejemplo, se ha demostrado que si los residuos son fuertemente compactados o sometidos a altas sobrecargas de presión vertical, pueden obstaculizar el proceso de recirculación de los lixiviados (Khire y Mukherjee, 2007; Reddy et al., 2009), influir en la estabilidad de las pendientes de los taludes, o en el funcionamiento de los pozos de biogás y lixiviados (Dixon y Jones, 2005; Mukherjee, 2008).

Tabla 2.10. Valores de tiempo obtenidos en la prueba de descenso de cabeza hidráulica. Se muestran además la altura que se alcanzó en la columna de agua, así como las dimensiones correspondientes al piezómetro instalado, columna de residuos y masa de RS.

| | | Densidad de compactación: 296 kg/m^3 | Densidad de compactación en masa seca: 180 kg/m^3 | |
|---|------------|---|--|--------------|
| No | Tiempo (s) | Parámetros de diseño | | |
| 1 | 23.56 | Área transversal del piezómetro | (m^2) | $1.27e^{-4}$ |
| 2 | 22.67 | Área transversal de la columna de residuos | (m^2) | 0.22 |
| 3 | 23.38 | Altura de los residuos en la columna | (m) | 0.90 |
| promedio | 23.20 | Altura h_1 de la columna de agua | (m) | 0.12 |
| | | Altura h_2 de la columna de agua | (m) | 0.06 |
| Conductividad hidráulica saturada: $1.55e^{-5} \text{ m/s}$ | | | | |

2.3.5 Conductividad hidráulica, porosidad, capacidad de campo y punto de marchitamiento del suelo de cobertura

Con la información obtenida de la evaluación granulométrica al suelo colocado en la zona sellada del vertedero, se ha podido relacionar algunas propiedades hidráulicas adicionales que influyen en el volumen de humedad infiltrada en el sitio, generalmente después de que el suelo se haya saturado. La importancia de conocer tales propiedades hidráulicas, es entender el comportamiento particular del suelo de cobertura ante la entrada de humedad del exterior, principalmente por la precipitación, toda vez que la capacidad de retención de humedad de un perfil de suelo depende principalmente de su profundidad, tipo de suelo y estructura (Fenn et al., 1975).

Es así, como a partir de una recopilación bibliográfica, se ha podido tener un acercamiento más puntual en la magnitud de la conductividad hidráulica, porosidad, capacidad de campo y punto de marchitamiento del tipo de suelo (SW) colocado en la capa de cobertura. Esta información será utilizada como datos de entrada en un balance hídrico que se elaborará más adelante en este estudio, orientado a conocer el volumen de producción de lixiviados bajo las condiciones climatológicas singulares de la Cuenca Alta del Río Lerma. Por lo tanto, y con el interés de tener un mejor reconocimiento de las propiedades tratadas, en este apartado se han tabulado en la tabla 2.11 los valores típicos reportados en diferentes estudios.

Tabla 2.11. *Valores de propiedades hidráulicas obtenidas de estudios previos para el suelo de cobertura colocado sobre la capa de RS (modificado de Schroeder et al., 1994).*

| Tipo de suelo | | | Porosidad (v/v) | Capacidad de campo (v/v) | Punto de marchitamiento (v/v) | K_s (m/s) |
|---------------|------|------|--------------------|--------------------------------|-------------------------------------|----------------|
| HELP | USDA | SUCS | | | | |
| 3 | FS | SW | 0.457 | 0.083 | 0.033 | 3.1e-5 |

2.3.6 Pruebas de carga hidráulica descendente en el vertedero

El alcance que tuvieron las pruebas de descenso hidráulico sobre la celda y fondo del vertedero, fue cuantificar la capacidad de permeabilidad que presentan tanto los residuos enterrados, como el estrato granular que subyace en el fondo del vertedero. Los resultados de los sondeos S-1, S-2 y S-3 se presentan en las gráficas de la figura 2.13. Estos tres sondeos permitieron realizar pruebas de infiltración a carga descendente en la basura debajo de la zona del vertedero que ha sido sellada. La profundidad del sondeo en los tres pozos fue de 60 *cm*, que es el espesor que tiene la capa de cobertura. La zona de infiltración o longitud de la rejilla en el entubamiento fue de 10 *cm* y el diámetro del mismo fue de 5.5 *cm*. Una vez construidos los pozos, se agregó agua en cada uno de ellos y con una regla graduada se fue midiendo los descensos del nivel del agua a intervalos de tiempo conocidos.

Los valores de descensos medidos, en conjunto con los intervalos de tiempo, la longitud de la zona de infiltración y el diámetro del entubamiento, permitieron conocer el valor de la K_s haciendo uso del modelo de Lefranc. Los resultados obtenidos de la K_s se graficaron en función del tiempo tal como se observa en la figura 2.13. En las tres graficas se mira un mismo comportamiento típico de la K_s conforme la prueba va evolucionando, es decir, que tienden a alcanzar un estado estable. Al inicio de cada una de las pruebas, la velocidad de infiltración es más grande, debido a que la masa de residuos no está saturada permitiendo de esta forma que los conductos intrínsecos de la matriz de residuos conduzcan mejor la humedad agregada en el sondeo.

Posteriormente conforme el ensayo va progresando la K_s tiende a estabilizarse como resultado de lograr probablemente condiciones de saturación en el punto de estudio. Lo anterior se manifiesta en los valores más pequeños leídos de K_s , que de ajustarse estos puntos, formarían un espacio geométrico con una pendiente negativa que a tiempos más grandes adquiriría un valor constante. Cabe aclarar que las oscilaciones que se ven en las gráficas, son atribuidas al incremento de la altura de la carga hidráulica por el llenado del sondeo. Este comportamiento descriptivo es más marcado en la gráfica de S-2, no obstante la causa máxime de este fenómeno sin duda podría ser debido a las heterogeneidades del estrato.

Por otro lado, es importante mencionar que el tiempo total de duración de cada prueba de infiltración, como se ve en las gráficas obtenidas de S-1, S-2 y S-3, fue variable. Entre las causas que se pueden citar están: el tiempo de construcción del sondeo, la permeabilidad de la masa residual asociado a las heterogeneidades intrínsecas de los residuos enterrados y el volumen de agua disponible para cada ensayo que promedió en los 110 litros aproximadamente. Así se puede ver, que mientras en el S-2 se tuvieron las mayores velocidades de percolación, en el S-3 las tasas de infiltración que se midieron fueron las menores, si bien se registró en el S-1, el mayor tiempo de duración de la prueba esto se debió a que su construcción representó menores problemas en comparación con el S-3, permitiendo empezar la prueba con un margen mayor de tiempo.

Mientras tanto, resulta específico comentar que en cuanto al S-4 no fue posible leer descensos hidráulicos ya que la región donde se instaló el pozo no se logró saturar. Este punto de estudio fue instalado sobre una zona que contiene residuos sin cobertura a un costado del frente de trabajo, la cual hasta ahora no ha sido sometida a un proceso de compactación, solo aquel que va adquiriendo de forma normal conforme las capas de residuos se van acomodando. La experiencia obtenida de esta prueba, mostró que los residuos en este punto en particular presentan una enorme capacidad de infiltración asociado a una elevada porosidad, que vulnera a los residuos en un corto tiempo, alcanzar su capacidad de campo e iniciar con ello el proceso de lixiviación que culmine alcanzando el fondo del vertedero.

Una situación similar se observó también en el S-6, el cual tampoco fue posible saturar. A diferencia del S-4, el S-6 se construyó en la base del vertedero sobre un estrato de suelo alterado, extraído de una capa granular más profunda donde yace el foco de contaminación. Se encontró que su constitución granulométrica es en mayor proporción de un suelo grueso integrado de 55 % de gravas, y con apenas el 1 % de material fino como se reportó en la gráfica de la figura 2.9. Esta composición le da al suelo una elevada capacidad de drenaje tal como se reporta (SUCS) permitiendo suponer que es probable que existan regiones bajo el vertedero que sean muy permeables a los lixiviados que se acumulen o logren alcanzar el fondo del sitio de estudio.

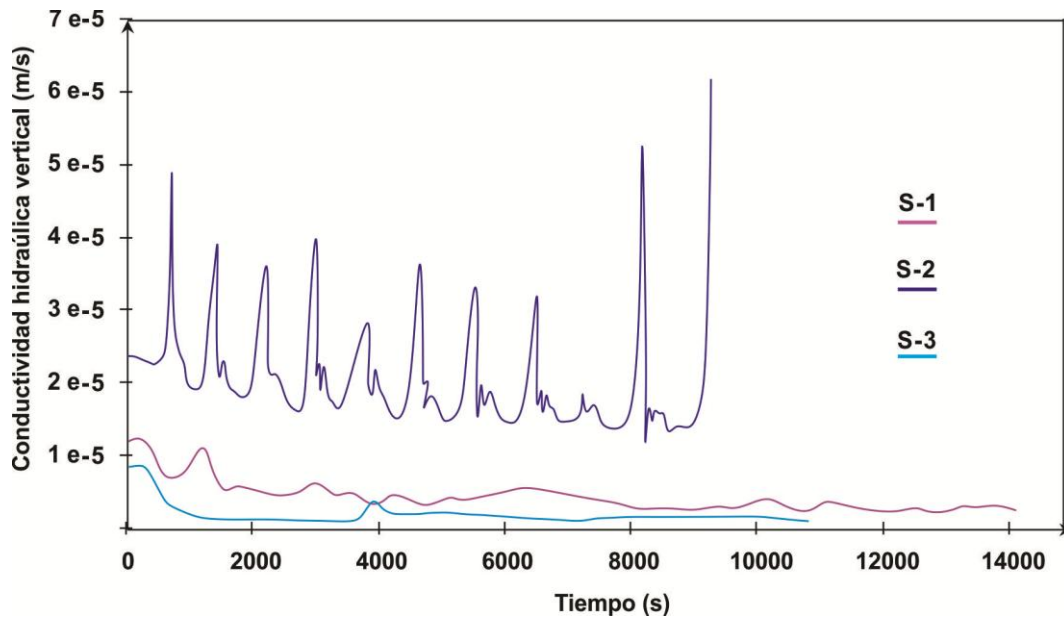


Figura 2.13. Gráficas obtenidas de las pruebas de infiltración sobre la capa de residuos enterrados bajo la capa de cobertura de arena SW de 60 cm de grosor. Los resultados muestran las variaciones de permeabilidad en cada punto de infiltración tendientes a lograr un estado estable. Fuente: elaboración propia.

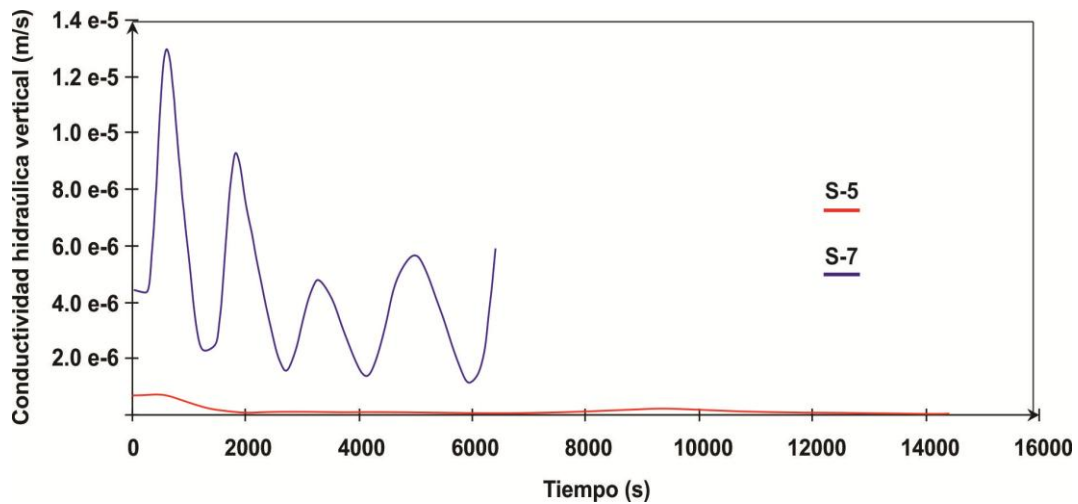


Figura 2.14. Gráficas obtenidas de las pruebas de infiltración en un estrato granular a 90 cm de profundidad en el fondo del vertedero. Los resultados muestran las variaciones de permeabilidad en cada punto de infiltración tendientes a lograr un estado estable. Fuente: elaboración propia.

En cuanto a lo que cabe al S-5, presentó una capacidad de infiltración menor en relación a su similar S-7. En el primer sondeo, el S-5, los valores de conductividad oscilaron desde $2.3e-8$ m/s hasta $7.0e-7$ m/s que pudiera deberse, a que esta muestra de suelo tuvo el doble de proporción de partículas finas que pasaron la malla # 200, con respecto al S-7. Considerando el contenido de elementos finos en el suelo, se ha reportado que existe una influencia significativa a disminuir la capacidad de permeabilidad en ellos al incrementar su proporción dentro de un estrato (Benson et al., 1994; Mitchell, 1993).

Continuando con este análisis, se estimó en el caso del S-7 que la velocidad de infiltración medida en este punto varió entre $1.2e-6$ y $1.3e-5$ m/s , así también, la muestra de material granular tomada reveló una distribución de las partículas de suelo muy similar a la S-5, no obstante como ya se mencionó, la S-7 solo presentó la mitad de elementos finos con un diámetro menor a 0.075 mm en donde por su tamaño es común la presencia de arcillas y limos. Adicionalmente se nota en la gráfica del S-7, que las oscilaciones en los valores de K_s son muy marcados, es decir se tienen valores máximos en los puntos donde la carga hidráulica es más grande, justo cuando se hace el llenado del sondeo, y va disminuyendo conforme la altura de la carga hidráulica baja también. Aunque conforme se ve en la gráfica 2.14, dichos valores de K_s poco a poco van normalizándose a medida que la prueba se va desarrollando, sin que se presuma que el tiempo que se empleó en esta medición haya sido el suficiente para lograr un estado estable.

Al final de las pruebas de infiltración en los cinco sondeos, se analizó la distribución de frecuencia de los resultados obtenidos de K_s mediante el ensayo de Lefranc a carga hidráulica descendente, mediante un análisis estadístico con la finalidad de determinar el promedio aritmético de K_s , desviación estándar, máximo, mínimo y el intervalo de confianza de los datos a un 95 %. Estos valores se reportan en la tabla 2.12. Como recordatorio se menciona que el modelo de Lefranc, como algunos otros basados sobre principios matemáticos similares, está fundado en la suposición de que el medio es isotrópico, si bien es sabido que los residuos vertidos representan un medio anisotrópico, producto de la naturaleza heterogénea de la basura enterrada. Por lo tanto, los valores estimados de K_s representarán una combinación de K_s en la dirección vertical y horizontal.

Tabla 2.12. Valores de conductividad hidráulica saturada y su distribución medida en la capa de residuos colocada bajo la zona sellada y en la base del vertedero de RS.

| Conductividad hidráulica saturada medida en la capa de residuos (10^{-5} m/s) | | | | | |
|---|-------------------|-----------------|--------|--------|--------------------------------|
| Profundidad de la capa | Número de sondeos | $\bar{x} \pm s$ | Mínimo | Máximo | Intervalo de confianza al 95 % |
| 0.60 m | 3 | 1.47±1.05 | 0.1 | 6.18 | 1.32 - 1.63 |
| Conductividad hidráulica saturada medida en la base (10^{-6} m/s) | | | | | |
| 0.90 m | 2 | 3.08±3.37 | 0.023 | 13.0 | 1.72 - 4.44 |

El valor de la K_s en la capa de residuos ubicada a 60 cm de profundidad, vario de 10^{-6} m/s a $6.18e-5$ m/s, que al ser comparados con resultados de estudios en campo realizados previamente , resulta ser más grande que los valores reportados, por ejemplo, Jain et al., (2006) realizó una serie de pruebas de infiltración en pozos que construyó en el vertedero de New River Regional de la Florida, Estados Unidos, a diferentes profundidades yendo de los 3 a 18 metros de profundidad, reportando valores de K_s para los pozos más someros de $5.4e-8$ m/s a $6.1e-7$ m/s, así mismo, Shank, (1993) recopiló información en pozos de gas saturados de lixiviados de un vertedero sin impermeabilización de la Florida, con lo que a partir de pruebas slug estimó la K_s en un rango de $6.7e-7$ m/s a $9.8e-6$ m/s.

Por otro lado, Landva et al., (1998) desarrollaron estudios en diferentes vertederos de Canadá en donde usó pozos de infiltración superficiales para recabar información del comportamiento hidráulico y de esa forma estimar valores de K_s . Sus resultados exhibieron valores entre 10^{-5} m/s a $3.9e-4$ m/s, que en términos cuantitativos resulta ser ligeramente más grande en comparación a los resultados medidos en el presente estudio. No obstante, se debe tener presente que las diferencias en los valores de K_s medidos en este trabajo y la reportada en los estudios citados, podrían deberse a la composición de los residuos, características de la cobertura del suelo, diferencias en la operación del vertedero, contenido inicial de humedad, metodología empleada, condiciones ambientales y demás factores propios de cada situación (El-Fadel et al., 1997).

Finalmente, durante la construcción de los pozos de infiltración, fue posible tomar muestras de suelo del material de cobertura y de los residuos enterrados bajo esta capa, con la finalidad de determinar su contenido de humedad. Los promedios de los porcentajes de humedad medidos en laboratorio para los sondeo S-1, S-2 y S-3 se presentan en la tabla 2.3. En ella se observa que el porcentaje de humedad en las muestras del suelo es menor con relación a la de los residuos enterrados, que puede deberse a varios factores, entre los que destacan la composición de los residuos, condiciones climatológicas, procedimientos de operación y sellado del vertedero. Atendiendo a lo anterior, Zornberg et al., (1999) encontró que la humedad promedio de los residuos enterrados a diferentes profundidades, fue del 28 %, concluyendo que no hubo diferencias significativas entre las muestras y la profundidad.

2.4 Conclusiones

Las lecturas de los abatimientos hidráulicos registrados en los multipiezómetros PL-106 y PL-109, sugieren que los 30 m de zona no saturada en la región donde se ubica el vertedero, pudiera actuar como una franja de amortiguamiento para los contaminantes durante su transporte hacia el acuífero del valle de Toluca, no obstante, su estatus activo del sitio y la forma de operación, no dejan de ser un factor de riesgo latente de contaminación para los cuerpos de agua tanto superficial como subterráneos. Así mismo, la capa de arena con pocos finos del material geológico usado para cubrir parte de la celda donde yacen los residuos, no presenta buenas propiedades impermeables que minimicen la entrada de humedad del exterior.

Por otro lado, el material granular asentado en el fondo del vertedero es heterogéneo integrado de arenas y gravas limpias con pocos finos, que por su composición, presenta buena capacidad de drenaje al tener una conductividad hidráulica de $3.08e-6$ m/s, que es tan solo diez veces menor a la de la masa de residuos ubicada debajo de la capa de cobertura. Esta propiedad dista del 10^{-7} a 10^{-8} m/s que poseen los limos o arcillas que se considera materiales impermeables. Así pues en otro orden de ideas, se encontró que los residuos sometidos a una baja densidad de compactación (296 kg/m³), como los estudiados en la columna de pruebas, presentaron una conductividad hidráulica saturada de $1.55e-5$ m/s y un alto contenido de humedad, lo que sin duda influyeron directamente en el abatimiento de la capacidad de campo con la consecuencia aparición pronta de lixiviados.

Se encontró que la magnitud de la conductividad hidráulica saturada medida en la columna de pruebas fue de $1.55e-5$ m/s, muy cercana al $1.47e-5$ m/s estimada en la celda de residuos, indicando una buena aproximación en la reproducibilidad de las condiciones de campo, no obstante se debe ser prudente en cuanto a la interpretación de la información, ya que los valores se originaron de medidas puntuales que no representan en su totalidad la naturaleza heterogénea de los residuos enterrados.

REFERENCIAS

- Aguilar, Q., Armijo, C., Taboada, P.A. and Ojeda, S. 2010.** Municipal solid waste generation and characterization in Ensenada, México. *The Open Waste Management Journal*. (3). pp 140-145
- Alfred, J.N. 2013.** Evaluation of field capacity of municipal refuse dumpsite: a case study of University of Maiduguri Dumpsite. *Int. Journal of Sci and Tech*. 14(3). pp 1008-1015
- Bagchi, A. 1994.** *Desing, Construction and Monitoring of Landfill*. 2 ed. 1994. *Wiley-Interscience, New York*. 376 pp
- Beaven, R.P. and Powrie, W. 1995.** Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. *Proc., Sardinia 95, 5th Int. Landfill Symp., S. Margherita di Pula, CISA, Environmental Sanitary Engineering Center, Cagliari, Italy*, pp 745–760.
- Benson, C. H., Zhai, H., and Wang, X. 1994.** Estimating hydraulic conductivity of compacted clay liners. *Journal of Geotechnical Engineering*. ASCE. pp 366-387.
- Blight, G.E., Ball, J.M., and Blight, J.J. 1992.** Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas. *J. Envir. Engrg.*, ASCE, 118(6), pp 865–877.
- Campbell, D.J.V. 1982.** Absorptive Capacity of Refuse-Harwell Research. *Energy Landfill Leachate Symposium*, Harwell, Oxon, U. K.
- Chen, T.H., and Chynoweth, D.P. 1995.** Hydraulic Conductivity of Compacted Municipal Solid Waste. *Bioresource Technology*. 51(2-3). pp 205-212
- CNA, 1996a.** Estudio para el diseño de redes de monitoreo de los acuíferos de los valles de Toluca y Atlacomulco-Ixtlahuaca, en el Estado de México; *Tomo I: Informe y Tomo II: Anexos*. Unitecnia, México.
- CNA, 1996b.** Estudio de simulación hidrodinámica y diseño óptimo de las redes de observación de los acuíferos de Calera, San Luis Potosí y Toluca. *Tomo 3: Acuífero de Toluca*. Ariel Consultores México.
- CNA, 1997.** Actualización de mediciones piezométricas de los acuíferos reactivados en los valles de Toluca y Atlacomulco-Ixtlahuaca, en el Estado de México. *Unitecnia, México*
- Custodio, E., Llamas, M.R. 1983.** *Hidrología Subterránea*. Editorial Omega, S.A.
- DGCOH, 1992.** Estudio Hidrogeológico Regional de los Valles de Toluca e Ixtlahuaca: *Tomo I*. 214 pp

- Duran, A., Garcés, M., Velasco, A.R., Marín, J.C., Gutiérrez, R., Moreno, A. and Delgadillo, N.A. 2013.** Mexico City's municipal solid waste characteristics and composition analysis. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29(1). pp 39-46.
- Dixon, N. and Jones, D.R.V. 2005.** Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes.* 23. pp. 205-233.
- El-Fadel, M., Angelos, N.F., James, O.L., 1997.** Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management.* 50, pp 1-25
- Fenn, D. G., Hanley, K.J. and Degeare, T.V. 1975.** Use of the Water Balance for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites. Rep. SW-168. US. *Environmental Protection Agency, Washington, D. C.*
- Gobierno del Estado de México. 2000.** Estudio de generación y caracterización de residuos sólidos municipales. *Grupo de Consultores en Ingeniería Ambiental.* Toluca, Estado de México. 66 pp
- Hossain, M.S., Penmethsa, K.K., and Hoyos, L. 2009.** Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation. *Geotech. Geo. Eng.* 27. pp 43-51.
- Hudson, A.P., White, J.K., Beaven, R. P. and Powrie, W. 2004.** Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Manage.,* 24(3), pp 259–269
- INEGI 2012** (Fecha de consulta: 28/06/2014). *www.inegi.org.mx*
- Jain, P., Powell, J., Townsend, T. G., and Reinhart, D.R. 2006.** Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using borehole permeameter test. *J. Environ. Eng.,* 132 (6). pp 645-653.
- Khire, M., and Mukherjee, M. 2007.** Leachate Injection using Vertical Wells in Engineered Landfills. *Waste Management.* 27. pp 1233-1247.
- Landva, A., and Clark, J. 1998.** Geotechnical testing of waste fill. *In: 9th Canadian geotechnical conference, August 27–30, 1986,* pp 371–385
- Llanos, A.H., Salas, G.J., Garfias, S.J., 2006.** Análisis de la infiltración en la zona no saturada fracturada del acuífero del valle de Toluca, México. *Estudios de la Zona no Saturada del Suelo.* 10. 97-102
- Mitchell, J. K. 1993.** Fundamentals of soil behavior. Second Ed. *John Wiley and Sons Inc.,* New York
- Mukherjee, M. 2008.** Instrumented Permeable Blankets for Estimation of Field-Scale Hydraulic Conductivity of Waste and Confirming Numerical Models. Ph. D. Dissertation, Dept. of Civil and Environmental Engr., Michigan State University, E. Lansing, USA

- Odong, J. 2007.** Evaluation of Empirical Formulae for Determination of Hydraulic Conductivity based on Grain Size Analysis. *Journal of American Science*. 3(3). pp 54-60
- Oliver, F., and Gourc, J.P. 2007.** Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management Research*. 27(1). pp 44-58.
- Orta de Velasquez, M.T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., and Monje-Ramirez, I. 2003.** Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. *Waste Manage and Res*. 21. pp 137-144
- Porta, J., Lopez-Acevedo Marta, Roquero Carlos. 2003.** Edafología para la agricultura y el medio ambiente, *Ed. Mundiprensa, 3ª ed.* 629 pp.
- Powrie, W., Beaven, R.P., and Hudson, A.P. 2005.** Factors affecting the hydraulic conductivity of waste. *International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*. LIRIGM, Grenoble 1 University, France, 21-22 March 2005
- Reddy, K., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J. and Lagier, T. 2009.** Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills. *Journal of Environmental Engineering*. 135(8). pp 677-683
- Schroeder, R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe, B.M., Sjostrom, J.W. and Peyton, R.L., 1994.** The HELP: Engineering Documentation for Version 3, EPA/600/9-94/xxx, US Environmental Protection Agency Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, OH, USA
- Shank, K.L. 1993.** Determination of the hydraulic conductivity of the Alachua County southwest landfill. *MS thesis*, Univ. of Florida, Gainesville, Fla.
- Shorff, V.S. 1999.** An Investigation of Leachate Production from MSW Landfills in Semi-Arid Climates Unpublished M. Sc. Thesis. Department of Civil Engineering, University of Calgary, Calgary, Alberta, Canada.
- Soh, I.E.T. 2003.** Hydrologic Behavior of Landfill. Unpublished Ph D. Thesis. Department of Civil Engineering, University of Calgary, Calgary, Alberta, Canada.
- Staub, M., Galietti, B., Oxarango, L., Khire, M.V. and Gourc, J.P. 2009.** Porosity and hydraulic conductivity of SWM using laboratory-scale tests. *Third International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills*. Braunschweig, Germany, 10-13 March 2009
- Vorster, K. 2001.** Determination of the field capacity of a landfill. In.: *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita Di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October 2001. 3. pp 577-583.

Zeiss, C., and Major, W. 1993. Moisture flow through municipal solid waste: Patterns and characteristics. *J. Envir. Sys.*, 22(3), pp. 211–231.

Zeiss, C., and Uguccioni, M. 1997. Mechanisms and Patterns of Leachate Flow in Solid Municipal Waste Landfills. *Journal of Env. Systems.* 23(3). pp 247-270

Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R., and Cooley, B.H. 1999. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 125. pp 583-594.

Capítulo 3

Cuantificación y composición de lixiviados obtenidos con lisímetros de succión y monolito instalados en un vertedero de residuos sólidos

3.1 Introducción

En muchas ciudades del mundo, principalmente aquellas en vías de desarrollo, el vertido de residuos sólidos (RS) a cielo abierto en fosas es una práctica común. Las depresiones sobre las cuales los residuos son colocados incluyen valles, minas explotadas, excavaciones o en ciertos puntos dentro de áreas urbanas y comerciales donde la capacidad para coleccionar, procesar, disponer y reciclar representa una buena opción en términos monetarios, aunque no sea la forma más segura (Oyeku y Eludoyin, 2010). Está documentado, que aquellos vertederos a cielo abierto carentes tanto de un sistema de impermeabilización, como de un sistema de colección de lixiviados, representan una fuerte amenaza potencial para el acuífero debido a las infiltraciones contaminantes provenientes de estos lugares (Rajkumar et al., 2012).

Entre las características de estos vertederos sin control se pueden mencionar, entre otros efectos, el vertido indiscriminado de residuos sin planeación alguna que facilite su cobertura, la quema incontrolada, prácticas de pepena, la acumulación de lixiviados en zonas adyacente e infiltración hacia las capas profundas del suelo, etc. (Pugh, 1999). Además, cuando la disposición alcanza un punto crítico de saturación, los responsables de la administración de estos sitios realizan frecuentemente la cobertura de los RS procurando mejorar sólo la estética visual del vertedero, y no el confinamiento adecuado que permita controlar las emisiones contaminantes que generan la descomposición de los RS en la etapa postclausura. Sin duda, éste enfoque mal aplicado crea un pasivo ambiental, donde los RS son confinados sin las medidas correctas (Bodelius y Rydberg, 2000).

En México, estas prácticas antes mencionadas son muy recurrentes, ya que en el 2011 se estimó que el 72 % de los RS generados se confinaron en rellenos sanitarios y sitios controlados, el 23 % en sitios no controlados y sólo 5 % se recicló. Ante ello, resulta importante reconocer el enorme problema ambiental derivado del mal funcionamiento de estos sitios, principalmente por la emisión de lixiviados, que por la falta de infraestructura adecuada es difícil tener información sobre la calidad y cantidad generada. En ese sentido, el presente trabajo tiene la finalidad de construir y evaluar el funcionamiento de dos clases de lisímetros, uno de libre drenado y otro de succión, en un vertedero no controlado. Dicha evaluación, considera la capacidad de los lisímetros para coleccionar muestras puntuales de lixiviados bajo condiciones de drenado por gravedad y vacío, con el fin de validar un balance hídrico y caracterizarlos analíticamente para conocer su evolución temporal y carga contaminante. Así mismo, el presente trabajo también contempla examinar el estatus geoquímico del agua subterránea y superficial entorno al tiradero.

Para tal caso, se construyeron cuatro lisímetros de libre drenado que se instalaron en la celda de RS, y tres más en la sección del vertedero que ha sido sellada. Los parámetros medidos en los lixiviados fueron: la temperatura (T), la conductividad eléctrica (CE), el potencial de hidrogeno (pH), los sólidos disueltos totales (SDT), la materia orgánica (DBO_5 y DQO), los iones Cl^- , SO_4^{2-} , $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, Na^+ , Mg^{+2} y Fe total; además de la dureza. En el caso del agua subterránea se midieron los mismos parámetros excepto los cationes Na^+ , Mg^{+2} y Fe .

En cuanto a los lisímetros de succión, se instalaron seis que permitieron obtener muestras de lixiviados a diferentes alturas de la celda de RS para construir un perfil vertical de concentración partiendo de la superficie e yendo hacia el fondo de la celda. Debido a las características de funcionamiento de este tipo de lisímetros, las muestras de lixiviados sólo se utilizaron para su caracterización fisicoquímica y no para la cuantificación de volumen. El muestreo se complementó con la toma de muestras de agua subterránea y superficial en los pozos del Sistema Lerma y puntos de afloramiento más cercanos al vertedero de RS, con la finalidad de identificar indicios de contaminación asociados con el foco de contaminación.

3.2 Enfoque y contexto de la investigación

Un lisímetro es un dispositivo que sirve para captar la humedad presente en la matriz de suelo de la zona vadosa. Éste dispositivo puede consistir de un recipiente con geometría regular, relleno con suelo y adaptado a un tanque colector para cuantificar la cantidad de agua drenada por gravedad, o también los hay, como aquellos que requieren la aplicación de una presión negativa para extraer la humedad más estrechamente ligada en los poros más pequeños del suelo para cuantificar su composición analítica. Debido a ello, el uso de lisímetros es uno de los métodos directos de medición de agua y transporte de solutos para el estudio de la zona no saturada (Schlotter et al., 2012).

Bajo el principio de funcionamiento del lisímetro de libre drenado en estratos de suelo no saturado, se construyeron recipientes colectores de lixiviados que se instalaron dentro de la celda de RS simulando un perfil de suelo en la zona no saturada. Esta clase de lisímetros también se instalaron en la capa de cobertura. Durante la construcción de los lisímetros, se les adaptó una línea de drenado aterrizada a un tanque colector ubicado en el fondo del vertedero, de modo que los lixiviados descendieran por gravedad. El diseño e instalación de los lisímetros se basó fundamentalmente en el muestreador de libre drenado de Parizek y Lane, (1970), ya que al presentar los residuo una baja compactación y buena conductividad hidráulica, permitió inferir que el perfil de residuos tendrá una buena capacidad de drenado.

Éste tipo de lisímetros han sido empleados por muchos años para evaluar la calidad del agua drenada y para estimar el flujo hídrico, debido a que resultan ser relativamente económicos (Chiu y Shackelford, 2000; Zhu et al., 2002). Así mismo, en la celda de residuos se instalaron lisímetros cuyo principio de funcionamiento difiere de aquellos que obtienen las muestras por drenado. Estos dispositivos, requieren de la aplicación de una presión de vacío (succión) por un tubo de acceso, mientras se mantiene sellado el de drenado, de modo que la humedad retenida en la matriz del suelo se fuerce a desplazarse hacia el lisímetro debido a la diferencia de presión creada. Esta acción provocará la acumulación del agua dentro del lisímetro de succión, la cual se podrá extraer liberando el vacío y aplicando una presión que empuje hacia el exterior a la muestra acumulada a través del puerto de drenado.

3.3 Materiales y método

3.3.1 Construcción e instalación de lisímetros de libre drenado

En la construcción de cada uno de los lisímetros se empleó un embudo de plástico de 20 *cm* de diámetro soportados en un recipiente redondo para facilitara su instalación (Gee et al., 2009; Hornby et al., 1986). En el interior de los embudos, se colocó grava limpia con la finalidad de evitar el taponamiento del dispositivo colector por el arrastre de material fino. También, se les adaptó en la punta del cuello de los embudos una manguera de polietileno de alta densidad de 1/2 de pulgada, cuya función fue drenar por gravedad los lixiviados captados hasta un tanque de almacenamiento de 20 litros instalado en el fondo del vertedero. De esta forma se construyeron los cuatro lisímetros.

Después de haberse construido los lisímetros se instalaron a un costado del frente de trabajo. Para esta labor, se tuvo que cavar manualmente el talud oriente de la celda de RS manteniendo sumo cuidado de no alterar las capas de basura ubicadas por encima de los lisímetros. Las perforaciones laterales cobijaron perfectamente a los lisímetros, colocando el primero (L-1) a 1.30 *m* por debajo del nivel de la celda, habiendo una separación lateral entre éste y el segundo lisímetro (L-2) de tres metros. La longitud de la tubería conductora de lixiviados entre L-1 y su tanque de almacenamiento fue de 18 *m* aproximadamente.

En cuanto al dispositivo L-2, se instaló a 3.20 m por debajo de la superficie de la celda habilitándose 15 m de manguera para alcanzar el recipiente captador. El lisímetro tres (L-3) se instaló a 1.30 m debajo del nivel superficial, con una separación lateral de 10 m del L-2. Finalmente, el lisímetro L-4 se colocó a 1.80 m por abajo del nivel superficial de la celda de RS y con una separación entre éste y el L-3 de 3.30 m, requiriéndose 20 m de manguera para alcanzar su respectivo tanque colector. La construcción, instalación y ubicación de los lisímetros en la celda de RS se puede observar en las figuras 3.1 y 3.2.

3.3.2 Muestreo de lixiviados en los lisímetros de libre drenado

La obtención de lixiviados en los tanques de almacenamiento acoplados a los lisímetros, indicaron que éstos se construyeron e instalaron adecuadamente, por lo tanto el primer muestreo se realizó en abril y junio del 2015 durante la temporada de lluvias, en cambio el segundo, fue hecho entre el periodo de enero y febrero del 2016 ya en plena temporada de estiaje. El plan del primer muestreo consistió en la determinación de la *T*, *pH*, *SDT* y *CE in situ*, con el auxilio de una sonda multiparamétrica Hach. Posteriormente, en junio de ese mismo año, se realizó el muestreo para la determinación de la materia orgánica e iones inorgánicos en laboratorio.

El motivo por el cual se organizó el primer muestreo de la forma antes mencionada, fue debido a la limitación en los recursos humanos y al tiempo de caducidad de las muestras, ya que la cuantificación física *in situ* llevó al menos medio día, lo que impidió la toma de muestras en ese mismo día para su análisis en laboratorio, sobre todo para la *DBO₅*, que sólo tiene un tiempo de conservación de seis horas. Las limitaciones antes referidas condujo a organizar un plan de muestreo de tal modo que, después de medir los parámetros físicos, se regresará al sitio tres veces más a tomar las muestras correspondientes a la materia orgánica, aniones y cationes inorgánicos respectivamente. Por lo tanto, aquellas muestras que no requirieron conservador fueron analizadas inmediatamente.

Para el segundo muestreo, se debió construir e instalar nuevamente el dispositivo L-3 y L-4 debido a su hurto. La mecánica del muestreo fue la misma tal como el primero, es decir, primeramente se fue al sitio a medir los parámetros físico, posteriormente se regresó a tomar nuevamente las muestras de lixiviados para la determinación de la materia orgánica, aniones y cationes inorgánicos. Es preciso indicar, que adicionalmente a las muestras colectadas en los tanques de almacenamiento también se tomó una muestra más en la superficie de la celda, sólo durante la temporada de lluvias, ya que hubo acumulación de agua sobre ella. Por el contrario, fue imposible hacer lo mismo durante la temporada seca, ya que no hubo formación de charcos sobre la celda de RS.

Después del muestreo, los lixiviados se trasladaron al laboratorio donde por el método titulométrico a reflujo cerrado se determinó la concentración de *DQO*. En el caso de la *DBO₅*, el procedimiento analítico usado fue la incubación de las muestras en Winklers durante cinco días, cuya diferencia de oxígeno fue medida al final de este periodo. En tanto, los cloruros se determinaron por el método argentométrico, en el caso de los sulfatos se usó el procedimiento turbidimétrico, los nitratos fueron determinados por espectrofotometría UV-VIS, el nitrógeno amoniacal fue obtenido por destilación en Kjeldahl y medido posteriormente por titulación. En cuanto a los cationes sodio, magnesio y hierro se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica. Finalmente, el procedimiento titulométrico con EDTA (ácido etilendiaminotetraacético) se usó en la determinación de la dureza. Todos los procedimientos antes mencionados se fundamentaron en los métodos estandarizados APHA, (2005).

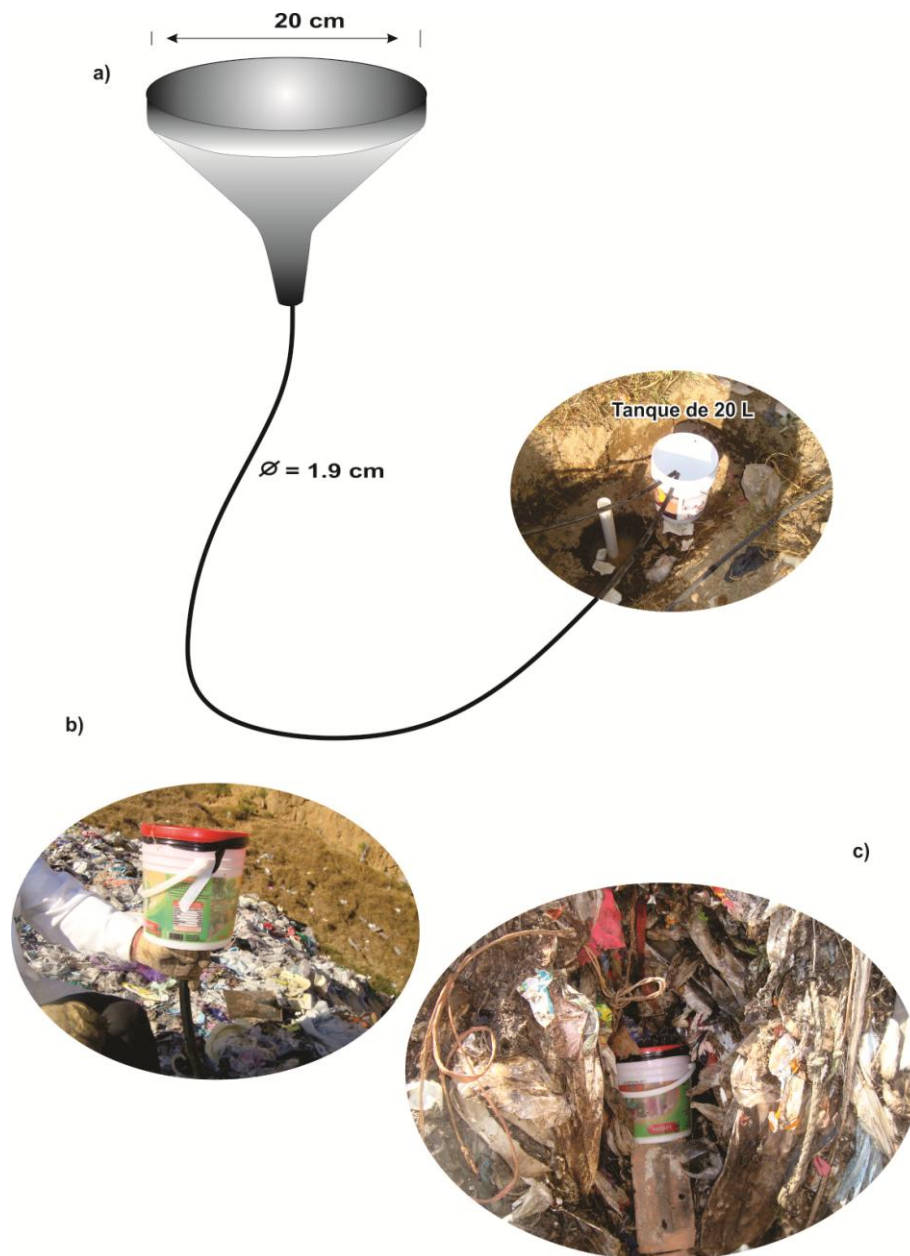


Figura 3.1. a) Representación conceptual del lisímetro de libre drenado utilizado para la captación de lixiviados en la celda de RS, b) Fotografía del lisímetro después de ser construido, c) Lisímetro colocado en la parte frontal de la celda de RS. Fuente: Elaboración propia



Figura 3.2. Ubicación de los cuatro lisímetros de libre drenado colocados en la celda de RS, así mismo, en esta figura se representó con una línea roja la tubería por donde los lixiviados fueron conducidos hasta cada uno de los tanques de almacenamiento ocultos en el fondo del vertedero. Fuente: Elaboración propia.

3.3.3 Instalación de lisímetros monolito o de caja

Estos lisímetros de caja o monolito se colocaron encima de la celda sellada de RS, de modo que captaran la infiltración de agua proveniente de la capa de cobertura para su cuantificación. En su instalación fue necesario cavar una trinchera de 900 cm^2 y 40 cm de profundidad, manteniendo cuidado de que durante la perforación el suelo removido a cada cinco centímetros se almacenará en sacos por separado, de tal modo que, durante el llenado del lisímetro se siguiera una secuencia a la inversa en relación a la perforación, es decir, los primeros cinco centímetros de suelo removidos tuvieron que ser los últimos en ser colocados dentro de la caja, eso significa que los últimos cinco centímetros de suelo removidos de la trinchera, fueron los primeros en colocarse dentro del lisímetro. Este procedimiento de llenado pretende restaurar el suelo dentro de la caja, tal y como se encontraba antes de ser alterado.

Adicionalmente, se le acopló en el fondo a los lisímetros una tubería de plástico de $1/8$ de pulgada, de tal forma que a través de él se drene la humedad percolada hacia un tanque colector de un galón de capacidad ubicado a un costado del lisímetro, pero a una profundidad de aproximadamente 30 cm por debajo de la base de la caja. La descripción antes hecha se puede apreciar en la figura 3.3. Otros detalles adicionales estuvieron constituidos por la colocación de una malla dentro de la caja fijada con una capa fina de gravilla, con el propósito de evitar el paso de elementos finos que pudieran obstruir la tubería de drenado, así como la nivelación del fondo de la caja con agua, ya que la adaptación de la tubería provocó que ésta se prolongará por dentro de la caja aproximadamente unos cinco milímetros.

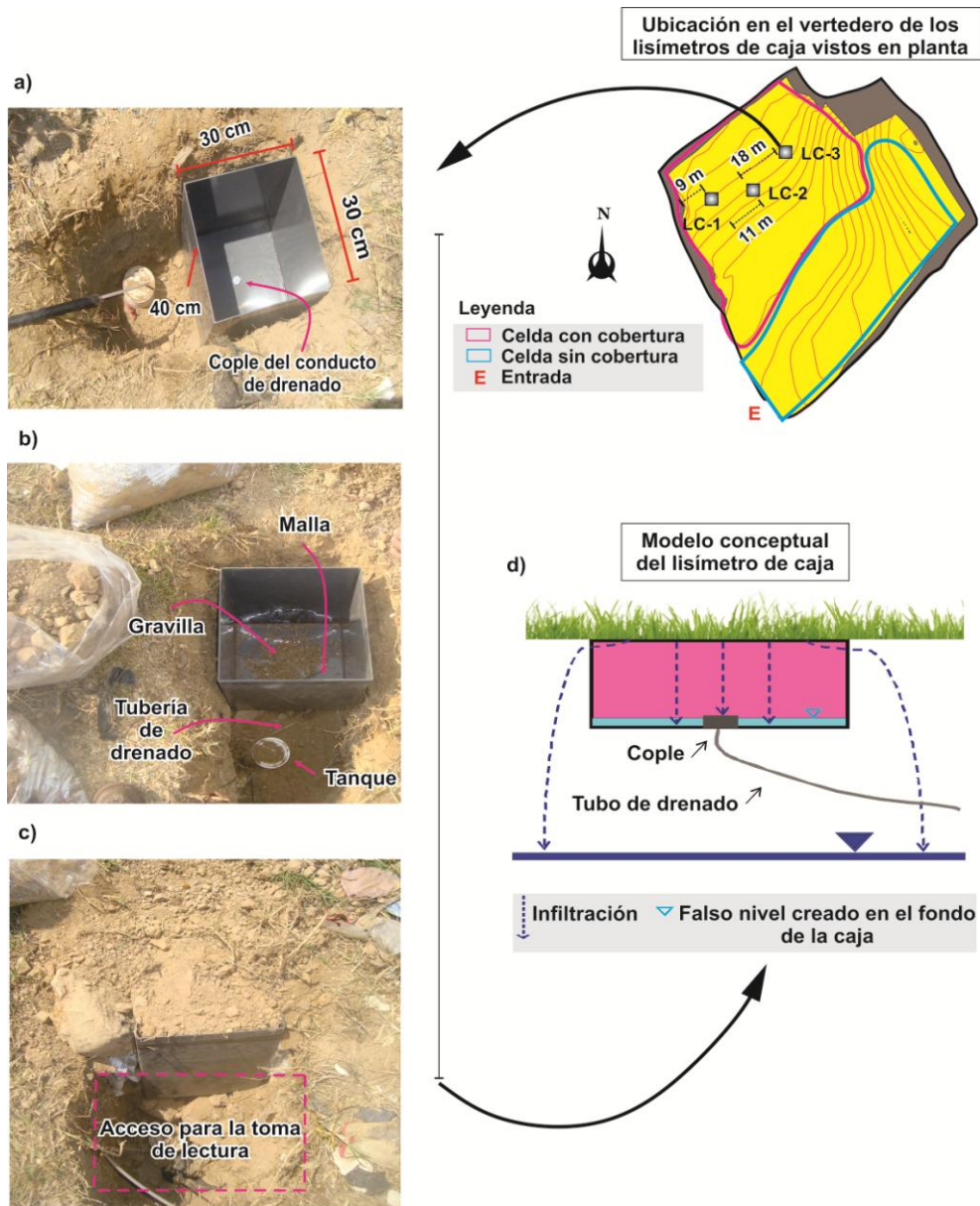


Figura 3.3. a) Imagen del lisímetro de caja o monolito colocado dentro de la trinchera cavada en la celda de RS con cobertura. b) lisímetro después de tender la malla sobre el puerto de drenado protegida por gravilla y con la tubería de drenado instalada en tanque de almacenamiento c) Imagen del lisímetro con el suelo extraído de la perforación, tal como quedó instalado para su funcionamiento d) Representación conceptual del lisímetro de caja instalado en la capa de cobertura. Fuente: Elaboración propia.

3.3.4 Instalación y operación de lisímetros de succión

Los lisímetros de succión que se identificaron como LS-1 hasta LS-6, fueron colocados a diferentes alturas formando un perfil vertical en la celda de RS. En su instalación, se perforó manualmente un pozo somero con una inclinación de 45° sobre la vertical, con la ayuda de un gancho de metal y una placa afilada, que permitió extraer poco a poco los restos de basura enterrados cuidando de no alterar las capas de basura ubicadas por encima. Antes de instalar los lisímetros, se distribuyó una base de material granular fino en el fondo del pozo para prevenir la canalización de los lixiviados, posteriormente se fijó el lisímetro en el pozo y se le agregó un poco más de material granular alrededor del dispositivo hasta cubrir completamente la punta porosa.

Por encima del material granular previamente agregado, se colocó un sello de concreto que cubrió completamente al lisímetro, con la finalidad de aislarlo de las infiltraciones provenientes del exterior. En cuanto a sus características físicas, éste dispositivo está construido con un cilindro de plástico de 64 cm de longitud y cinco cm de diámetro, donde en un extremo posee una punta porosa de cerámica de seis cm de longitud, tal como se observa en la figura 3.4. En su interior, el lisímetro tiene la capacidad de almacenar hasta un litro de lixiviado. Para la generación del vacío en el interior del instrumento, se conecta una bomba portable a un puerto de acceso, que de manera manual succiona el aire almacenado mientras se mantiene sellado el puerto de drenado.

La presión máxima de vacío que se aplicó fue de 50 cbar , dejándola por 24 horas, tiempo suficiente para que la punta porosa alcance el equilibrio con los lixiviados generados en el interior de la celda de RS. Pasado este tiempo, la diferencia de presión provocó la acumulación de lixiviados dentro del lisímetro, los cuales se evacuaron liberando el vacío y aplicando una presión de empuje a través del puerto de succión con la misma bomba que se produjo el vacío, para recuperar las muestras acumuladas de lixiviados por el puerto de drenado.

3.3.5 Muestreo de lixiviados en los lisímetros de succión

La siguiente etapa a la instalación de los lisímetros de succión consistió en la recuperación de las muestras para la determinación de los parámetros físicos, materia orgánica, aniones y cationes inorgánicos definidos en la sección 3.3.2 de éste capítulo. Se realizaron dos muestreos para la identificación de la carga de contaminación de los lixiviados. El primer muestreo se realizó en agosto y septiembre del 2015 durante la temporada de lluvias, siguiendo la misma mecánica planteada en el muestreo de los lisímetros de libre drenado, es decir, primero se determinaron los parámetros físicos, luego la materia orgánica y finalmente la materia inorgánica (aniones y cationes).

El segundo muestreo se desarrolló entre los meses de enero y febrero del 2016, durante la temporada de secas que coincide con la época invernal. El orden en la toma de muestras, en el caso de la determinación de los parámetros fisicoquímicos, fue el mismo que se siguió durante el primer muestreo. Si bien la instalación de los lisímetros de succión se llevó a cabo sin mayores problemas, en este caso se encontró que no hubo acumulación de lixiviados en el dispositivo LS-6 durante el tiempo que duro el muestreo, situación que inhabilitó éste punto de estudio como parte del monitoreo. Asimismo, el estatus activo de la continua deposición de residuos durante el desarrollo del trabajo constituyó una limitación, siendo los más graves el depósito de toneladas de residuos sólidos sobre el punto LS-6 y la destrucción del punto LS-1 debido a la nivelación de la celda, justo antes de la última toma de muestras para la determinación de los cationes inorgánicos.

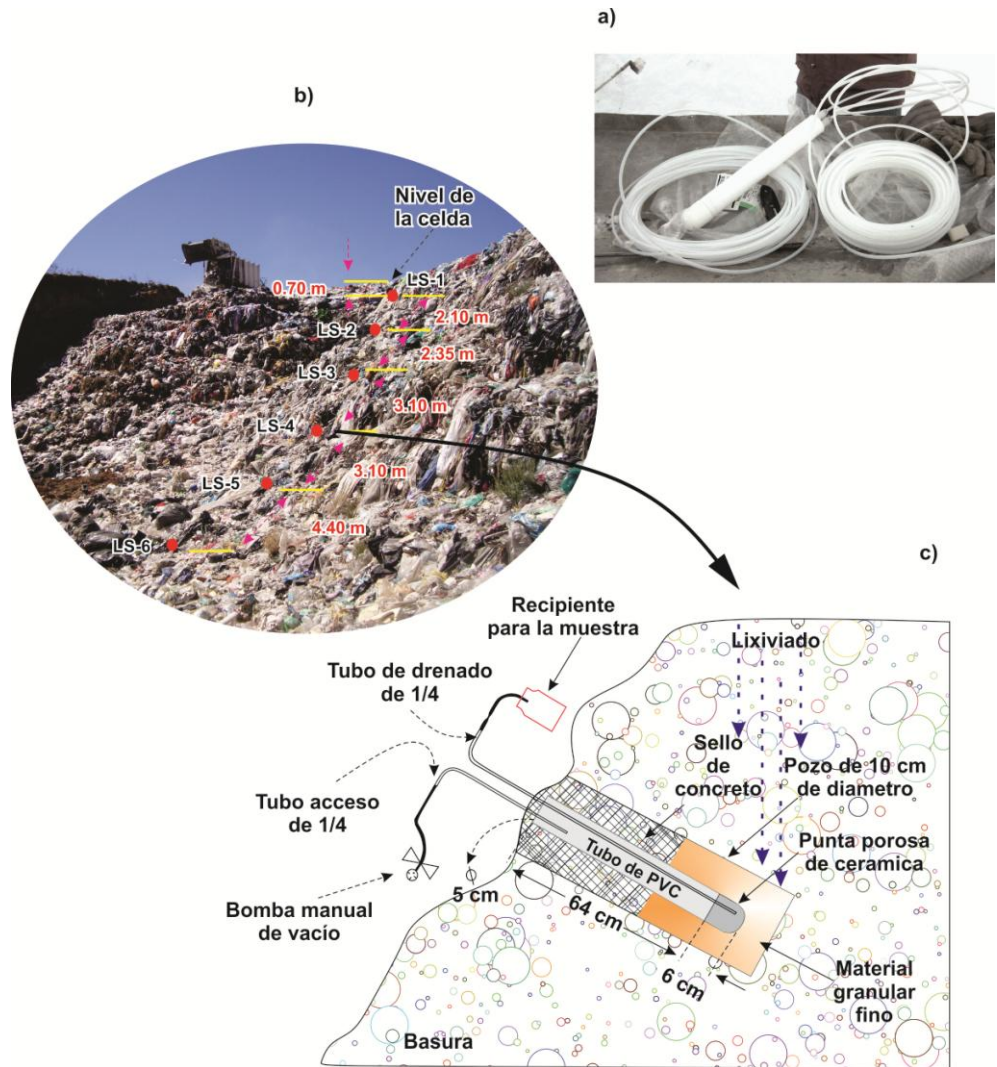


Figura 3.4. a) Fotografía de un lisímetro de succión antes de su instalación b) Ubicación en profundidad de los seis lisímetros de succión dentro de la celda de RS c) Modelo conceptual del lisímetro de succión tal como fue colocado en la celda de RS. Fuente: Elaboración propia.

3.3.6 Red de monitoreo del agua subterránea y superficial

La red de monitoreo tiene el objetivo de identificar la presencia de contaminación en el agua subterránea proveniente del vertedero. Esta red, se integra esencialmente de los pozos de extracción de agua subterránea del Sistema Lerma, una noria y el perímetro de la Laguna de Almoloya, en su punto más próximo al vertedero. En total se han considerado seis puntos de muestreo, de los cuales, cuatro corresponden a pozos profundos identificados como P52-A, P53-A, P54-A, y P56-A. Cada uno de ellos se encuentra en dirección del flujo subterráneo aguas abajo del vertedero, siendo el más próximo el pozo P56-A a tan solo 600 *m* del sitio de estudio, en tanto que el pozo P53-A constituye el más distante a 1890 *m*. Los restantes se encuentran dentro de ese intervalo de distancia. Para una mejor ubicación de la red de muestreo, se construyó un mapa el cual se puede observar en la figura 3.5.

Las muestras de agua superficial fueron obtenidas de una noria, ubicada a 1300 *m* del foco de contaminación dentro del perímetro de la mancha urbana. Este punto de muestreo, es el que mantiene un nivel freático más somero con relación a los pozos de extracción, ya que es un lugar donde surge agua todavía, por lo que los habitantes de la comunidad lo han conservado dentro de sus alcances, libre de contaminación. En tanto, el punto de muestreo correspondiente al perímetro de la Laguna se encuentra a 1100 *m* del vertedero. Aquí en la Laguna convergen parte del flujo subterráneo proveniente de las partes altas identificadas como zonas de recarga, cuyas líneas de flujo superficial cruzan por el vertedero.

3.3.7 Muestreo del agua subterránea y superficial

Las primeras muestras de agua subterránea y superficial se recolectaron durante abril y junio del 2015. Posteriormente, se realizó un segundo muestreo en los meses de enero y febrero del 2016. El protocolo de muestreo consistió en la determinación de parámetros físicos *in situ* con una sonda multiparamétrica Hach --*pH*, *CE*, *SDT*, *T* y Oxígeno Disuelto (*OD*) -- en los pozos de extracción de agua subterránea, noria y Laguna. Posteriormente, en junio del 2015 se tomaron las muestras para la determinación de la materia orgánica expresada como *DQO* (método titulométrico a reflujo cerrado).

Así también, en ese mismo mes se colectaron las muestras correspondientes para la determinación de los iones cloruros (método argentométrico), nitratos (espectrofotometría UV-VIS), sulfatos (método turbidimétrico), nitrógeno amoniacal (método Kjeldahl) y la dureza (método titulométrico con EDTA), conforme a los establecido en los procedimientos APHA, (2005). Ya entrada la temporada de secas, como se mencionó anteriormente, fue posible realizar un segundo muestreo determinándose en primer lugar los parámetros físicos y posteriormente, la materia orgánica e iones inorgánicos. Las causas de dividir el muestreo de tal forma, fueron las mismas que se explicaron en la sección previa donde se describió cómo se realizó el muestreo de lixiviados en los lisímetros de libre drenado y succión.

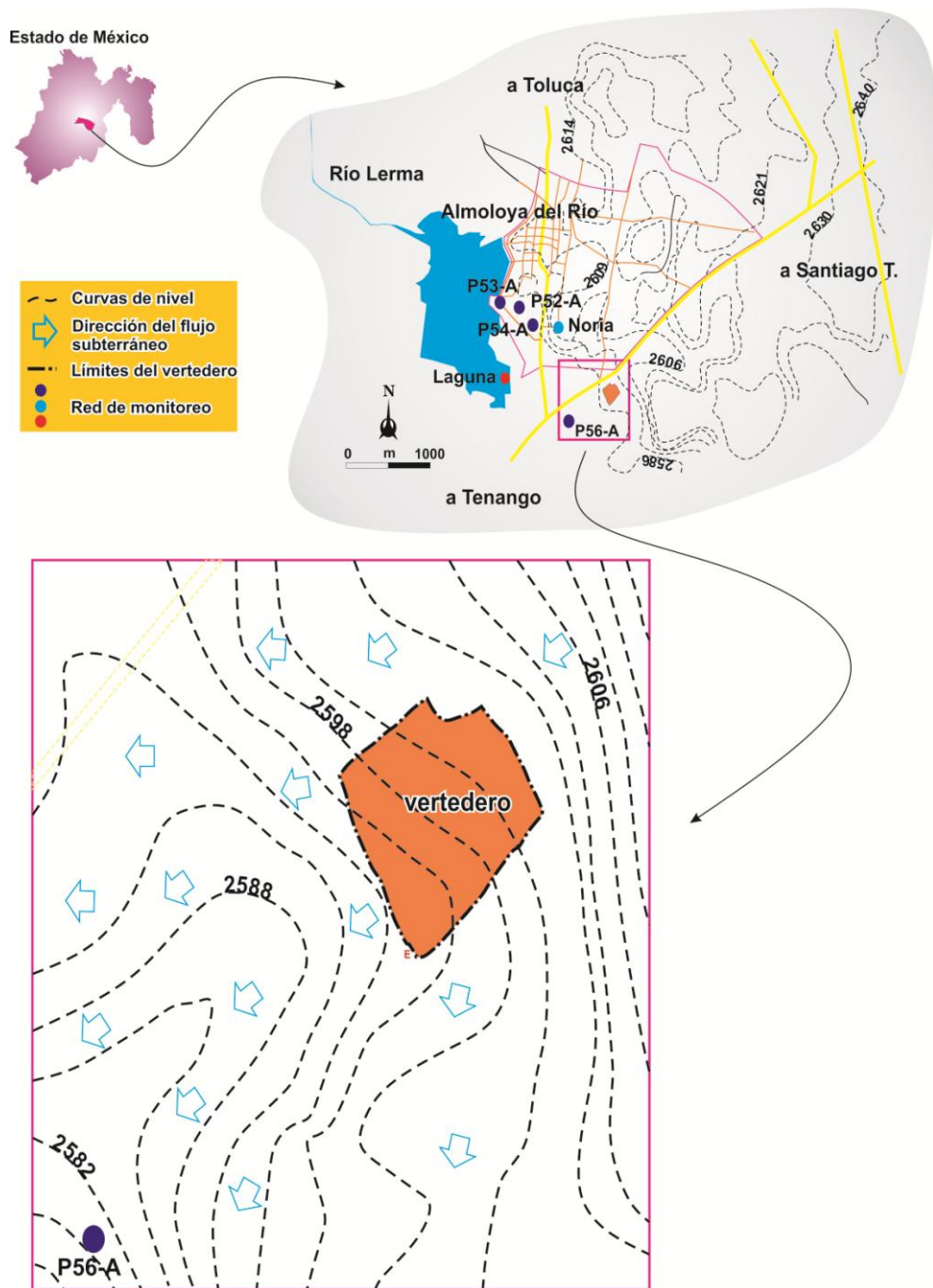


Figura 3.5. Ubicación del vertedero con relación a la red de monitoreo del agua subterránea, la cual se integro por los pozos del sistema Lerma más cercanos al vertedero, noria y Laguna. En la imagen principal se ha trazado con flechas el flujo subterráneo dirigiéndose hacia la Laguna y pozos del sistema Lerma. Fuente: Elaboración propia.

3.3.8 Balance de humedad: planteamiento del WBM y HELP

Los lixiviados son producidos cuando la humedad ingresa a los RS en un vertedero, arrastran contaminantes dentro de la fase líquida y producen un contenido de humedad suficientemente elevado para iniciar el flujo de percolado. Las fuentes de humedad que ingresan al vertedero son: los líquidos presentes en los residuos al ser colocados, la precipitación que cae sobre la celda de vertido, la infiltración después de aplicar la cobertura y en algunos casos la intrusión de agua subterránea desde el exterior hacia el vertedero. En términos generales, el patrón en la formación de lixiviados se esquematiza en la figura 3.6, tanto para los residuos que cuentan con cobertura como aquellos que están a la intemperie.

Los componentes que se muestran en la figura 3.6, incluyen los siguientes pasos (1) la precipitación, P , sobre el vertedero, la cual parte de ella sale del sitio como escurrimiento, RO , (2) otra fracción más se infiltra, I , a través de la superficie (residuos sin cobertura, cubierta intermedia o cobertura final) (3), una porción de la infiltración se evapora, E , de la superficie y/o transpira, Tr , a través de la cubierta vegetal si es que existe (4) otra cantidad de la infiltración puede compensar la deficiencia de humedad en el suelo, S , (diferencia entre capacidad de campo y contenido de humedad actual) (5) el remanente de infiltración, después de la evapotranspiración y de que el almacenamiento de humedad ha sido satisfecho, descenderá hacia abajo formando el percolado, $PERC$, y eventualmente lixiviado conforme estos alcanzan la base del vertedero. El percolado puede aumentar por la infiltración de agua subterránea, G .

El método analítico usado para cuantificar el procedimiento antes descrito, es llamado balance de humedad y su representación algebraica puede expresarse con la ecuación 3.1 (Farquhar, 1989):

$$PERC = P - ET - RO + G - S \quad (3.1)$$

donde:

PERC: percolación en el fondo del vertedero [*L*]

P: precipitación [*L*]

ET: evapotranspiración [*L*]

RO: escurrimiento [*L*]

G: intrusión de agua subterránea [*L*]

S: cambios en el almacenamiento [*L*]

Mientras la ecuación 3.1 es conceptualmente correcta y comprensiva, la predicción exacta del flujo de lixiviados es difícil de evaluar debido a la incertidumbre asociada con la cuantificación de varios de los términos algebraicos, ya que suelen ser de naturaleza estocástica (precipitación, temperatura o velocidad del viento) o depender de parámetros que son difíciles de definir con un alto grado de exactitud (coeficiente de escurrimiento, grado de compactación de los residuos o contenido de humedad). El principio adoptado en el WBM fue deducido a partir de estudios de balances de agua en el ciclo hidrológico y en aplicaciones de irrigación (El-Fadel et al., 1997). Posteriormente, esos mismos principios que fundamentaron el WBM fueron subsecuentemente adoptados en el modelo Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) (Schroeder et al., 1994).

En este modelo, los procesos hidrológicos son simulados diariamente, además de realizar balances de agua secuenciales bajo un enfoque determinístico y quasi-bidimensional. Por estas razones, el HELP es el modelo más empleado en la predicción de la generación de lixiviados (Alslaibi, 2009; Bou-Zeid y El-Fadel, 2004). De hecho, su uso ha llegado a ser obligatorio para los sitios sujetos a un proceso de evaluación que pretendan alcanzar la fase de operación. Asimismo, el modelo HELP puede cuantificar el flujo lateral drenado, deshielo, congelamiento y propiedades físicas del material de cobertura (Schroeder et al., 1994). En suma, también cuenta con una base de datos meteorológica para varias ciudades de los USA. Derivado de lo anterior, se presentan en las tablas 3.1 y 3.2 los parámetros de entrada del HELP y WBM.

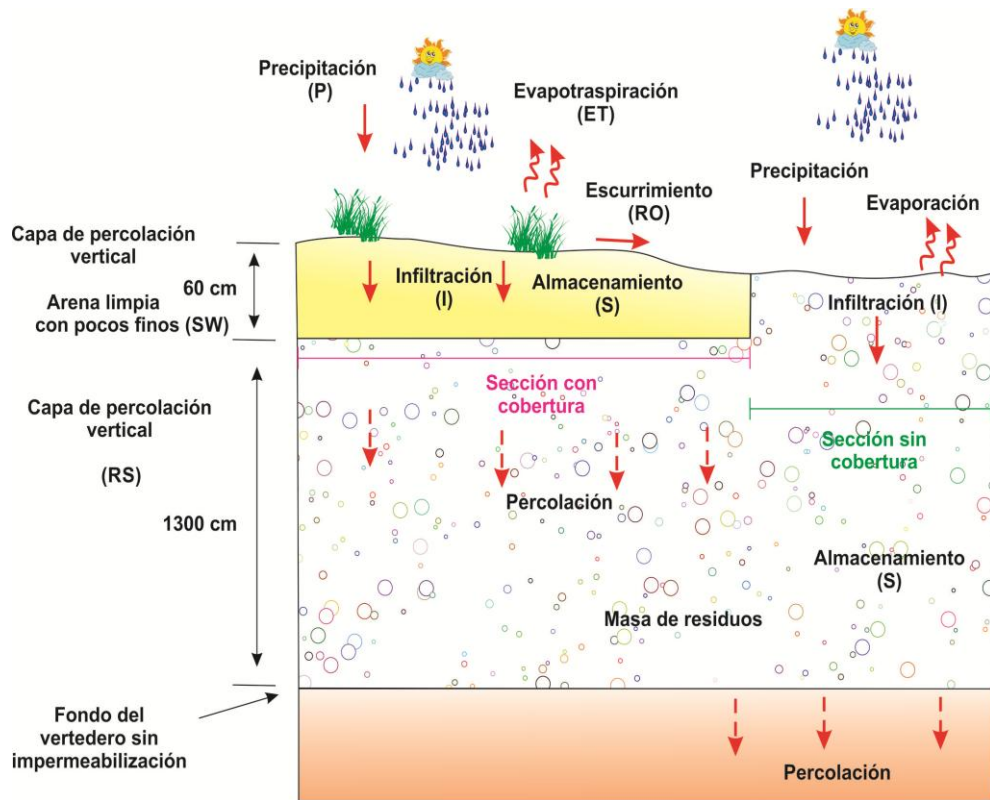


Figura 3.6. Modelo conceptual para el balance hídrico tanto de la sección del vertedero que cuenta con cobertura o capa de percolación vertical, como la celda que no la tiene. Se observan las variables del balance hídrico que se han considerado en dicho análisis para las dos condiciones físicas prevalecientes en el vertedero. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.1. *Parámetros de entrada en el modelo HELP3, requeridos para la elaboración de un balance hídrico. Se especifican también las unidades a fin de que los cálculos sean concordantes, así como las restricciones, de tal manera que sea más sencillo para el usuario detectar posibles fallas al ingreso de los datos.*

| No | Parámetro HELP | Unidades* | Restricciones |
|------------------------------|---|-------------------|--|
| 1 | Precipitación diaria | mm/día | ≥ 0 |
| 2 | Temperatura promedio diaria | °C | ≥ 0 |
| 3 | Radiación solar diaria | MJ/m ² | ≥ 0 |
| 4 | Velocidad del viento anual promedio | km/h | ≥ 0 |
| 5 | Humedad relativa trimestral | % | ≥ 0 y ≤ 100 |
| 6 | Día de inicio de la temporada de crecimiento del cultivo sobre la cobertura | Fecha juliana | ≥ 0 y ≤ 365 |
| 7 | Día del fin de la temporada de crecimiento del cultivo sobre la cobertura | Fecha juliana | ≥ 0 y ≤ 365 |
| 8 | Profundidad de la zona evaporativa | cm | ≥ 0 y \leq a la profundidad total de la columna |
| 9 | Índice de área foliar (LAI) | adimensional | ≥ 0 (insensible a valores mayores a 5) |
| 10 | Número de curva (CN) | adimensional | ≥ 0 y ≤ 100 |
| 11 | Profundidad de la capa de suelo | cm | \leq a la profundidad de la columna de suelo |
| 12 | Textura del suelo | adimensional | |
| 13 | Porosidad total (ϕ) | v/v | $> FC$ y ≤ 1 |
| 14 | Capacidad de campo (CC) | v/v | $> WP$ y $< \phi$ |
| 15 | Punto de marchitez (WP) | v/v | > 0 y $< CC$ |
| 16 | Conductividad hidráulica saturada (K_s) | cm/s | > 0 |
| 17 | Contenido inicial de humedad volumétrica del suelo (θ) | v/v | ≥ 0 y ≤ 1 |
| Parámetros opcionales | | | |
| 1 | Precipitación mensual promedio** | mm/mes | ≥ 0 |
| 2 | Temperatura mensual promedio** | °C | |
| 3 | Latitud** | grados | ≥ -90 y ≤ 90 |
| 4 | Pendiente superficial*** | % | ≥ 0 |
| 5 | Longitud de la pendiente*** | m | ≥ 0 |

* Todas las unidades también se pueden expresar en el Sistema Inglés

** Se requieren para la generación de clima sintético

*** Se requiere para estimar el CN

Tabla 3.2. *Parámetros de entrada del WBM para la elaboración de un balance hídrico. Se especifican las unidades a fin de que los cálculos sean concordantes e información adicional para la determinación de cada uno de sus valores.*

| No | Parámetro WBM | Unidades* | Restricciones |
|----|--|--------------|---|
| 1 | Temperatura mensual promedio | °C | ≥ 0 |
| 2 | Índice de calor mensual (h) | adimensional | Si $T < 0$ °C entonces $h = 0$; valor de tablas |
| 3 | Índice de calor anual (H) | adimensional | $H = \sum h$ |
| 4 | Evapotranspiración potencial no ajustada ($UPET$) | mm | $UPET =$ función (T, H); valor de tablas |
| 5 | Factor de corrección para la duración de la luz solar (r) | adimensional | $r =$ función (latitud, mes); valor de tablas |
| 6 | Evapotranspiración potencial ajustada (PET) | mm | $PET = UPET * r$ |
| 7 | Precipitación mensual promedio | mm | ≥ 0 |
| 8 | Coefficiente de escurrimiento superficial ($C_{r/o}$) | adimensional | Valor de tablas |
| 9 | Escurrimiento superficial (r/o) | mm | $r/o = P * C_{r/o}$ |
| 10 | Infiltración | mm | $I = P - r/o$ |
| 11 | Agua disponible para almacenamiento ($I - PET$) | mm | |
| 12 | Pérdida de agua acumulada ($ACCWL$) | mm | $\Sigma - (I - PET)$, comience la suma acumulada con cero, para las pérdida de agua, hasta el último mes con $(I - PET) > 0$ |
| 13 | Almacenamiento de humedad en el suelo (ST) | mm | Ver la información complementaria para mayores detalles |
| 14 | Cambio en el almacenamiento de humedad del suelo a través del tiempo (ΔST) | mm | $\Delta ST = ST$ (mes actual) - ST (mes anterior) |
| 15 | Evapotranspiración actual (AET) | mm | Ver la información complementaria para mayores detalles |
| 16 | Percolación ($PERC$) | mm | Ver la información complementaria para mayores detalles |
| 17 | Verificación de la precipitación | mm | $P = PERC + AET + \Delta ST + r/o$ |

Información complementaria de los parámetros ST, AET y PERC

| | |
|--------|---|
| | 1) Determine el almacenamiento inicial de humedad en el suelo considerando la profundidad y tipo de suelo (valor de tablas) |
| | 2) Asigne este valor al último mes que tenga $I - PET > 0$ |
| ST | 3) Determine ST , mediante el uso de tablas, para los meses subsecuentes que tengan $I - PET < 0$ |
| | 4) Para los meses que tengan $I - PET \geq 0$, sume el valor de $I - PET > 0$ al mes precedente correspondiente al almacenamiento de humedad ST . Esta suma no debe de exceder la capacidad de campo del suelo, si excede, asigne este valor |
| AET | 1) Para meses húmedos, es decir, $I - PET \geq 0$; la $AET = PET$ |
| | 2) Para meses secos, es decir, $I - PET < 0$; la $AET = PET + [(I - PET) - \Delta ST]$ |
| $PERC$ | 1) Para meses húmedos, es decir, $I - PET \geq 0$; la $PERC = [(I - PET) - \Delta ST]$ |
| | 2) Para meses secos, es decir, $I - PET < 0$; la $PERC = 0$ |

3.4 Resultados y discusión

3.4.1 Características de los lixiviados: lisímetros de libre drenado

Como se indicó en el apartado 3.3.2 de este capítulo, primero se determinó la T , pH , SDT y CE obtenidos en los tanques de almacenamiento instalados en el vertedero. Con las primeras lluvias de abril del 2015 fue posible captar lixiviados solamente en tres de los cuatro lisímetros, siendo el lisímetro L-3 el que no tuvo lixiviados en ese momento. También, las lluvias de inicio de temporada no fueron suficientes para la acumulación de agua sobre la superficie de la celda de RS, imposibilitando la lectura de los parámetros físicos en ese punto de muestreo, por lo tanto los puntos de estudio correspondientes al lisímetro L-3 y Superficie permanecen en blanco en la tabla 3.3.

Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.3 y gráfica de la figura 3.7. El pH de los lixiviados en los puntos L-1, L-2 y L-4 mostraron valores relativamente constantes durante los dos muestreos (7.85 y 9.0), en comparación con los otros parámetros examinados. Estos resultados revelan que los lixiviados son alcalinos y conforme a diversos autores es probable que se hayan estabilizado, ya que se ha reportado que el pH de un lixiviado joven es menor a 6.5, mientras el de un añejo es superior a 7.5 (Bhalla et al., 2013; Abbas et al., 2009). En varios estudios se han encontrado lixiviados alcalinos en vertederos con más de 10 años de operación (El-Fadel et al., 2002; Kjeldsen et al., 2002; Abbas et al., 2009), donde la concentración de ácidos grasos volátiles es baja debido a un medio ambiente anóxico (Tatsi y Zouboulis, 2002).

En el caso de la temperatura se sabe que es una variable muy importante que fomenta el incremento de la actividad biológica conduciendo a una disminución del OD . Así pues, durante el primer muestreo la T fue muy parecida en los tres tanques variando con poco más de un grado (20 - 21.3 °C). Para el segundo muestreo se notó un descenso significativo en la T , ya que tan solo fue de 9.0 °C. Esta diferencia es atribuida a las condiciones climatológicas de la temporada debido a que los muestreos fueron realizados en primavera e invierno. Una observación muy similar fue vista por Demirbilek et al., (2013) en un vertedero de Turquía.

En cuanto a la *CE*, es un parámetro que refleja la cantidad de material inorgánico disuelto en los lixiviados y es una variable muy relacionada con la concentración de *SDT*. Este vínculo se observa muy bien en los valores presentados en la figura 3.7. Su fluctuación estuvo entre 2970 y 6570 $\mu\text{S}/\text{cm}$, cuyo valor más alto correspondió al punto L-4 durante el primer muestreo, aunque de forma general se observa un incremento en la *CE* para el segundo muestreo. Un comportamiento muy similar se encontró en los *SDT*, donde el punto L-4 tuvo la mayor concentración y el L-2 la menor. El valor de la *CE* se encuentra dentro de los rangos reportados en bibliografía (El-Fadel et al., 1997; Kjeldsen et al., 2002). Probablemente la precipitación de la temporada de lluvias y la evaporación de la estación seca, así como la fase de estabilización de los lixiviados, pudieron ser los factores responsables de la variabilidad de la *CE* entre los dos muestreos.

Por el lado de la información asociada a la materia orgánica y nitrógeno amoniacal se puede observar, que en el primer muestreo ya se reporta el punto L-3 y la Superficie. Esto porque el levantamiento de las muestras se hizo en junio del 2015 después de la determinación *in situ* de los parámetros físicos, habiendo entre uno y otro muestreo una diferencia de dos meses, en cuyo lapso de tiempo se presentaron eventos de lluvias más intensos y frecuentes. Esta condición climatológica contribuyó a la formación de lixiviados y a la acumulación de agua sobre la celda de RS, por lo tanto no hubo problemas para captar lixiviados en los cuatro tanques de almacenamiento. Por el contrario, estos tanques resultaron insuficientes debido a que los escurrimientos de las zonas adyacentes al vertedero convergieron hacia la parte más baja del sitio donde fueron instalados los tanques ocasionando que se desbordaran.

Se han reportado valores de *DQO* y *DBO₅* en trabajos previos (Kanmani y Gandhimathi, 2013; Kjeldsen et al., 2002), donde citan que éstos parámetros en la fase metanogénica pueden tener valores entre 500 y 4500 mg/L , y de 20 hasta 3000 mg/L respectivamente. A partir de la comparación de éstos datos con la *DQO* medida en éste trabajo, se tiene que a excepción de la Superficie, el L-1 presentó el valor más bajo (1165 mg/L), en tanto el L-3 tuvo el más alto (4077 mg/L) durante del primer muestreo. Dichos valores están en un rango correspondiente a una etapa metanogénica donde la celulosa y hemicelulosa empiezan a hidrolizarse, la *DQO* y la *DBO₅* disminuyen y el *pH* incrementa (Kjeldsen et al., 2002).

En el segundo muestreo hubo un incremento en la magnitud de la DQO en L-1, pasando de 1165 a 2703 mg/L , aunque en el caso de los puntos L-2 y L-4 sucedió una disminución en su concentración, yendo de 3616 a 2200 mg/L y 3078 a 1760 mg/L de DQO respectivamente. La explicación de estas discrepancias, basadas en la experiencia del trabajo en campo, se pueden atribuir al arrastre de diferentes sustancias que los escurrimientos transportaron desde los alrededores hasta el interior del vertedero donde fueron colocados los tanques de almacenamiento, a la edad variable de los residuos y posición de los lisímetros asociados con el espesor de la capa de residuo (Al-Yaqout y Hamoda, 2005). Ya para el segundo muestreo el L-3 y la Superficie no tuvieron acumulación de muestra, la causa es atribuida a que los pepenadores pudieron mover el L-3 lo que alteró su funcionamiento y a la temporada seca.

Por parte de la DBO_5 , el margen de variación en los dos muestreos fue 141 a 757 mg/L presentándose una tendencia a incrementar la concentración en el periodo invernal, sobre todo en los lisímetros L-1 y L-2, no obstante todos los valores son relativamente bajos, indicando que los lixiviados presentan poca materia orgánica a consecuencia de la etapa de maduración de los residuos, persistiendo quizás en mayor cantidad aquellos compuestos recalcitrantes como los ácidos húmicos o fúlvicos, y en menor concentración la materia biodegradable (Christensen et al., 1994). Es importante saber que la materia orgánica en los lixiviados se caracteriza por el grado de biodegradabilidad definida como la relación de DBO_5/DQO . En este contexto, los valores encontrados en ésta investigación estuvieron entre 0.07 (L-2) y 0.28 (L-1), indicando una vez más, que los lixiviados están en un proceso de estabilización como los que se generan en una fase metanogénica inicial (Bhalla et al., 2013).

Pues bien, lo discutido en el párrafo anterior es concordante con lo reportado en otros estudios donde la relación de DBO_5/DQO tomó valores diferentes en las distintas fases de evolución biológica de un vertedero, es decir durante la fase acetogénica la relación $DBO_5/DQO > 0.4$. En el intervalo de transición de la fase acetogénica a la metanogénica la $DBO_5/DQO < 0.4$ y durante la etapa metanogénica la $DBO_5/DQO < 0.2$ (Kjeldsen et al., 2002; Kulikowska et al., 2008; Demirbilek et al., 2013). Mención aparte se hace a la muestra de la Superficie, ya que esta no es estrictamente un lixiviado por lo que la DQO y DBO_5 se podría ajustar mejor a las de una agua residual debido a su baja concentración (Metcalf y Eddy, 1995; Adhikari, 2015).

Tabla 3.3. Concentración de los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de libre drenado y de la superficie del vertedero. Adicionalmente se presentan los rangos reportados en El-Fadel et al., (1997) y Kjeldsen et al., (2002) como forma de comparación.

| Parámetros* | Puntos de muestreo | | | | | | | | | | Rango |
|--|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------|
| | L-1 | | L-2 | | L-3 | | L-4 | | Superficie | | |
| | Número de muestreos | | | | | | | | | | |
| | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | |
| C.E | 4569 | 5354 | 2970 | 3831 | -- | -- | 6570 | 5694 | -- | -- | 2500-35000 |
| pH | 8.04 | 8.0 | 8.48 | 9.0 | -- | -- | 7.85 | 8.22 | -- | -- | 4.5-9.0 |
| T | 21.3 | 9.0 | 20.9 | 9.0 | -- | -- | 20 | 9.0 | -- | -- | -- |
| SDT | 2513 | 2945 | 1633 | 2107 | -- | -- | 3550 | 3132 | -- | -- | 2000-60000 |
| Cl ⁻ | 752 | 528 | 225 | 462 | -- | -- | 150 | 659 | 474 | -- | 150-4500 |
| N-NO ₃ ⁻ | 63 | 144 | 89 | 105 | -- | -- | 72 | 150 | 3.4 | -- | 0-160 |
| SO ₄ ⁻² | 423 | 580 | 280 | 745 | -- | -- | 357 | 530 | 135 | -- | 8-7750 |
| N-NH ₄ ⁺ | 13.2 | 35.5 | 100 | 125 | 125 | -- | 132 | 234 | 56 | -- | 50-2200 |
| Na ⁺ | 342 | 575.7 | 289 | 511.4 | -- | -- | -- | 712.1 | -- | -- | 70-7700 |
| Mg ⁺² | 170 | 93.4 | 34 | 78.8 | -- | -- | -- | 90.9 | -- | -- | 30-15000 |
| Fe total | 1.3 | 4.2 | 1.3 | 6.6 | -- | -- | -- | 18.9 | -- | -- | 3-5500 |
| Dureza (mg CaCO ₃ /L) | 532 | 768 | 304 | 960 | -- | -- | 380 | 1152 | 912 | -- | 0.1-225000 |
| DQO (mg O ₂ /L) | 1165 | 2703 | 3619 | 2200 | 4077 | -- | 3078 | 1760 | 749 | -- | 140-152000 |
| DBO ₅ (mg O ₂ /L) | 270 | 757 | 271 | 300 | 310 | -- | 270 | 141 | 101 | -- | 20-57000 |
| DBO ₅ /DQO | 0.23 | 0.28 | 0.07 | 0.13 | 0.08 | -- | 0.09 | 0.08 | 0.13 | -- | 0.02-0.80 |

*Todos los parámetros están en mg/L, excepto la C.E que está en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la T en $^{\circ}\text{C}$.

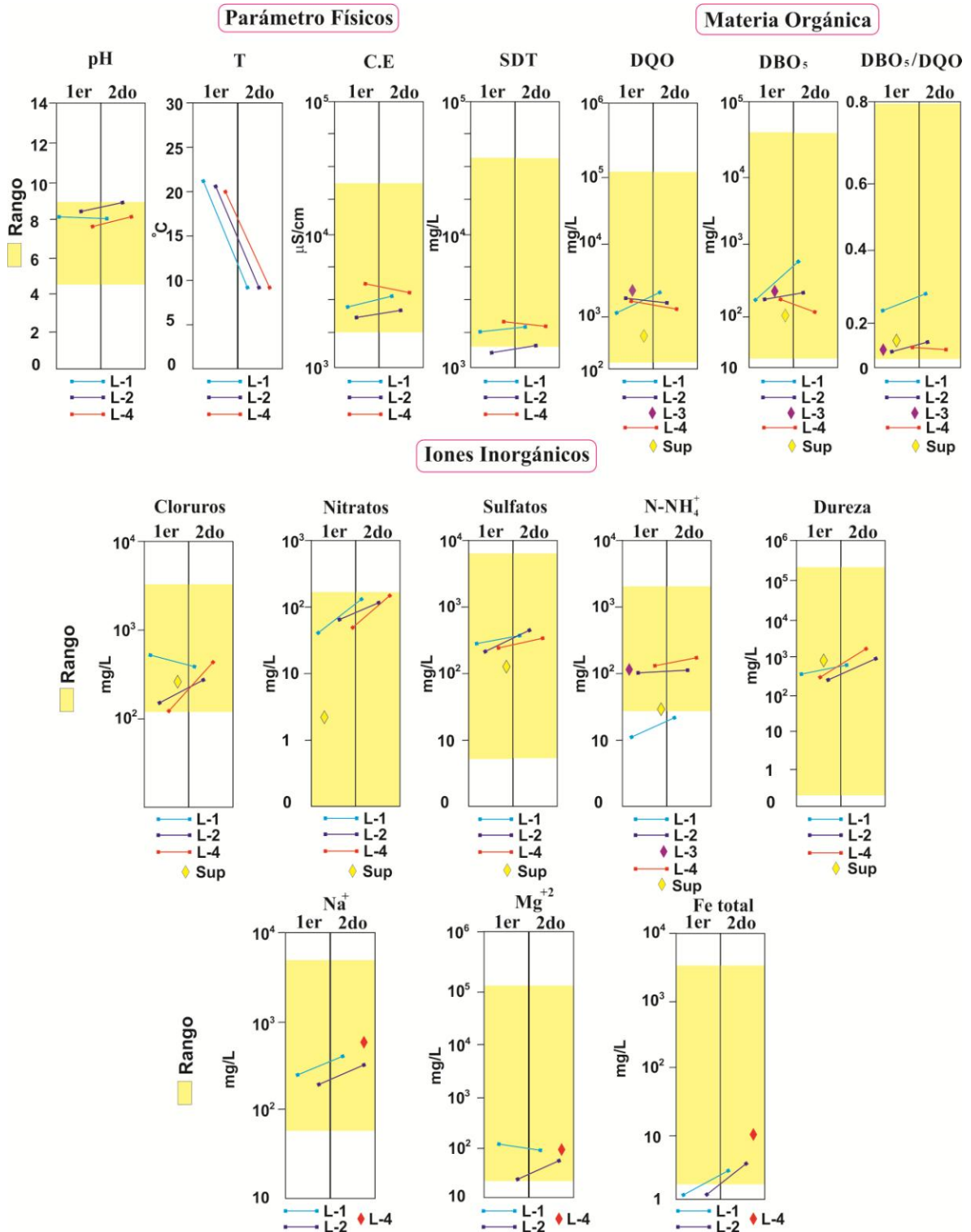


Figura 3.7. Gráficas con los resultados obtenidos de los parámetros físicos, materia orgánica e iones inorgánicos cuantificados en las muestras de lixiviados tomadas de la superficie del vertedero y lisímetros de libre drenado L-1, L-2, L-3 y L-4.

En lo tocante a los iones Cl^- , $N-NO_3^-$, SO_4^{2-} y $N-NH_4^+$ y la dureza, se precisa que en el momento de realizar el primer muestreo el lisímetro L-3 fue hurtado del vertedero, como consecuencia su información en la tabla 3.3 está sin datos. Los demás parámetros presentan concentraciones dentro del rango de los datos publicados en bibliografía (El-Fadel et al., 1997; Kjeldsen et al., 2002). Se puede observar que durante el primer muestreo los iones inorgánicos presentaron una menor concentración, la cual se elevó para el segundo muestreo. Esto pudo suceder, ya que después de iniciarse la temporada de lluvias el agua que cae percola a través de las capas de residuos extrayendo, disolviendo y solubilizando los compuestos contaminantes generando un mayor volumen de lixiviados diluidos. Mientras tanto, en los meses secos durante el invierno, se incrementó la concentración de lixiviados debido a una disminución en la percolación y al incremento de la evaporación.

Hay evidencia en otros estudios donde la estacionalidad climática influyó sobre la variación en la generación de lixiviados y características químicas. Por ejemplo, Tatsi y Zouboulis, (2002) estudiaron las variaciones por temporalidad en cuanto a la calidad y cantidad de lixiviados generados en un vertedero al norte de Grecia, encontrando que varios de los parámetros fisicoquímicos incrementaron su concentración durante el verano (periodo seco) debido a la disminución en la percolación, mientras en invierno/primavera (periodo de lluvias) disminuyeron su carga contaminante por la dilución experimentada.

De la misma forma Al-Yaqout y Hamoda, (2003), investigaron diversos aspectos de los lixiviados asociados con las variaciones estacionales en un clima árido, reportando que la concentración de varios contaminantes presentes en los lixiviados colectados después de las lluvias se redujeron, no obstante la materia orgánica y algunos iones no fueron afectados. La explicación de dicho comportamiento fue el constante vertido de residuos líquidos con metales pesados muy cerca de los pozos de muestreo. En efecto, las causas que produjeron los cambios químicos en los lixiviados de éste estudio están muy ligadas a lo que encontraron los investigadores previamente citados, pero además es posible entenderlos ya que la *CE* también incrementó entre un muestreo y otro.

Los cationes estudiados presentaron un incremento notable de su concentración del primer muestreo al segundo. Por ejemplo, el Na^+ pasó de 342 mg/L a 575.7 mg/L en L-1, y en L-2 de 289 mg/L a 511.4 mg/L . El mismo patrón de comportamiento lo tuvo el Fe . Si bien, el Na^+ y Fe aumentaron su concentración, el Mg^{+2} disminuyó en L-1 e incrementó en L-2. La explicación de ésta fluctuación podría deberse aquellos residuos de construcción dispersados en diferentes área, ya que dentro del tiradero hubo acomodo de cascajo sobre los residuos. De todos los lisímetros el L-4 fue quien presentó la mayor concentración de Na^+ , Mg^{+2} y Fe total, que puede entenderse puesto que las muestras de lixiviados obtenidas en éste punto tuvieron los valores más altos de CE también.

Sin duda, la concentración medida de los cationes se encuentra en el límite inferior del intervalo de concentración de referencia (El-Fadel et al., 1997; Kjeldsen et al., 2002) permitiendo observar un cierto grado de estabilización de los lixiviados, cuyo pH en todas las muestras se encontró alcalino afectando la solubilidad de estos metales. Por lo tanto, el incremento encontrado entre un muestreo y otro se puede deber principalmente a causas estacionales como la temporada de lluvias o estiaje, más que a cambios asociados con el pH de los lixiviados.

3.4.2 Características de los lixiviados: lisímetros de succión

Los lixiviados obtenidos con los lisímetros de succión presentaron una tonalidad diferente entre una muestra y otra. Esta tendencia se mantuvo durante el tiempo que duro la campaña de muestreo, siendo los lixiviados del lisímetro LS-1 quien presentó el menor color, seguida en orden creciente por los lisímetros LS-3, LS-5, LS-4 y finalmente el LS-2. El lisímetro seis (LS-6) instalado en la parte más baja de la celda de RS no acumuló muestra. También, el volumen obtenido fue distinto en los cinco lisímetros LS captando la mayor cantidad en el punto LS-4, seguido en orden decreciente por el LS-5, LS-1, LS-2 y LS-3. Esta tendencia en cuanto al volumen de muestra obtenida en los lisímetros se mantuvo casi igual durante el periodo de muestreo oscilando entre 75 ml y 250 ml . Las características antes descritas de los lixiviados se pueden apreciar en la figura 3.8.



Figura 3.8. Apariencia física de los lixiviados captados con los lisímetros de succión LS-1 a LS-5 y de libre drenado L-1 a L-4. Es posible observar que entre cada muestra de lixiviados no hay semejanza en cuanto a su tonalidad, indicando directamente la heterogeneidad que caracteriza a los RS. Fuente: Elaboración propia.

Como se puede observar hubo mucha heterogeneidad entre las muestras de lixiviados con relación a su apariencia física, sin que se haya presentado una tendencia marcada por la posición de los lisímetros dentro de la celda de RS. En cuanto a los parámetros físico, ellos fueron determinados inmediatamente después de ser succionadas las muestras de lixiviados de los lisímetros, empleando en la determinación una sonda multiparamétrica Thermo Scientific Orion Star A329. En esta labor se insertaron los electrodos de la sonda en los recipientes que contenían los lixiviados, uno a uno, hasta haber determinado los parámetros físicos definidos en éste trabajo. Los resultados de los análisis fisicoquímicos se presentan en la tabla 3.4 y en las gráficas de la figura 3.9 y 3.10.

Se puede ver en la gráfica del pH , que el valor más alto fue de 8.62 medido en el lisímetro LS-2 para el primer muestreo, mientras tanto el LS-1 tuvo el menor con 7.03 correspondiente al segundo muestreo. El resto de las muestras estuvieron entre un pH ligeramente por encima del neutro tendiendo a alcalino, reflejando hasta cierto punto evidencias de una actividad bioquímica variable dentro de la celda de RS que impacta de manera parcial la estabilidad biológica de la carga orgánica. Si bien, hubo ligeras variación del pH , éstos fueron principalmente alcalinos indicando que el vertedero podría encontrarse en una fase de maduración (Al-Bassam y Al-Rumikhani, 2003) con lixiviados añejos no tan agresivos para el medio ambiente.

En todos los lisímetros la temperatura más alta se midió en el primer muestreo, que pudo ser por las condiciones climatológicas de verano en comparación con el segundo que se realizó en invierno. Bajo estas condiciones, se notó que la temperatura de los lixiviados fue mayor a la ambiental. Esto es posible, ya que en un vertedero activo usualmente su temperatura es más alta debido al calor generado en los procesos de degradación biológica a las que están sujetos los RS, a la poca pérdida de calor producto de las propiedades aislantes de los residuos, al material de cobertura y al subsuelo. Muchos procesos biológicos y fisicoquímicos que toman lugar en el vertedero son afectados por la temperatura, tales como la solubilidad de los residuos y los metabolitos, emisión de sustancias volátiles y condiciones de presión. Hull et al., (2005) reportó que la temperatura de muestras de residuos recuperadas se incrementó de 22.2 °C a 3.1 m de profundidad a 68.3 °C para muestras a una profundidad de 27.4 m.

Los valores de *CE* observados durante el primer muestreo variaron de 1574 a 23940 $\mu S/cm$, y para el segundo muestreo de 3662 a 23230 $\mu S/cm$. En los lisímetros LS-1, LS-3, LS-4 y LS-5, la *CE* de los lixiviados fue relativamente baja durante el primer muestreo, excepto los obtenidos del LS-2 que presentó un valor de 23940 $\mu S/cm$. Para el segundo muestreo hubo un incremento en los valores de *CE* de LS-1, LS-3 y LS-5, en cambio LS-2 y LS-4 se mantuvieron casi constantes. En efecto, este comportamiento variable se pudiera atribuir a la composición y características hidráulicas de los residuos que incidieron sobre la concentración de los contaminantes liberados de los residuos durante la temporada de lluvias. Un situación similar ha sido observada en otros estudios (Kale et al., 2010; Demirbilek et al., 2013).

El valor máximo medido en ambos muestreos, se obtuvo en LS-2, que coincide también con las concentraciones más altas medidas de los iones inorgánicos en ese punto, justificando ciertamente su comportamiento individual toda vez que, la *CE* refleja de manera directa la presencia de compuestos inorgánicos disueltos en la muestra de lixiviados. Es muy probable, que la *CE* en los lisímetros presente cambios según la temporada climatológica. La misma tendencia se vio en la gráfica de los *SDT*, ya que están fuertemente vinculados con la *CE* es decir, en los lisímetros donde se incrementó la conductividad eléctrica también aumentó la concentración de *SDT*, del mismo modo donde disminuyó la *CE* igualmente los *SDT* decrecieron.

La variación de la *CE* en una solución puede reflejar los cambios de concentración de los compuestos inorgánicos. Así se ve que, en los dos muestreos hechos los cloruros presentaron la concentración mínima en el punto LS-5 (144.6 y 370 mg/L), ubicado a 11.5 m por debajo del nivel superficial de la celda, y la máxima en el punto LS-2 (2459 y 3997 mg/L) ubicado a 3 m tan sólo. Si bien, no se tienen elementos suficientes para afirmar que los cloruros experimentaron una atenuación al desplazarse hacia las partes bajas del tiradero debido a que éste ion no es afectados por la sorción, complejación o precipitación, si es probable que la dilución o dispersión sean los fenómenos responsables, tal como lo reportaron Apgar y Lagmut, (1971); Gerhardt, (1984) y Johnson et al., (1981).

Tabla 3.4. Concentración de los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de succión. Adicionalmente se presentan los rangos reportados en El-Fadel et al., (1997) y Kjeldsen et al., (2002) como forma de comparación.

| Parámetros* | Puntos de muestreo | | | | | | | | | | Rango |
|--|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------|
| | LS-1 | | LS-2 | | LS-3 | | LS-4 | | LS-5 | | |
| | Número de muestreos | | | | | | | | | | |
| | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | |
| C.E | 2307 | 6170 | 23940 | 23230 | 1574 | 4275 | 4096 | 4050 | 1872 | 3662 | 2500-35000 |
| pH | 7.69 | 7.03 | 8.62 | 8.13 | 8.10 | 8.12 | 8.14 | 8.0 | 7.82 | 7.60 | 4.5-9.0 |
| T | 24.9 | 22 | 27 | 25 | 26.7 | 26 | 25.5 | 24 | 25.2 | 24 | -- |
| SDT | 1269 | 3394 | 13167 | 12777 | 866 | 2352 | 2253 | 2228 | 1030 | 2015 | 2000-60000 |
| Cl ⁻ | 231.4 | 420.7 | 2459 | 3297 | 180.8 | 422 | 296.5 | 514 | 144.6 | 370 | 150-4500 |
| N-NO ₃ ⁻ | 4 | 10 | 8 | 15.4 | 132 | 148 | 106 | 133 | 46 | 145 | 0-160 |
| SO ₄ ⁻² | 82 | 380 | 2440 | 3080 | 201 | 289 | 447 | 375 | 207.8 | 238 | 8-7750 |
| N-NH ₄ ⁺ | 76 | 83 | 1486 | 1510 | 11.6 | 25.2 | 3.1 | 29.5 | 1.5 | 62 | 50-2200 |
| Na ⁺ | 237.2 | -- | 1996 | 2576.5 | 116.7 | 454.5 | 443 | 420.5 | 152.5 | 613.6 | 70-7700 |
| Mg ⁺² | 27.6 | -- | 97.6 | 72.4 | 20 | 82.9 | 23.8 | 66.7 | 20.68 | 37.8 | 30-15000 |
| Fe total | 7.07 | -- | 67.5 | 41 | NQ | NQ | NQ | NQ | NQ | NQ | 3-5500 |
| Dureza (mg CaCO ₃ /L) | 456 | 864 | 1900 | 3072 | 342 | 1536 | 500 | 570 | 304 | 576 | 0.1-225000 |
| DQO (mg O ₂ /L) | 343.5 | 880 | 14847.2 | 16280 | 282.5 | 880 | 814.4 | 924 | 387.8 | 484 | 140-152000 |
| DBO ₅ (mg O ₂ /L) | 24.4 | 70.4 | 195.4 | 325.6 | 16.2 | 79.2 | 37 | 64.7 | 41.7 | 72.6 | 20-57000 |
| DBO ₅ /DQO | 0.07 | 0.08 | 0.015 | 0.02 | 0.05 | 0.09 | 0.05 | 0.07 | 0.1 | 0.15 | 0.02-0.80 |

*Todos los parámetros están en mg/L, excepto la C.E que está en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la T en °C.
NQ: No cuantificables

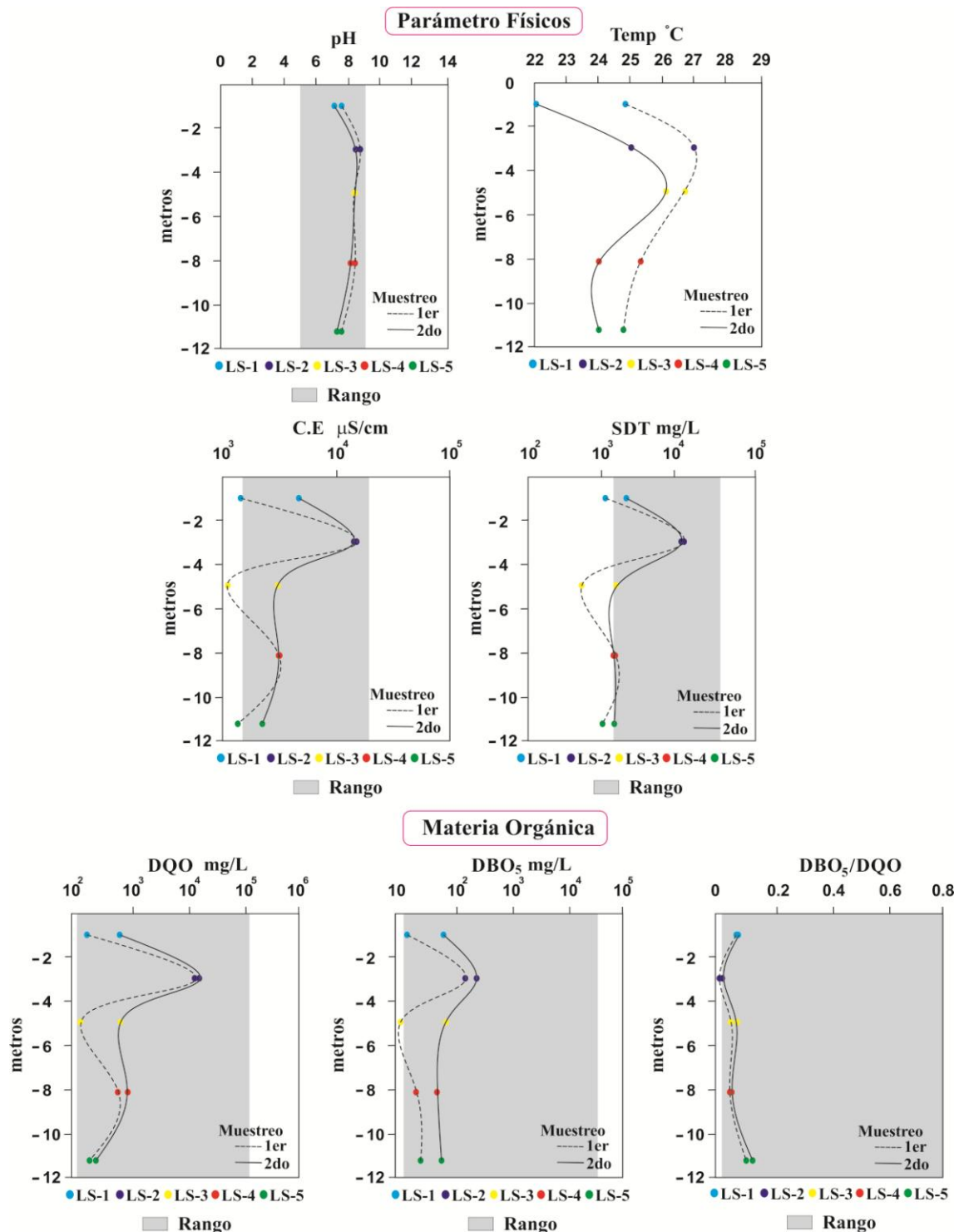


Figura 3.9. Gráficas con los resultados obtenidos de los parámetros físicos y materia orgánica cuantificados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de succión LS-1 al LS-5 ubicados a diferentes profundidades de la celda de RS.

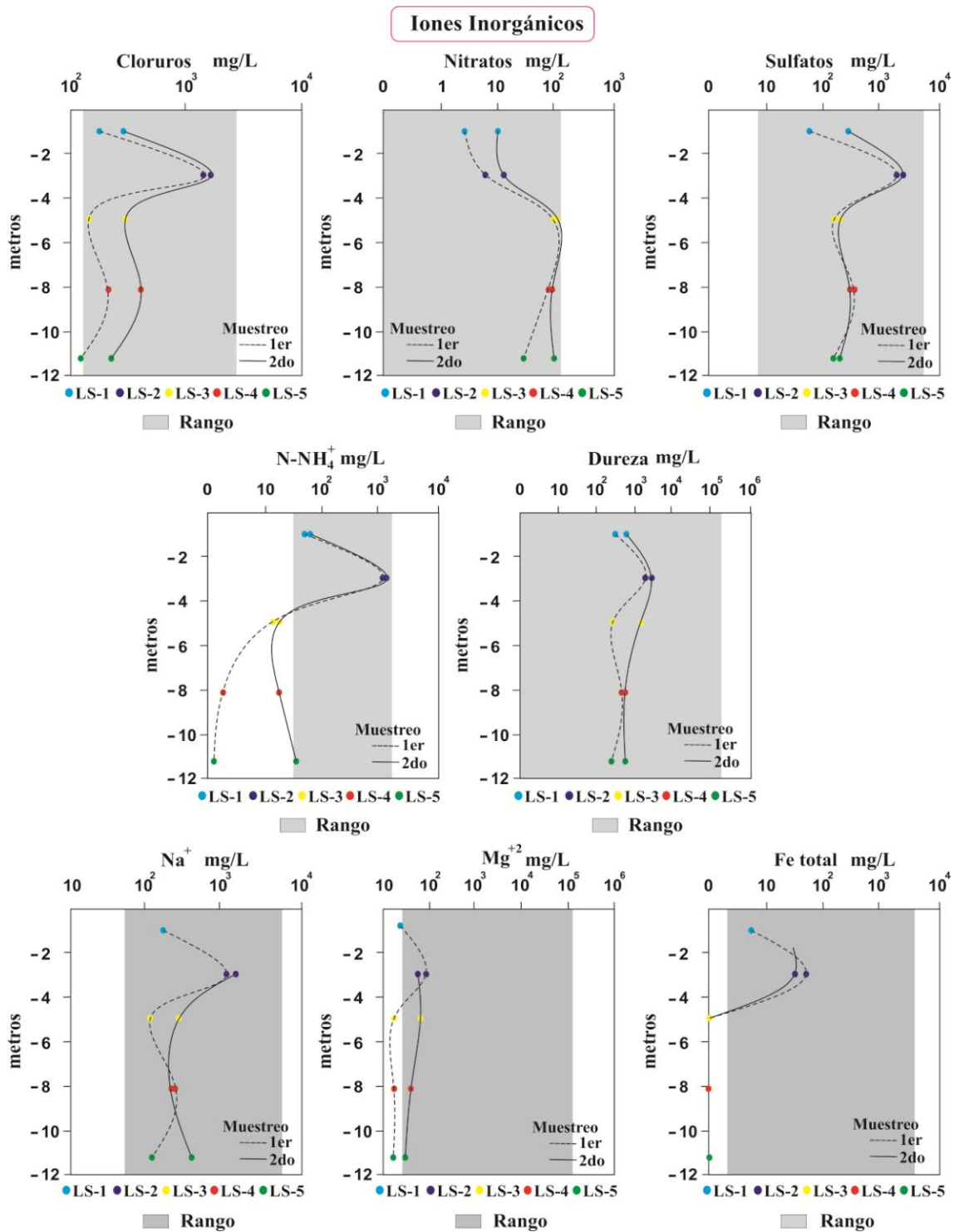
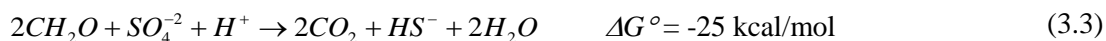


Figura 3.10. Gráficas con los resultados obtenidos de los parámetros inorgánicos cuantificados en las muestras de lixiviados tomadas de los lisímetros de succión LS-1 al LS-5 ubicados a diferentes profundidades de la celda de RS.

Se encontró que durante los dos muestreos la concentración de los sulfatos fue ligeramente menor en el primero, pero de los cinco lisímetros, solo el lixiviado del LS-1 experimentó el mayor aumento, al pasar de 82 mg/L a 380 mg/L. El hecho anterior podría deberse a diversas causas, entre la que se destaca la lluvias de la temporada que contribuyó a una mayor entrada de oxígeno en el lugar donde se colocó el LS-1. Esto causó un ambiente más oxidante en ese punto, por lo tanto la mayor disponibilidad de oxígeno en los lixiviados provocó que los sulfatos no fueran preferidos como aceptores de electrones durante la descomposición de la materia orgánica incrementado su concentración. Ya durante la temporada de estiaje la temperatura ambiental se elevó, lo que conllevó a un incremento en la actividad microbológica cayendo de esta forma el oxígeno que entro vía precipitación (Demirbilek et al., 2013).

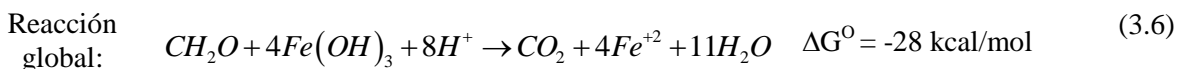
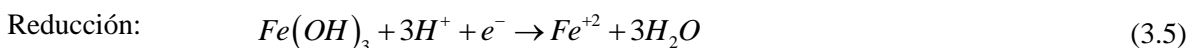
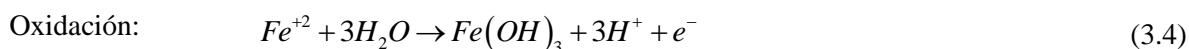
Otra causa asociada al incremento de los iones sulfatos en el punto LS-1 durante el segundo muestreo, fue probablemente la disminución de la lluvia combinado con la evaporación del agua. En el caso de las muestras obtenidas de los lisímetros LS-2 a LS-5, sólo sufrieron pequeñas variaciones en su concentración entre ambos muestreos, asumiendo que quizás las lluvias no tuvieron el mismo efecto de dilución en esos puntos. Con respecto a la posición de los lisímetros, se observó una tendencia a disminuir la concentración de los iones sulfato, no obstante en LS-2 la concentración fue la más alta de todas las muestras con 2440 y 3080 mg/L en el primer y segundo muestreo respectivamente, que se puede deber a la presencia de mayor materia orgánica en ese punto y a un medio oxidante.

La atenuación observada de los sulfatos a partir del lisímetros LS-3, podría deberse a la presencia de cantidades variables de materia orgánica en las capas de residuos y a un ambiente reductor donde el ion sulfato se transforma a compuestos de sulfuro bajo un *pH* alcalino conforme a la secuencia de reacciones química presentadas en las ecuaciones 3.2 y 3.3 (Christensen et al., 2001). En dicha transformación, la materia orgánica es el donador de electrones y el ion sulfato en ausencia de oxígeno actúa como aceptor.



Dadas las condiciones anóxicas bajo la masa de residuos donde se favorece la formación del ion sulfuro, éste subsecuentemente reaccionará con algunos cationes para producir sulfuros metálicos que precipitarán (Tatsi y Zouboulis, 2002), disminuyendo de esta forma la presencia de los sulfatos en los lixiviados. Particularmente en el caso del *Fe*, sólo se pudo detectar en LS-1 y LS-2, siendo este último punto donde se observaron los valores más altos con 67.5 y 41 mg/L. En los restantes puntos de muestreo (LS-3 a LS-5) no se detectó la presencia de *Fe*, sin embargo el intervalo de concentración entre 7.07 y 67.5 mg/L obtenida en LS-1 y LS-2 es baja, de acuerdo a los datos de referencia reportados en la tabla 3.4. No obstante, al compararlos con el 6.314 mg/L reportados por Abd El-Salam y Abu-Zuid, (2015) y 23 mg/L de Chofqi et al., (2004) resultan ligeramente mayores.

Es posible que las bajas concentraciones medidas en el par de muestreos realizados se deban a la precipitación del ion *Fe*, ya que el *pH* alcalino de los lixiviados disminuye la solubilidad de los metales. Se ha encontrado, que el *Fe* entre un *pH* de 6 y 8 coexistirá en su forma iónica Fe^{+2} , que sin duda ante la existencia de sulfuros formará precipitados de *FeS* causando la disminución de la concentración del hierro disuelto en los lixiviados (Demirbilek et al., 2013). Este proceso redox está representado por una serie de semireacciones de oxidación y reducción en las ecuaciones 3.4 y 3.5, y la reacción global en la ecuación 3.6 (Christensen et al., 2001).



En la etapa de oxidación el *Fe* forma compuestos de óxido de hierro en un ambiente aerobio e hidróxido si están en contacto con agua. Ya en la reducción, el Fe^{+3} gana un electrón transformarse en Fe^{+2} , el cual se solubilizará en los lixiviados para formar *FeS* en condiciones anaerobias. Por lo tanto, las principales causas asociadas a la baja concentración de *Fe* medida en el perfil vertical de lisímetros son, la poca presencia de metales ferrosos detectados en el sitio y a procesos fisicoquímicos como: la dilución, precipitación e intercambio iónico que experimenta el *Fe* dentro de la matriz de residuos sólidos.

En cuanto al ion amonio, se observó que sólo los lisímetros LS-1 y LS-2 presentaron un ligero incremento en el segundo muestreo. La concentración en LS-1 pasó de 76 mg/L en el primero, a 83 mg/L en el segundo. En tanto, LS-2 de 1486 mg/L pasó a 1510 mg/L, sin embargo la diferencia fue mayor en LS-3, LS-4 y LS-5 encontrándose un incremento del ion amonio para el segundo muestreo. Se sabe que el amonio es liberado al hidrolizarse las proteínas presentes en los residuos (amonificación), por lo tanto el aumento de amonio en las capas más superficiales indica una mayor cantidad de materia orgánica, tal como lo muestra la DBO_5 . Asimismo, existe una alta posibilidad de que en la zona donde fueron instalados los lisímetros LS-1 y LS-2 el ambiente sea oxidante, ya que se detectó el incremento de iones nitrato en los puntos de muestreo antes referidos.

Las condiciones oxidantes en las capas más superficiales explican la tendencia creciente de los iones nitratos y sulfatos en LS-1 y LS-2. En cambio, se observa una disminución de amonio de LS-2 a LS-3, y a partir de LS-3 en el segundo muestreo vuelve haber un ligero incremento. Este comportamiento coincide con la tendencia decreciente observada en los nitratos desde LS-3 a LS-5, y a la ausencia de Fe , mostrando la presencia de un medio reductor donde los iones nitrato se transforman a iones amonio en ésta parte baja del vertedero. Dichas variaciones podrían estar relacionadas también con la estacionalidad climática y con la heterogeneidad de los materiales en la masa residual, cuyas propiedades hidráulicas y mecánicas (Reddy et al., 2009) influyen en el flujo de oxígeno y humedad a través de los poros o canales, creando zonas saturadas aisladas o parcialmente saturadas (Landva y Clark, 1990).

Las zonas redox existentes en el interior de la celda conducen a transformaciones químicas donde el NH_4^+ , como parte del ciclo de nitrógeno, se transforma en NO_2^- y NO_3^- o viceversa, conduciendo a la variación del NH_4^+ y NO_3^- conforme los lixiviados percolan hacia el fondo del vertedero. Otros procesos fisicoquímicos que inciden en la concentración del NH_4^+ son: la dilución, el retardo creado por las bacterias al asimilarlo y la adsorción en partículas finas (Hossain et al., 2009; Christensen et al., 2001). Puesto que bajo condiciones metanogénicas no hay mecanismo de degradación del amonio, se han identificado cantidades significativas en lixiviados después de décadas de haber sido clausurado un sitio (Kulikowska et al., 2008).

En el ciclo de nitrógeno intervienen una serie de reacciones químicas donde los compuestos orgánicos complejos tales como proteínas, aminoácidos, ácidos nucleídos y nucleótidos que pudieran estar presentes en los RS son degradados por microorganismos y transformados a ion amonio o amoniaco. Los efectos de canalización existentes en los RS (Reddy et al., 2009) probablemente crean un ambiente propicio para la nitrificación del amonio, así mediante éste proceso, es posible que la concentración de amonio disminuya o sea atenuado al adsorberse sobre las partículas de materia orgánica con carga negativa. Finalmente, a través de la desnitrificación, los nitratos son reducidos a nitrógeno molecular y óxidos de nitrógeno que regresan a la atmósfera en forma gaseosa.

Este proceso se representa en el esquema de la figura 3.11 teniendo como reacciones principales, a la oxidación del amonio (ecuación 3.7), después del proceso de amonificación que es llevado a cabo por bacterias del género nitrosomas y nitrobacter;



y la desnitrificación (ecuación 3.8), que es una forma de respiración anaerobia empleado por bacterias desnitrificadoras que devuelve el N_2 a la atmósfera.

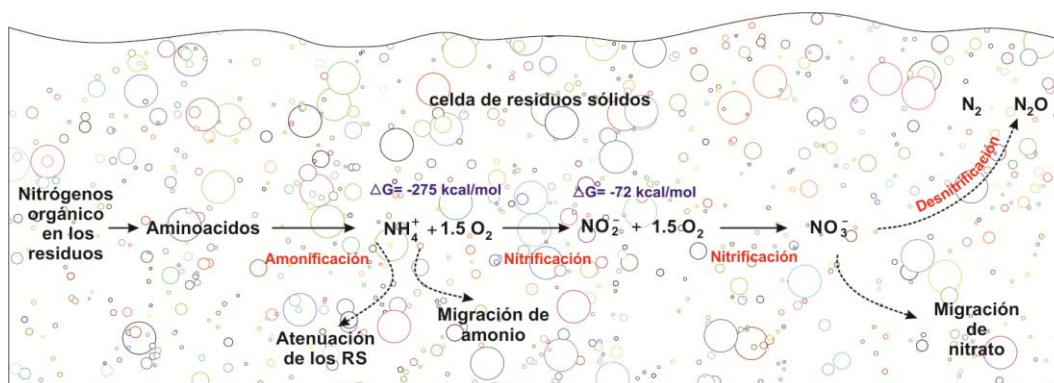
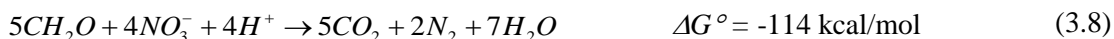


Figura 3.11. Esquema que muestra las etapas que intervienen en la transformación del nitrógeno como parte del ciclo del nitrógeno, así como, las diferentes rutas que pueden tener los subproductos obtenidos dentro de la celda de RS. Fuente: Modificado de Baedecker y Back, (1979).

En cuanto a los cationes Na^+ , Mg^{+2} y la dureza su concentración fue menor en el primer muestreo, donde el LS-2 presentó la carga contaminante más alta del perfil de lisímetros, el resto de LS estuvieron muy por debajo de 2576.5 mg/L (Na^+), 97.6 mg/L (Mg^{+2}) y 3072 mg/L de la dureza. La similitud del perfil de concentración del ion Na^+ en el primer muestreo con respecto al perfil obtenido del CT , sugieren que el control del proceso de transporte vertical es similar en el vertedero. De hecho, los datos de concentración del Na^+ en los lixiviados pueden ser usados como referencia para determinar la afectación de la dilución sobre los lixiviados, tal como sucede con los CT (Christensen et al., 2001). Se ve además, que las concentraciones de los iones Na^+ y CT en los cinco lisímetros y dos muestreos son muy similares, indicando que el ion Na^+ puede ser usado como un indicador conservativo de contaminación.

Hubo una diferencia observada en el LS-4, ya que la concentración de Na^+ medida en el segundo muestreo fue ligeramente menor (443 mg/L) comparada con la del primero (420.5 mg/L). Las posibles causas de esta discrepancia podrían ser atribuidas principalmente a fenómenos físicos como la dilución y dispersión, que afectaron en mayor grado a los lixiviados en éste punto de muestreo, ya que el catión Na^+ no forma precipitados de importancia debido a su baja afinidad electrónica que lo limita a participar en reacciones de intercambio catiónico o formación de complejos (Erses et al., 2008).

Contrariamente al Na^+ , el ion magnesio presenta una actividad química más dinámica al interactuar con la materia orgánica. Es así que, como en la mayoría de los parámetros medidos en éste estudio, el Mg^{+2} presentó valores menores en el perfil de concentración obtenido durante el primer muestreo incrementándose estos para el segundo. En el primer muestreo, el valor más grande se tuvo en el punto LS-2 con 97.6 mg/L y el más pequeño al LS-3 con 20 mg/L , no obstante la diferencia de este último con los demás lisímetros no fue mayor a siete unidades, es decir los cambios en la concentración fueron muy ligeros. Ya en el segundo muestreo hubo una mayor variación en el perfil de concentración, siendo la más alta la obtenida en el LS-3 con 82.9 mg/L y la menor en el LS-5 con 37.8 mg/L .

Estas fluctuaciones del Mg^{+2} asociadas con la posición de los lisímetros, podrían estar relacionadas con el contenido de materia orgánica presente en cada uno de las zonas donde fueron colocados los lisímetros y al grado de estabilización de los lixiviados, puesto que se ha encontrado que, la concentración de algunos cationes como el Mg^{+2} disminuye en lixiviados provenientes de una fase metanogénica debido al pH alcalino que reduce su solubilidad y promueve su precipitación, así mismo a la formación de complejos con la materia orgánica (Demirbilek et al., 2013; Kanmani y Gandhimathi, 2013; Christensen et al., 2001). Finalmente, la dilución de los lixiviados por la entrada de agua de las precipitaciones y el incremento de la evaporación en la temporada de secas, pudo influir sobre la concentración tanto del Mg^{+2} como del Na^{+} entre los dos muestreos a lo largo del perfil.

La razón de la mayor actividad química de Mg^{+2} se debe a la valencia divalente, ya que en pruebas en columna se ha observado que la capacidad de intercambio catiónico sigue el siguiente patrón: $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > NH_4^{+} > K^{+} > H^{+} > Na^{+}$. Si bien, la posición del catión es importante en las reacciones de intercambio iónico o sorción, también dependerá de la matriz como del ión que es remplazado (Domenico y Schwartz, 1998). En general, la ecuación 3.9 muestra el intercambio iónico entre un catión monovalente (A^{+}) adsorbido en un material natural (R^{-}) y un cationes multivalente (B^{n+}) (Pivato y Raga, 2006).



La dureza como en el caso de los parámetros hasta ahora analizados, está dentro del intervalo reportado en la bibliografía, así que el rango obtenido en el primer muestreo osciló entre 304 mg/L y 1900 mg/L , siendo el LS-5 quien tuvo la menor concentración y el LS-2 la mayor. En el segundo muestreo hubo un incremento de los valores de la dureza en todo el perfil, yendo de 570 mg/L en el LS-4 a 3072 mg/L en el LS-2, por lo que se ve que también la dureza se vio influenciada por las condiciones climatológicas que influyeron en ambos muestreos, por un lado las lluvias pudieron diluir los lixiviados en el primer muestreo y en el caso del segundo, la ausencia de ellas incrementaron su concentración.

Los procesos internos de descomposición bioquímica varían en los residuos enterrados, cuyos lixiviados generados pueden contener muy altas concentraciones de materia orgánica disuelta disminuyendo conforme se estabilizan. Para una etapa ácida, los lixiviados tienen un *pH* bajo y altas concentraciones de compuestos orgánicos de fácil degradación. En una fase más tardía, el *pH* es alcalino y la relación de biodegradación DBO_5/DQO disminuye (Irene y Lo, 1996). Particularmente, estas últimas condiciones fueron observadas en la materia orgánica cuantificada en los lixiviados, encontrándose que el LS-2 presentó el valor más grande en los dos muestreos realizados. En el primero muestreo, la DBO_5 fue de 195.4 mg/L y la DQO de 14847.2 mg/L, en el segundo muestreo ambos parámetros incrementaron, así la DBO_5 fue de 325.6 mg/L y la DQO de 16280 mg/L. La relación de biodegradabilidad en el perfil estuvo entre 0.015 y 0.15.

Paralelamente, al observar las gráficas de los perfiles tanto de la DBO_5 como de la DQO se aprecia que tienen una tendencia muy similar. Durante la temporada de lluvias los perfiles de concentración de DBO_5 y DQO mostraron valores más pequeños que aquellos obtenidos en la temporada de invierno. Quizás, la menor concentración en el primer muestreo se puede atribuir a la dilución de los lixiviados por las precipitaciones de la época, no obstante las oscilaciones de los valores de la materia orgánica como función de los lisímetros es muy probable que se deban, tanto al grado de estabilización de los lixiviados como a la cantidad de materia orgánica depositada con los RS en los puntos de muestreo, y no al efecto atenuador de la matriz de residuos conforme los lixiviados se desplazan hacia la parte baja del vertedero.

Los datos de DBO_5 y DQO indican que los lixiviados se están estabilizando, por lo tanto la mayor parte de materia biológicamente degradable se ha consumido quedando solo aquellos compuestos recalcitrantes. Así mismo, la relación baja de DBO_5/DQO encontrada insinúa un lixiviado con pocos ácidos grasos volátiles y una relativa mayor cantidad de compuestos de difícil degradación. Estos resultados guardan cierta relación con lo publicado por Chu et al., (1994); Kale et al., (2010); Demirbilek et al., (2013), ya que en sus investigaciones los autores antes citados encontraron que la materia orgánica de los lixiviados estudiados fluctuó debido a cambios estacionales.

3.4.3 Características del agua en la red de monitoreo

El agua de los pozos que integran la red de monitoreo se usa para consumo humano y uso doméstico. Para su caracterización física fue colectada directamente de los pozos profundos a través de una válvula habilitada en la tubería de extracción. El procedimiento de muestreo involucró el enjuague de un recipiente de 20 litros, su vaciado y su llenado nuevamente por tres veces para introducir posteriormente los electrodos de la sonda multiparamétrica. En el caso de la noria, se extrajo de ella aproximadamente 100 litros de agua, lo que permitió tanto abatir el nivel como su posterior recuperación. En tanto, las mediciones hechas en la Laguna se hicieron directamente de un punto a la orilla del cuerpo de agua por donde fue posible el acceso. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.5 y en la figura 3.12 para una mejor apreciación.

Es importante comentar, que en el caso de los pozos P54-A y P52-A no fue posible determinar los parámetros físicos en ambos muestreos, dado que sus puertas de acceso estuvieron cerradas. Durante el segundo muestreo el pozo P54-A estuvo bajo mantenimiento, por estas causas los espacios correspondientes en la tabla 3.5 están en blanco. Los pozos restantes mostraron ligeras diferencias en cuanto a los parámetros medidos, habiendo ausencia de olor y color. La concentración de *OD* en los pozos profundos, están ligeramente por debajo de los parámetros normales establecidos en Chapman, (1996), aunque en ambos muestreos los valores medidos fueron muy similares presentando diferencias muy pequeñas atribuidas a la temperatura.

Cabe aclarar que las muestras de agua tomadas de la noria presentaron sólidos sedimentables y poca turbidez. Estos indicadores, pudieran influir significativamente para que la concentración de *OD* sea más baja que la medida en el agua de pozo, aun cuando su temperatura fue menor, probablemente esta disminución de *OD* se deba a la actividad respiratoria de microorganismos como parte del proceso descomposición de materia orgánica proveniente de infiltraciones de la red de alcantarillado. En lo que cabe a la Laguna, el contenido de *OD* en el agua fue el más bajo de todos los puntos de muestreo, así mismo su apariencia física estuvo dominada por color, olor, turbidez y presencia de sólidos.

Tabla 3.5. Concentración de los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de agua de pozo, noria y Laguna. Adicionalmente, se presentan los límites permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud para consumo humano, así como la Norma Oficial Mexicana 127 como forma de comparación.

| Parámetros | Puntos de muestreo | | | | | | | | | | | | Límites permisibles | |
|----------------------------------|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------------------|---------|
| | P56-A | | P54-A | | P53-A | | P52-A | | Noria | | Laguna | | WHO 2002 | NOM-127 |
| | Número de muestreos | | | | | | | | | | | | | |
| | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | 1 ^{er} | 2 ^{do} | | |
| OD | 6.72 | 6.80 | -- | -- | 6.45 | 6.6 | -- | 6.0 | 5.54 | 5.60 | 4.0 | 4.5 | 8-15 | ND |
| CE | 259 | 219 | -- | -- | 310 | 249 | -- | 154 | 414 | 420 | 1074 | 855 | 10-1000 | ND |
| pH | 6.5 | 6.8 | -- | -- | 6.45 | 6.6 | -- | 6.7 | 6.4 | 6.5 | 10 | 8.5 | 6.5-9.2 | 6.5-8.5 |
| T | 17.1 | 16.5 | -- | -- | 18 | 17 | -- | 17 | 16.5 | 15 | 25 | 17 | 0-30 | ND |
| SDT | 125 | 105 | -- | -- | 149 | 120 | -- | 74 | 200 | 202 | 529 | 410 | 250 | 1000 |
| Cl ⁻ | 5.91 | 10.6 | 5.06 | -- | 7.59 | 11.9 | 5.91 | 6.26 | 10.1 | 12.1 | 131 | 129 | 200 | 250 |
| N-NO ₃ ⁻¹ | 1.85 | 1.77 | 2.64 | -- | 3.18 | 2.36 | 0.87 | 0.70 | 1.24 | 2.1 | 15.5 | 11 | 11.3 | 10 |
| SO ₄ ⁻² | 16 | 15.3 | 8.74 | -- | 12.9 | 10.1 | 1.5 | 5.2 | 38.2 | 39 | 115 | 85 | 400 | 400 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0.1 | 0.1 | 0.1 | -- | 0.41 | 0.2 | NQ | 0.1 | 0.22 | 0.3 | 1.58 | 1.5 | 0.5 | 0.5 |
| Dureza (mg CaCO ₃ /L) | 78 | 100 | 54.2 | -- | 84.8 | 108 | 47.5 | 67.3 | 119 | 125 | 254 | 308 | 300 | 500 |
| DQO (mg O ₂ /L) | 25 | 35 | 18.7 | -- | 43.7 | 79.2 | 18.7 | 17.6 | 12.5 | 15.1 | 437 | 356 | ND | ND |

* Todos los parámetros están en mg/L, excepto la C.E que está en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la T en °C.

ND: No definido

NQ: No cuantificable

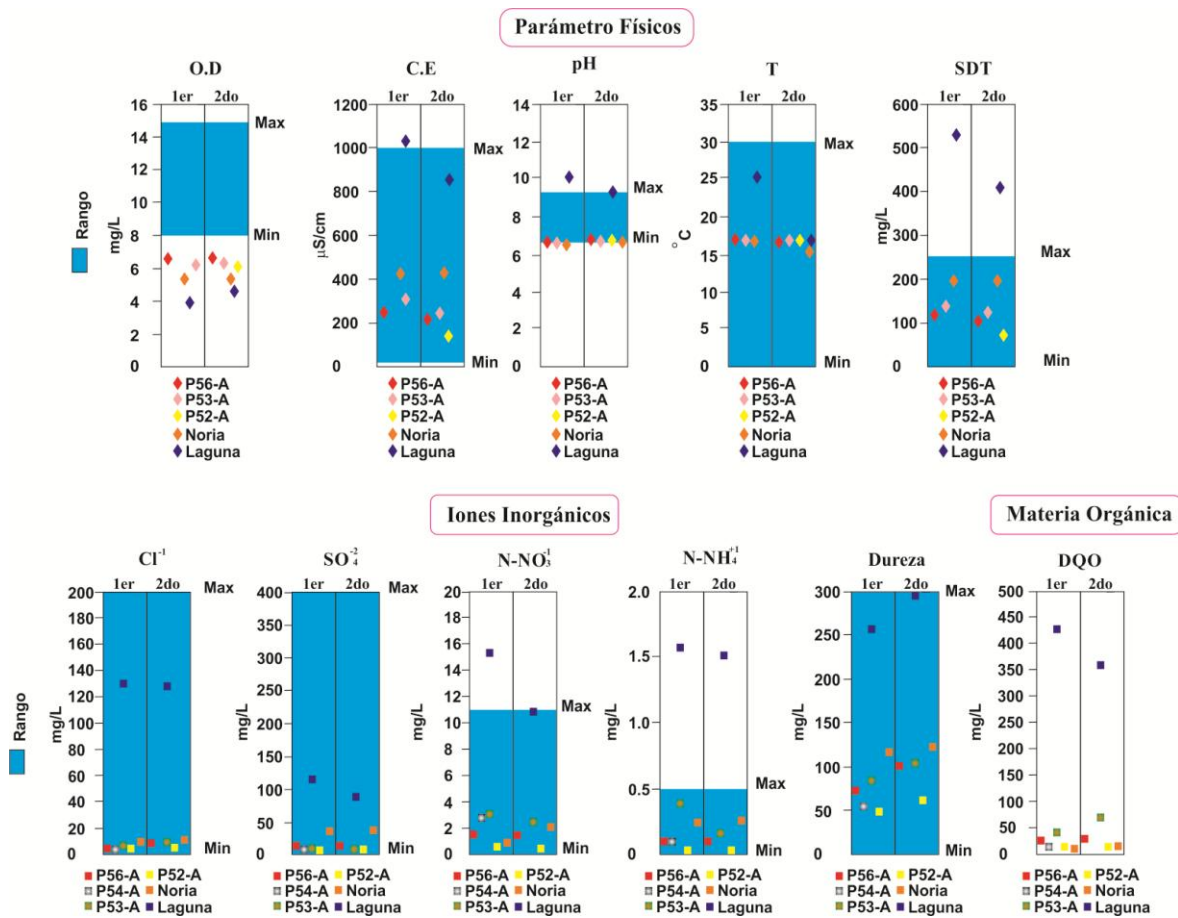


Figura 3.12. Gráfica con los resultados obtenidos de los parámetros físicos, iones inorgánicos y materia orgánica cuantificados en las muestras de agua de los pozos P52-A, P53-A, P54-A y P56-A, noria y Laguna.

Es posible observar un incremento de *OD* en el segundo muestreo, atribuido quizás a la habilitación de lechos de oxidación por las autoridades locales para tratar parte de las descargas residuales que llegan a la Laguna. En general, la concentración baja de *OD* medida en la Laguna, pudiese atribuirse a las descargas de aguas residuales provenientes de los asentamientos alrededor del cuerpo de agua que contienen una concentración significativa de materia orgánica biodegradable y nutrientes promotores del incremento de la actividad microbiana (Chapman, 1996). En este sentido, Chapman, (1996) advierte que la concentración de *OD* por debajo de 5 mg/L puede afectar severamente las funciones y supervivencia de las comunidades biológicas, más aun por debajo de los 2 mg/L conduce a la muerte de peces por asfixia.

Los valores de *pH* medidos en todas las muestras de agua se encuentran dentro de los parámetros establecidos por la WHO (2002), excepto aquella muestra obtenida de la Laguna durante el primer muestreo que tuvo un *pH* de 10, ubicándose por encima del rango normal para cuerpos de agua superficial reflejando síntomas de eutrofización, salinidad y presencia de amoníaco proveniente de la mortandad masiva de peces (Milenio, 2015). Así mismo, la mayor temperatura registrada en abril del 2015 incrementó la actividad biológica lo que llevó a una disminución del *OD* en el cuerpo de la Laguna, por el contrario la menor temperatura ambiental de enero del 2016 y del tratamiento parcial de las descargas residuales, pudieron influir en el incremento del *OD* medido en el segundo muestreo.

En el caso de la *CE* registrada en los pozos profundos, ésta varió entre 154 y 310 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que coincide con el rango de 140 a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ medido por Hancox et al., (2010) en pozos del Sistema Lerma ubicados en la parte sureste del acuífero del valle de Toluca, no obstante Esteller y Andreu, (2005) reportaron valores de hasta 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en este mismo acuífero. Las diferencias asociadas a la *CE* citadas por dichos autores, son la explotación intensiva que ha conducido al abatimiento cada vez más del nivel freático, a los tiempos de residencia o grado de mezcla entre agua de flujos locales y regionales y a la naturaleza bicarbonatada magnesio-calcio del agua. Por otro lado Chapman, (1996) establece de 10 a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como rango para aguas frescas, por encima de dicho valor se considera a la masa de agua contaminada.

Los valores más altos de *CE* fueron encontrados en la noria y Laguna, con 420 y 1074 $\mu S/cm$ respectivamente, observándose una disminución de la *CE* en el segundo muestreo en la Laguna. Esta disminución está asociada principalmente al tratamiento parcial de las descargas residuales que llegan a la Laguna emprendidos desde los últimos meses del 2015. La *CE* se relaciona directamente con la concentración de *SDT*. Chapman, (1996) establece como máximo 250 mg/L de *SDT*, el cual se puede obtener multiplicando la *CE* por un factor entre 0.55 y 0.75 dependiendo del cuerpo de agua. Por lo tanto, los valores más elevados tanto de la *CE* como los *SDT*, se deben a las descargas de aguas sin tratar que llegan a la Laguna y a los escurrimientos superficiales que contribuyen a su deterioro. Probablemente, parte de estos escurrimientos pudiesen provenir del vertedero de estudio.

Por lo que cabe a los iones *Cl*, $N-NO_3^-$, SO_4^{-2} y $N-NH_4^+$, su concentración en todas las muestras de agua obtenidas de los pozos profundos presentaron ligeras diferencias entre un muestreo y otro, manteniéndose siempre debajo de los límites máximos permitidos por la OMS. Hancox et al., (2010) y Rudolph et al., (2005), estudiaron algunos pozos profundos dentro de este mismo valle, reportando concentraciones de NO_3^- desde no detectable hasta 12.6 mg/L , los SO_4^{-2} oscilaron entre 1 a 85 mg/L y en *Cl* los valores fueron bajos, muy similares a los reportados en el presente trabajo. Concluyendo, que los pozos con las concentraciones más altas podrían estar parcialmente impactados por infiltraciones de agua superficial contaminada o por la salinidad asociada a sedimentos arcillosos.

De la misma forma, se observó que la concentración de los iones inorgánicos cuantificados en las muestras de agua de la noria estuvieron por debajo de los estándares de la OMS, sólo los iones *Cl* y SO_4^{-2} presentaron una concentración ligeramente mayor a la de los pozos profundos. Aun cuando, la concentración de *Cl* y SO_4^{-2} fue baja en los dos muestreos (10.1-12.1 mg/L) y (38.2-39 mg/L) respectivamente, si se comparan con los intervalos de los *Cl* (1.5-3.0 mg/L) y SO_4^{-2} (2.7-10.8 mg/L) obtenidos por Hancox et al., (2010) en muestras de manantiales ubicados alrededor del valle de Toluca, resultan ser ligeramente mayores las del presente trabajo. Una explicación de tales diferencias, podría ser la ubicación de la noria dentro de la mancha poblacional y el flujo predominantemente local de los manantiales consistente de una recarga reciente.

Aunque, los parámetros inorgánicos medidos en el agua de la noria son aceptables, se debe de mantener algunas reservas para su consumo humano. Quizás, resultaría conveniente ampliar su caracterización para obtener más información y así establecer cuál sería su mejor uso. Por ejemplo, una evaluación de parámetros microbiológicos complementaria mejor el diagnóstico toda vez que, por su ubicación dentro de la mancha urbana se presume que hay diferentes factores, tales como infiltraciones de la red del drenaje o los escurrimientos superficiales provocados por los eventos de lluvia, que podrían deteriorar su calidad en función del tiempo. Es preciso comentar que la gente del pueblo limpia la noria entre una y dos veces al año, ésta acción pudo haber influido en los valores obtenidos de los parámetros medidos.

En cuanto a los resultados de la Laguna, se observó que la concentración de cloruros, nitratos, sulfatos y nitrógeno amoniacal en los dos muestreos fueron de 131-129 *mg/L*, 15.5-11 *mg/L*, 115-85 *mg/L* y 1.58-1.5 *mg/L* respectivamente. Dichos valores son más altos con referencia a los obtenidos en los pozos y noria, seguramente provocados por factores como: las descargas de aguas residuales de los hogares asentados alrededor de la Laguna, el pastoreo de ganado cuyas excretas son fuente de nitrógeno el cual contribuye al deterioro de la calidad del agua y la mortandad de especies piscícolas que ha habido (Milenio, 2015). En un estudio hecho por Esteller y Andreu, (2005), se reportó que en algunos pozos superficiales dentro del valle de Toluca la concentración de sulfatos y nitratos excedía los 120 y 50 *mg/L* respectivamente, atribuyendo el origen de la contaminación al uso de sulfato de amonio y nitrato de amonio aplicados en la región con fines agrícolas.

En los dos muestreos, la concentración de cloruros y sulfatos no sobrepasó los límites de referencia establecidos por la Organización Mundial de la Salud y la Normatividad Mexicana. La WHO, (2011), establece que a partir de 250 *mg/L* de cloruros el agua puede ser salobre al gusto, incluso a concentraciones más altas, no es apta para consumo humano ni para uso ganadero. Generalmente, en aguas cristalinas libres de contaminación la concentración de cloruros es menor a 10 *mg/L* (Chapman, 1996). Por otra parte, se ha reportado en el caso de los sulfatos valores entre 2 y 80 *mg/L* en aguas naturales excediendo éste valor hasta 1000 *mg/L* cerca de puntos de descargas industriales o en regiones áridas, donde minerales de sulfatos están presentes tales como el yeso (WHO, 2011; Chapman, 1996).

Una consecuencia de sobrepasar los límites establecidos en la concentración de sulfatos puede ser que, en niveles superiores a los 400 *mg/L* el agua adquiriera un sabor desagradable y no sea apta para consumo humano. Así mismo, en pruebas realizadas con animales y en seres humanos mostraron un efecto laxante entre 1000 y 2000 *mg/L* de sulfatos en el agua para beber, sin que hubiera un efecto significativo en la pérdida de peso o síntomas de deshidratación en ellos (WHO, 2011). Otro problema que los sulfatos generan en altas dosis es la corrosión en las tuberías de los sistemas de distribución municipal.

Adicionalmente, es posible observar una disminución de la concentración de los parámetros inorgánicos en la Laguna para el segundo muestreo. Tal comportamiento, se pudo deber al tratamiento iniciado a finales del 2015 en lagunas de oxidación de una proporción de las descargas residuales que confluyen en la Laguna, y a una menor temperatura ambiental por la temporada invernal, que tal vez mermó la actividad bacteriana. A pesar de estas acciones, el nitrato y nitrógeno amoniacal están por encima de los límites máximos establecidos por Chapman, (1996), la WHO, (2002) y la NOM-127-SSA1-1994, citada en la tabla 3.5. Estos valores, reflejan un problema de contaminación muy serio que puede afectar severamente el entorno ambiental de la Laguna, ya que puede estimular el crecimiento de algas creando un ambiente adecuado para la eutrofización (Chapman, 1996), sin dejar a un lado el riesgo potencial a la salud humana.

Continuando con el análisis de los resultados de los dos muestreos en los pozos de agua, noria y Laguna, se puede observar en la figura 3.12, que los valores obtenidos de dureza no sobrepasaron los límites establecidos de tolerancia. Si bien, la dureza puede variar en un amplio rango, Durfor y Becker, (1964), establecieron una clasificación de tal modo que un agua se identificará como suave, moderadamente dura, dura o muy dura en base a su concentración. En el caso del primer muestreo de los pozos, P54-A y P52-A, correspondieron a un agua suave ya que su concentración fue menor a 60 *mg/L*. Los otros dos pozos P53-A y P56-A además de la noria, tuvieron en ambos muestreos un valor ligeramente superior clasificándose como un agua moderadamente dura, ya que presentaron un valor entorno a los 120 *mg/L*. Una situación diferente presentó el agua de la Laguna, toda vez que su concentración sobrepasó los 180 *mg/L*, límite del umbral para catalogarla como muy dura.

Es muy posible, que las variaciones en los resultados obtenidos en la dureza entre las diferentes muestras de agua se deban a factores tales como el pH o la alcalinidad, el ambiente geológico y el tiempo de residencia dentro del acuífero. El agua con una dureza superior a los 200 mg/L , puede causar incrustaciones en las plantas potabilizadoras de agua, redes de distribución, tuberías y tanques de almacenamiento doméstico. Esto provocará un consumo alto de jabón seguido de la formación de escoria. Así también, al hervir un agua dura formará depósitos de carbonato de calcio. Por el contrario, un agua blanda tendrá una capacidad de amortiguamiento baja.

Finalmente, el rango de DQO encontrado en éste estudio para las muestras de agua, osciló entre 12.5 y 437 mg/L , siendo nuevamente el agua de la Laguna aquella que presentó la mayor carga de materia orgánica e inorgánica susceptible de oxidación, aun cuando hubo un descenso en la concentración de los parámetros medios en el segundo muestreo siguió siendo la Laguna, quien presentó el mayor grado de contaminación. Reportes bibliográficos establecen un parámetro de hasta 20 mg/L de DQO , en aguas libres de contaminación, o mayores a 200 mg/L en cuerpos de agua que reciben descargas residuales (Chapman, 1996; Kale et al., 2010).

Como se pudo ver, la calidad del agua obtenida de los pozos del Sistema Lerma no rebasaron los límites establecidos para consumo humano, aunque es posible que los lixiviados que hayan cruzado la zona no saturada probablemente al entrar en contacto con el acuífero se estén diluyendo, o la pluma de contaminación se ubique muy por encima de la rejilla de los pozos. Éstas características pudieron influir significativamente para enmascarar la presencia de contaminación en esa área del acuífero, por lo tanto el muestreo en los pozos bajo tales condiciones difícilmente vislumbrará algún tipo de contaminación asociada con el vertedero de estudio. Derivado de la información generada se realizó el modelo conceptual representado en la figura 3.13.

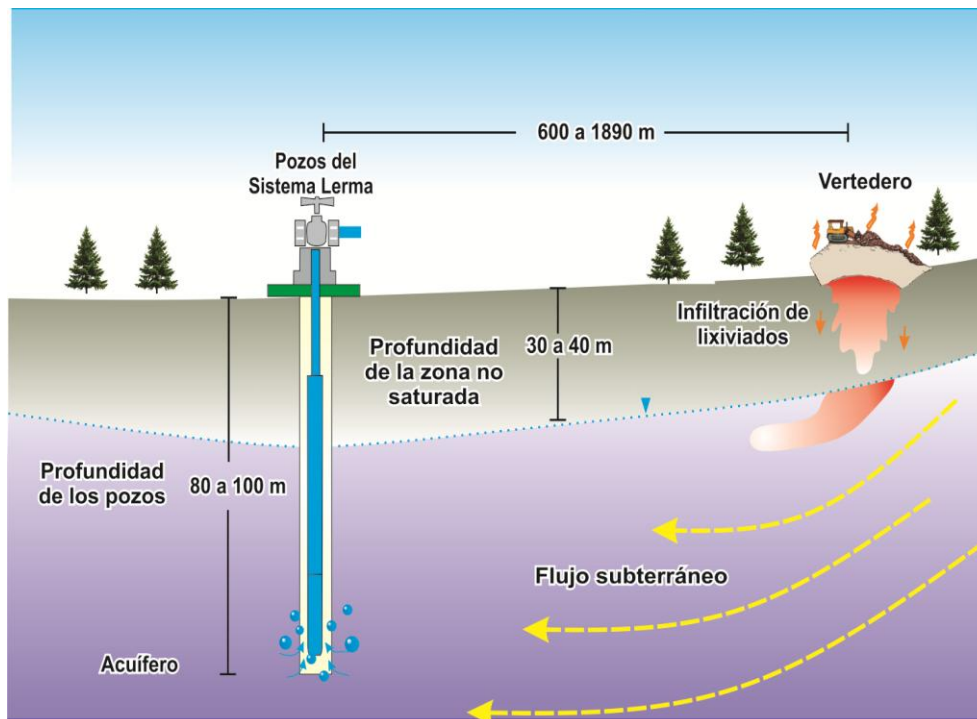


Figura 3.13. Representación conceptual de las condiciones físicas existentes en el área de estudio donde se encuentra el vertedero de RS, que pudieron influir en la calidad del agua de los pozos monitoreado del Sistema Lerma. Fuente: Elaboración propia

3.4.4 Evaluación del balance hídrico

Para predecir el volumen de lixiviados se empleó tanto el modelo WBM como el HELP3. Esta labor, requirió primeramente la recopilación histórica de la información climatológica de las estaciones entorno al sitio de estudio. Particularmente, el esfuerzo se enfocó a la estación E- 15295 ubicada a $19^{\circ}11'92''$ de latitud y $-99^{\circ}55'19''$ de longitud, por ser la más cercana al tiradero que cuenta con la menor cantidad de datos faltantes y con el registro histórico más amplio. Posteriormente, se realizó un levantamiento de información en campo con la finalidad de conocer las condiciones topográficas y de esta manera tener un mejor acercamiento en el conocimiento de las condiciones físicas prevalecientes en el sitio.

Como resultado, se conoció que el área total de vertedero es de $6400 m^2$, del cual una porción fue sellada en el 2011, según información proporcionada por la autoridad municipal. El material granular colocado de cobertura se compone de arena limpia con pocos finos (SW). Otra fracción del vertedero sigue actualmente empleada para el vertido de residuos sin ningún material de cobertura, es decir está completamente a la intemperie. La porción clausurada tiene un área de $4545 m^2$, equivalente al 70 % del área total del vertedero, cuya pendiente es irregular ya que en la parte más alta de la celda es casi plana y conforme converge con la celda sin cobertura presenta un descenso con una inclinación de aproximadamente 17 %.

Con la información recopilada, fue posible representar en la figura 3.14 una imagen del área total del vertedero en donde se trazaron las curvas de nivel existentes. En el mapa topográfico de la figura 3.14, la curva 2445 representa la parte más profunda del vertedero. Por otro lado, la porción limitada entre la curva 2456 y 2462, es la que fue sellada con arena limpia con pocos finos. El material que se empleó en la cobertura se extrajo de la misma zona donde se ubica el vertedero, en tanto el área representada por la curva 2445 está aún libre de la disposición de residuos, el resto de la superficie del vertedero representa el frente de trabajo expuesta a la intemperie por la ausencia de una cobertura diaria.

A partir de los datos obtenidos, fue posible alimentar el WBM presentándose en la tabla 3.6 un resumen de los parámetros climatológicos y de suelo involucrados, puesto que en el anexo I se hace una descripción más detallada del método. Adicionalmente, en la tabla 3.6 se presentan los resultados obtenidos para la percolación arrojados por WBM (fila dos y cuatro), así como los levantados en campo, tanto para la celda que está cubierta (fila tres) como para aquella en donde los residuos permanecen a la intemperie (fila cinco). Es necesario destacar que la información climatológica mensual corresponde al promedio de los registros histórico recabados desde 1995 hasta el 2008, fechas reportadas por la CONAGUA, y que se consideraron para la elaboración del balance hídrico concerniente a una anualidad.

La proyección que fue hecha con el WBM para la celda que tiene cobertura, mostró que el percolado acumulado alcanzó una altura de 222.6 mm, a partir de una precipitación anual de 1202 mm, apareciendo flujo de agua desde julio hasta septiembre, siendo agosto el mes con la mayor cantidad. En ese sentido, los datos registrados en campo para la celda con cobertura han mostrado que el volumen medido en los tres lisímetros de caja (LC-1, LC-2 y LC-3) fue muy variable, aun cuando no se tuvo específicamente un dato numérico correspondiente a cada punto de muestreo como función del tiempo, ya que solo fue posible medir la altura del percolado en el LC-2 en mayo, noviembre y diciembre con 3.3, 24.4 y 4.4 mm respectivamente. En el lisímetro LC-1 sólo en septiembre se obtuvieron datos.

Las lecturas de campo para la celda con cobertura mostraron una diferencia significativa con lo proyectado por el WBM, ya que el modelo pronosticó la aparición de percolado entre julio y septiembre, mientras la verificación en campo reveló la formación de humedad desde mayo hasta diciembre. También se pudo apreciar que los tanques de LC-2 y LC-3 se llenaron y desbordaron en el intervalo de tiempo medido, excepto en noviembre y diciembre, lo que sugiere que el material granular de la cobertura tiene una baja CC asociada con una alta K_s . Por lo tanto, se puede inferir, del conocimiento del volumen de los tanques (4 L) y el área del lisímetros ($0.09 m^2$), una estimación del percolado mensual entorno de 44.5 mm al menos en los meses más lluviosos. Esta magnitud es razonable con el percolado pronosticado por el WBM, no obstante en ausencia de registros a largo plazo no es posible hacer un análisis comparativo más certero.

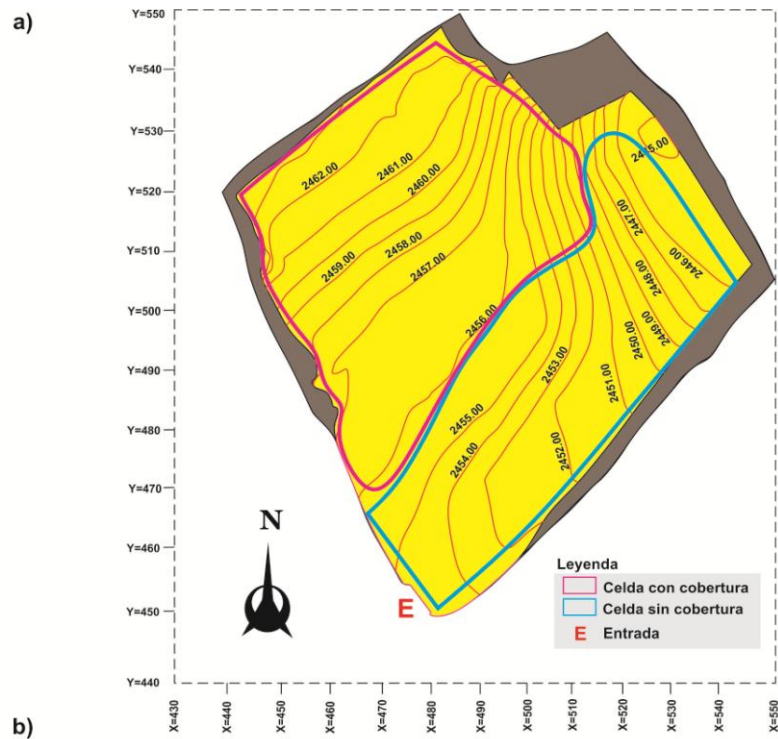


Figura 3.14. a) Mapa topográfico de área que ocupa el vertedero vista en planta. En él se observan las curvas de nivel que dominan la superficie del terreno. Actualmente la celda que le fue colocada la capa de cobertura está limitada por la curva 2456 y la 2462, el resto del área acotada por las curvas 2445 y 2456 se sigue ocupando como tiradero al aire libre. b) Imagen panorámica de la situación actual del área de vertido. Fuente: Elaboración propia.

Aun a pesar de los pocos datos obtenidos, se espera que la capa de cobertura tendida en la celda no presente una buena capacidad impermeable, que impida la infiltración de humedad proveniente del exterior hacia el interior de la capa de residuos, incrementando así el volumen de percolación. Lo anterior se justifica, ya que Albright et al., (2004), encontró que el porcentaje de percolación estuvo entre 1.4% y 7% en coberturas de varios vertederos sanitarios de Estados Unidos compuestas con material granular fino altamente compactado combinados con geomembrana, y del 6% al 17% en cubiertas formadas exclusivamente con partículas de suelo finos densamente compactadas. Ambas coberturas, transmitieron percolado en un tasa promedio de 55 *mm/año* a 195 *mm/año* bajo climas húmedos.

Los investigadores destacaron además, que en ambas coberturas evaluadas la tasa de infiltración fue mayor al parámetros establecido ($< 30 \text{ mm/año}$) considerando una conductividad hidráulica saturada $\leq 10^{-7} \text{ cm/s}$. Es así que, se puede justificar bajo estos datos referidos, la alta cantidad de volumen captado y derramado que se presentó en los tanques acoplados a los lisímetros monolito, sabiendo también de la evaluación granulométrica que se realizó al material de cobertura, que ésta se integra de material granular SW cuya conductividad hidráulica saturada es del orden de 10^{-3} cm/s (Schroeder et al., 1994). Ante ello, es posible señalar la existencia de elementos significativos que indican una elevada probabilidad de que el SW sea altamente permeable, generando una cantidad superior al 17 % de percolado medido por Albright et al., (2004).

Quizás, sería prudente afirmar, que el 18.5% anual de percolado estimado por el WBM para los 4545 m^2 de celda que han sido cubiertos es un porcentaje bajo debido al tipo de material utilizado en la cobertura, no obstante Fenn et al., (1975), cuantificó con el WBM valores de percolado entre el 5 y el 20 % en tres diferentes vertederos de los Estados Unidos, aunque Alslaibi et al., (2013), bajo el mismo método obtuvo un 39.6 % de percolado. Las diferencias entre los estudios citados podrían deberse a las condiciones climatológicas de las distintas regiones, formas de operación del vertedero y sobre todo a la calidad de los datos empleados en la modelación del balance de humedad, tal como lo han citado algunos investigadores (Hjelmar, 1989; Ehrig, 1991).

En el caso del balance hídrico en los 1855 m^2 del vertedero que no cuenta con material de cobertura, la modelación con el WBM mostró un incremento importante en la producción de lixiviados al generarse un volumen acumulado de 511.9 mm equivalente al 42 % de precipitación total de un año. Pero al igual que en el caso de la celda con cobertura, la información obtenida en el sitio de estudio ha mostrado algunas diferencias con lo pronosticado por el modelo, ya que los datos de campo, permitieron corroborar que hubo formación de lixiviados en los cuatro puntos donde se instalaron los lisímetros de libre drenado identificados como L-1, L-2, L-3 y L-4 desde abril, es decir dos meses antes de lo pronosticado por el WBM.

Cabe aclarar, que la altura del percolado presentado en la fila cinco de la tabla 3.6, se obtuvo de dividir el volumen captado en cada tanque entre el área del lisímetro (0.0314 m^2). Los resultados del percolado son elevados con relación a la precipitación mensual y a los resultados obtenidos del WBM, pero es justificable por los lixiviados agregados de los escurrimientos provenientes de las áreas adyacentes a la celda sin cobertura. Así se tiene que, en abril los valores oscilaron entre 10.5 mm (0.33 L) y 83 mm (2.6 L). Estos lixiviados se formaron de las primeras lluvias que aparecieron en ese mes, las cuales no fueron tan intensas y frecuentes que fue posible medir el volumen en cada tanque.

Por otro lado, de mayo a julio no se presentan datos cuantitativos debido a que en esos meses las lluvias fueron más intensas, lo que provocó que los tanques de los lisímetros se llenaran y desbordarán, en medida por la ubicación donde se colocaron, dado que en ese lugar es la parte más baja del tiradero y en suma porque los tanques se enterraron. Es importante mencionar, que en esa zona del vertedero se formó una laguna de lixiviados por la gran cantidad de agua que entró a la celda. Ya en agosto, los tanques se mantuvieron en el mismo lugar con la diferencia de que se colocaron por encima de la superficie del suelo, no obstante los eventos de lluvia seguían siendo intensos lo que ocasionó que el L-2 se desbordará, en tanto el L-3 almacenó 11 L y L-1 no captó lixiviados.

Tabla 3.6. Información climatológica reportada en la estación E-15295 de la CONAGUA y características físicas del suelo colocado como cobertura que sirvieron de entrada al modelo WBM. Adicionalmente, se incluyen la información de salida obtenida en el modelo WBM, correspondientes al percolado, tanto para la celda con cobertura y sin ella, además de los valores de percolado medidos en campo de ambas celdas.

| 1 Parámetros de entrada | | | | | | | | | | | | |
|--|-----------------------------------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|
| Información climatológica | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| Temperatura promedio °C | 19.1 | 20.6 | 21.5 | 23.4 | 23.7 | 23.2 | 22.6 | 23.1 | 22.7 | 22.1 | 21.1 | 19.1 |
| Precipitación promedio (mm) | 15.3 | 6.7 | 16.5 | 42.5 | 80.3 | 227.7 | 228.5 | 256.6 | 203.6 | 95.8 | 16.4 | 14.9 |
| Información de suelo | | | | | | | | | | | | |
| Tipo de suelo | Arena limpia con pocos finos (SW) | | | | | | | | | | | |
| Profundidad | 60 cm | | | | | | | | | | | |
| Coefficiente de escurrimiento | 0.1 - 0.20 | | | | | | | | | | | |
| Capacidad de absorción de humedad | 100 mm/m de suelo | | | | | | | | | | | |
| 2 Información de salida para la celda con cobertura | | | | | | | | | | | | |
| Percolado acumulado(mm) | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| 222.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 53.7 | 96 | 73 | 0 | 0 | 0 |
| 3 Percolado medido en la celda con cobertura (mm) | | | | | | | | | | | | |
| | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| LC-1 | -- | -- | -- | -- | Vacio | Vacio | Vacio | Vacio | 2.8 | | Vacio | Vacio |
| LC-2 | -- | -- | -- | -- | 3.3 | Lleno | Lleno | Lleno | Vacio | -- | 10.4 | 4.4 |
| LC-3 | -- | -- | -- | -- | Lleno | Lleno | Lleno | Lleno | Lleno | -- | 12.2 | 6.1 |
| 4 Información de salida para la celda sin cobertura | | | | | | | | | | | | |
| Percolado Acumulado(mm) | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| 511.9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 118.5 | 124.4 | 147.4 | 109.6 | 12 | 0 | 0 |
| 5 Percolado medido en la celda sin cobertura (mm) | | | | | | | | | | | | |
| | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| L-1 | -- | -- | -- | 10.5 | Lleno | Lleno | Lleno | Seco | Seco | -- | 51.5 | 47.7 |
| L-2 | -- | -- | -- | 83 | Lleno | Lleno | Lleno | Lleno | 191 | -- | 97.5 | 95.5 |
| L-3 | -- | -- | -- | 41.4 | Lleno | Lleno | Lleno | 350 | S/D | -- | SD | SD |
| L-4 | | | | 63.7 | Lleno | Lleno | Lleno | S/D | S/D | -- | SD | 28.6 |

Desafortunadamente, en agosto el L-4 se lo robaron y en septiembre el L-3, es por ello que en las celdas correspondientes aparecen sin datos (S/D). El L-1, en septiembre no captó lixiviados, tal vez pudo haber sido alterado por los pepenadores, puesto que antes de ese mes había estado funcionando bien. En noviembre, se almacenó en L-1, 1.6 L y en diciembre 1.5 L (51 mm y 47.7 mm), en tanto en los mismos meses L-2 captó 3.1 L y 3 L (97.5 mm y 95.5 mm). Finalmente, en diciembre el L-4 tuvo 0.9 L que correspondió a 28.6 mm. Los resultados obtenidos, no son suficientes para establecer una correlación entre el percolado pronosticado por el WBM y el medido en campo, más sin embargo permitió observar la relación directa entre volumen generado de lixiviado - temporada de lluvias. Es posible, que la cantidad de lixiviados generados en el tiradero sobrepase lo pronosticado por el WBM, ya que no solo la lluvia ha contribuido en su formación, sino también los escurrimientos adyacentes.

Este fenómeno anticipado de producción de lixiviados observado en campo, se debe sin duda a la ausencia de cobertura, ya que bajo estas condiciones, sólo es necesario que la masa de residuos alcance su capacidad de campo -- estimada entre el 20 y 30% en volumen por varios investigadores (Oweis et al., 1990; Schroeder et al., 1994; Koda y Zakowicz, 1999) -- y que el perfil de humedad recorra el grosor de la capa de residuos. En lo que cabe al balance hídrico con el HELP3, los datos de entrada estimados en pruebas de columna previas, tiradero y de la base de datos del modelo, se tabulan en la tabla 3.7.

El resultado del balance hídrico con el HELP3 mostró, que el volumen anual de lixiviados es de 388 mm equivalente al 32% de la precipitación. Es importante mencionar, que el balance con el HELP3 sólo se hizo para la celda con cobertura, dado que el modelo es inestable al hacer la evaluación sin una capa de cobertura. Considerando como referencia los datos de campo de los lisímetros LC tabulados en la tabla 3.6, se nota que el LC-2 en mayo, noviembre y diciembre almacenó 3.3, 10.4 y 4.4 mm de percolado respectivamente, el otro lisímetro (LC-3) tuvo en noviembre y diciembre 12.2 y 6.1 mm. Se ve, que podría haber cierta relación con lo que el HELP3 pronosticó, aunque tal vez, la interpretación se debe hacer con cuidado ya que sólo son algunos puntos de medición, por lo tanto quizás es más prudente emparejarlo únicamente desde un punto de vista cualitativo.

Tabla 3.7. Información de entrada en el modelo HELP3. Los datos del clima corresponden a la estación E-15295 de la CONAGUA entre el periodo de 1995 y 2008, que se consideraron como base para realizar los cálculos del balance hídrico considerando una anualidad de análisis. La información del perfil del suelo se obtuvo de la base de datos que contiene el HELP3, excepto la pendiente superficial y la longitud de la pendiente. En el caso de los parámetros del perfil de los RS, se obtuvieron de las pruebas previas en columna. La información de salida corresponde al percolado obtenido en el HELP3 y al medido en la celda de RS con cobertura.

| 1 Parámetros de entrada: modelación correspondiente a una anualidad | | | | | | | | | | | | |
|--|---------------------|--|--|----------------------------------|--|---------------------------|----------------------------------|-------|-------|------|-------|-------|
| Información climatológica | | | | | | | | | | | | |
| Precipitación (mm) | Temperatura (°C) | Radiación solar (MJ/m ²) | Velocidad del viento promedio anual (km/h) | Humedad relativa (%) | Día de inicio y fin de la temporada de crecimiento vegetativo | | | | | | | |
| Diaria | Diaria | Diaria | 4.30 | 49 - 60 | 35 - 350 | | | | | | | |
| Información del perfil del suelo | | | | | | | | | | | | |
| Profundidad (cm) | Textura | Tipo de capa | Porosidad total (v/v) | Capacidad de campo (v/v) | Punto de marchitez (v/v) | K _s (cm/s) | Pendiente superficial (%)* | | | | | |
| 60 | 3 (SW) | percolación vertical | 0.457 | 0.083 | 0.033 | 3.10e-3 | 17 | | | | | |
| Longitud de la pendiente* (m) | | | Número de curva de escurrimiento (SCS) | | Crecimiento vegetativo | | | | | | | |
| 36 | | | 76.2 | | 2 (pobre) | | | | | | | |
| Información del perfil de los residuos | | | | | | | | | | | | |
| Profundidad (cm)* | Textura | Tipo de capa | Porosidad total (v/v)** | Capacidad de campo (v/v)** | Punto de marchitez (v/v)** | K _s (cm/s)* | Pendiente superficial | | | | | |
| 1300 | 18 (RS) | percolación vertical | 0.5090 | 0.17 | 0.11 | 1.29e-3 | -- | | | | | |
| 2 Información de salida | | | | | | | | | | | | |
| Percolado acumulado (mm) | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| 388 | 7.2 | 3.8 | 2.8 | 2.3 | 3 | 3.5 | 66 | 112.1 | 96.8 | 57.6 | 19.3 | 13.6 |
| 3 Percolado medido en la celda con cobertura (mm) | | | | | | | | | | | | |
| | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic |
| LC-1 | -- | -- | -- | -- | Vacio | Vacio | Vacio | Vacio | 2.8 | -- | Vacio | Vacio |
| LC-2 | -- | -- | -- | -- | 3.3 | Lleno | Lleno | Lleno | Vacio | -- | 10.4 | 4.4 |
| LC-3 | -- | -- | -- | -- | Lleno | Lleno | Lleno | Lleno | Lleno | -- | 12.2 | 6.1 |

* Información obtenida del levantamiento topográfico

** Información obtenida de las pruebas en columna y en campo

Como ya se explicó, en los párrafos previos, la inspección *in situ* mostró la formación de humedad desde el mes de mayo, sugiriendo que al menos podría haber una percolación mensual de 44.5 *mm*, dadas las características físicas del material de cobertura. De esta manera, se puede entender que la mayor cantidad de percolado pronosticado por el HELP3 (32%) se pueden atribuir principalmente, a que la capa de cobertura y la de residuos son modeladas por HELP3 como capas de percolación vertical, sobre todo por el valor de la conductividad hidráulica (no son capas de drenado lateral, tampoco de escurrimiento), por lo que la tasa de percolación en ellas, es una función de la humedad y de los parámetros del suelo.

En este sentido, el HELP3 estimó un número de curva de 76.2 tomando en cuenta la pendiente superficial, longitud de la pendiente, textura del suelo y cobertura vegetal. Derivado de lo anterior, el número de curva para la capa de cobertura constituida de arena limpia con pocos finos asegura una buena tasa de infiltración, baja escorrentía superficial y escasa erosión hídrica, hecho que se vio cuantificado en el volumen de percolado. Ante la falta de datos diarios de percolación y de registros a largo plazo, sería aventurado afirmar o descartar la información obtenida del HELP3, por lo que es indispensable fortalecer los datos de campo para una correcta verificación, no obstante resulta interesante comparar el pronóstico del modelo con los trabajos que reportan resultados en el tema.

Así pues, en un trabajo reciente Alslaihi et al., (2013) reportó un volumen promedio anual de lixiviados formados, equivalente al 35.2 % de la precipitación, en donde la profundidad de la zona evaporativa también fue de 60 *cm*, no obstante el número de curva estimado se encontró en 81.3, debido a que la capa de cobertura estaba constituida de arena arcillosa con presencia de cubierta vegetal. También, Shariatmadari et al., (2010), con la finalidad de reproducir el funcionamiento real de un vertedero sanitario y estudiar la cantidad producida de lixiviados con régimen hidrológico diferente, construyó dos macro celdas de 25 *m* ancho X 35 *m* de largo y 5.5 *m* de altura. Sus resultados, mostraron que en la celda sin recirculación se produjeron 94.9 m^3 de lixiviados en una anualidad, en tanto el valor estimado por el HELP3, fue de 99.7 m^3 a partir de una precipitación de 334 m^3 , como consecuencia el porcentaje producido de lixiviados en un año fue del 30 %.

3.5 Conclusiones

Los lisímetros de libre drenado que se construyeron e instalaron dentro de la celda de residuos permitieron captar lixiviados sin problemas, indicando que el uso de esta clase de dispositivos en tiraderos donde no hay un sistema de drenaje, puede ser una buena alternativa para la recuperación de muestras de lixiviados que permitan evaluar el impacto que pudieran generar éstos sobre el ambiente. Asimismo, el funcionamiento observado de los dispositivos de succión fue aceptable, ya que permitieron obtener muestras de lixiviados, aunque en menor cantidad. No obstante, se debe continuar con el estudio y análisis de su desempeño, ya que por el área reducida de la punta porosa el diámetro de poro puede actuar como un medio filtrante de macromoléculas. De la misma manera, la composición estructural de los residuos en la celda, la influencia del vacío y el volumen del lisímetro podría conducir a que las muestras colectadas no sean representativas.

Los parámetros fisicoquímicos estudiados en los lixiviados presentaron una concentración menor durante el primer muestreo e incrementaron para el segundo. Esta diferencia observada entre ambos muestreos se atribuyó a la dilución que los lixiviados experimentaron durante la temporada de lluvias y al incremento en la evaporación durante el segundo muestreo, cuyo efecto provoca un incremento de la concentración. No obstante, se observó una disminución en la concentración para el segundo muestreo en la *DQO* en los dispositivos L-2 y L-4; así como en la *DBO₅* en el lisímetro L-4. Esta situación puede deberse a varios factores tales como: el cese de escurrimientos de las áreas adyacentes hacia la celda de residuos, posición de los lisímetros dentro de una capa con mayor contenido de materia orgánica, así como a la heterogeneidad y edad variable de los residuos. También, se encontró que el Mg^{+2} presentó una menor concentración en el lisímetro L-1 en el segundo muestreo, como resultado de un acomodo desordenado de material de construcción.

El *pH* alcalino y el bajo contenido de materia orgánica, indicaron que los lixiviados muy probablemente están en un proceso de estabilización, donde es posible que los compuestos más persistentes sean los de más difícil degradación, como se demuestra por el valor obtenido de la relación de biodegradabilidad. Por otro lado, el punto de estudio LS-2 presentó la concentración más alta en todos los parámetros medidos en el perfil de lisímetros, el resto de los puntos LS tuvieron una concentración por debajo de la medida en el lisímetro LS-2, con oscilaciones entre los lisímetros causadas probablemente por las diferencias entre las condiciones climatológicas de la temporada de lluvias y secas, propiedades hidráulicas de los residuos, cantidad de materia orgánica presente en el área donde fueron colocados los lisímetros y grado de estabilización de los lixiviados; descartándose el efecto atenuador de la matriz de los residuos sólidos conforme los lixiviados se desplazan hacia el fondo del vertedero.

El sistema de colocación de residuos sólidos en el vertedero de Almoloya del Río, sin ningún cuidado o consideración ambiental, genera la descarga de lixiviados libremente hacia los alrededores y fondo del vertedero. Este efecto puede causar gradualmente la acumulación de sustancias con un alto potencial de contaminación en el suelo, afectando peligrosamente el desarrollo de las especies endémicas de flora y fauna entorno al sitio, degradar la calidad del agua subterránea y superficial, así como impactar la calidad del aire y el paisaje de la región, además de poner en riesgo la salud de la personas que viven cerca del tiradero.

El diagnóstico fisicoquímico de los dos muestreos al que se sometieron las muestras de agua subterránea de los pozos profundos del Sistema Lerma P-56-A, P54-A, P53-A y P52-A, localizados entre la Laguna y el tiradero, no mostraron cambios significativos entre un muestreo y otro, ya que los parámetros medidos no rebasaron los límites máximos establecidos en los estándares de calidad para consumo humano. Por lo tanto, su uso no representa una amenaza para la salud; no obstante, es necesario que se realice un monitoreo a largo plazo con la finalidad de detectar cambios temporales en la calidad del agua subterránea, ya que es muy probable que con un par de campaña de muestreo no se recopile la información suficiente para tener un diagnóstico certero.

Así mismo, en este contexto se requiere fortalecer el trabajo de campo ya sea con la perforación de pozos de monitoreo ubicados en puntos más cercanos al foco de contaminación, ya que es muy posible que los pozos del Sistema Lerma no sean tan adecuados para detectar la contaminación proveniente del tiradero, debido a factores tales como la distancia entre éstos y la zona de estudio. Asimismo, el espesor de la zona no saturada pudiera tener un efecto amortiguador impactando directamente sobre la concentración de los contaminantes y la dilución de los lixiviados después de ingresar al acuífero. Por otra parte, las muestras extraídas de la noria tampoco rebasaron los estándares de calidad tomadas de referencia en éste estudio, aunque ante la falta de datos químicos temporales es muy difícil determinar si la calidad del agua ha sufrido cambios en su composición.

Pese a que no se rebasaron los parámetros de calidad del agua para consumo humano en la Noria, de cualquier modo se debe tener cuidado en su uso, ya que por sus características de confinamiento seguramente sus propiedades microbiológicas pudieran presentar valores no aceptables. Con lo que respecta a la calidad del agua en la Laguna, ésta presentó una mayor degradación en comparación a los Pozos y noria, aunque su calidad mejoró ligeramente en el segundo muestreo, probablemente al tratamiento de las descargas que el municipio ha efectuado en las lagunas de oxidación. No obstante, aun refleja síntomas de eutrofización a causa de factores antropogénicos principalmente. En tal caso, es probable que la carga contaminante detectada en la Laguna no sea imputada directamente a los escurrimientos del vertedero, sino a las descargas de aguas residuales, excretas de ganado y escurrimientos de las parcelas de cultivo adyacentes.

El balance hídrico hecho con el WBM estimó un 18.5% de percolado para la celda con cobertura y un 42% para la celda sin cobertura. No obstante ello, se espera que éste porcentaje estimado sea inferior bajo condiciones normales, ya que la información de campo mostró la aparición prematura de percolado con un desfase de hasta dos meses. Con referencia a los resultados del modelo HELP3, en éste estudio se estimó un 32% de percolado con respecto al volumen de lluvia total, observándose percolación de lixiviados en todos los meses del año, pero con mayor incidencia entre julio y octubre.

Este porcentaje mayor se puede deber a que el modelo considera a la capa de cobertura y de residuos como capas de percolación vertical. Lo anterior significa que la tasa de percolación depende sobre todo de la humedad y de los parámetros hidráulicos. Por último, no fue posible validar el balance hídrico con los datos de lixiviado medidos *in situ*, ya que se requiere más puntos de medición en la celda y un registro a largo plazo. Lo más adecuado es tener un levantamiento diario de las lecturas que permita una comparación más exacta de los datos, pero aun con la ausencia de datos de campo sería aventurado afirmar o descartar la información obtenida del HELP3, ya que el porcentaje de percolado obtenido se encuentra dentro de los datos reportados en otros estudios. Por otra parte, y siguiendo dentro del mismo tema, la información del volumen de percolado obtenido en la celda de cobertura y de su análisis granulométrico sugiere que el material de cobertura se colocó únicamente para cubrir los residuos, minimizar los malos olores y mejorar la estética del vertedero, descartándose que actúe como una capa impermeable que impida la entrada de humedad del exterior.

REFERENCIAS

- Abbas, A.A., Jingsong, G., Ping, L.Z., Ya, P.Y., and Al-Rekabi, W.S. 2009** Review on Landfill Leachate Treatments. *American Journal of Applied Sciences*. 6(4). pp 672-684.
- Abd El-Salam, M.M., and Abu-Zuid, G.I. 2014.** Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. *J. Adv. Res.* 6 (4). pp 579-586.
- Adhikari, B., and Khanal, S.N. 2015.** Qualitative Study of Landfill Leachate from Different Ages of Landfill Sites of Various Countries Including Nepal. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*. 9 (1). pp 23-36.
- Al-Bassam, A.M., and Al-Rumikhani, Y.A. 2003.** Integrated hydrochemical method of water quality assessment for irrigation in arid areas: application to the Jilh aquifer, Saudi Arabia. *J. Afr. Earth Sci.* 36. pp 345-356.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon P., Lyles B.F., and Rock, S.A. 2004.** Field water balance of landfill final covers. *J. Environ. Qual.* 33. pp 2317-2332.
- Alslaibi, T.M., Abustan, I., Mogheir, Y.K., and Affi, S. 2013.** Quantification of leachate discharged to groundwater using the water balance method and the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. *Waste Management and Research*. 31(1). pp 50-59.
- Al-Yaqout, A.F., and Hamoda, M.F. 2005.** Prediction of Contaminants migration at unlined landfill sites in an arid climate: case study. *Water, Air and Soil Pollution*. 162. pp 247-264
- APHA, AWWA, and WEF. 2005.** Standard methods for the examination of water and wastewater. USA: American Public Health Association. 21th Edition.
- Apgar, M.A., and Langmuir, D. 1971.** Groundwater pollution potential of a landfill above the water table. *Groundwater* 9 (6). pp 76-93.
- Baedecker, M.J., and Back, W. 1979.** Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill. *Groundwater* 17 (5). pp 429-437.
- Bhalla, B., Saini, M.S., and Jha, M.K. 2013** Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. *International Journal of Research in Engineering and Technology*. 2 (8). pp 223-232.
- Bodelius, L., and Rydberg, A. 2000.** MSW management in China. *Journal of Wastes Management*. pp 27-28.

- Bou-Zed, E., and El-Fadel, M. 2004.** Parametric sensitivity analysis of leachate transport simulation at landfill. *Waste Management*. 24. pp 681-689
- Chapman, D. 1996.** Water quality assessments. *A Guide to Use of Biota, Sediments, and Water in Environmental Monitoring*. 2ed. 651 pp
- Chofqi A., Younsi, A., Lhadi, E., Mania, J., Mudry, J., and Veron, A. 2004.** Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *J Afr Earth Sci*. 39. pp 509–516.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L., and Holm, P.E. 1994.** Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol*. 24. 199 pp.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J., and Heron, G. 2001.** Biogeochemistry of landfill leachate plume. *Appl. Geochem*. 16. pp 659-718.
- Chiu, T.F., and Shackelford, C.D. 2000.** Laboratory evaluation of sand underdrains. *J. Geotech. Geoenviron. Eng*. 126(11). pp 990–1001
- Chu, L.M., Cheung, K.C., and Wong, M.H. 1994.** Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environ. Manag.* 18. pp 105-117.
- Demirbilek, D., Oztufekci, O., Demir, V., Uslu, G., Arslanoglu-Isik, H. 2013.** Characterization and pollution potential assessment of Tunceli, Turkey municipal solid waste open dumping site leachates. *Environ. Monit. Assess.* DOI 10.1007/s10661-013-3263-7
- Domenico, P.A., and Schwartz, F.W. 1998.** Physical and Chemical Hydrogeology, second ed. Wiley, New York.
- Durfor, C.N., and Becker, E. 1964,** Publicwater supplies of the 100 largest cities in the US. *US-Geol.Sur. Water Supply Paper* 1812. 364 pp
- Ehrig, H. J. 1991.** Control and treatment of landfill leachate, a review, Harwell Symposium: *Challenges in Waste Management, Berlin, Germany*
- El-Fadel, M., Angelos, N.F., James, O.L., 1997.** Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management*. 50. pp 1-25
- El-Fadel M., Bou-Zeid E, Chahine W., Alaybi B. 2002.** Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid wasted with high organic and moisture content. *Waste. Manag.* 22. pp 262-282.

- Erses, A.S., Onay, T.T., and Yenigun, O. 2008.** Comparison of aerobic and anaerobics degradation of municipal solid waste in bioreactor landfill. *Bioresource Tech.* 99. pp 5418-5429.
- Esteller, M.V., and Andreu, J.M. 2005.** Anthropic effects on hydrochemicals characteristics of the Valle de Toluca aquifer (central México). *Hydrogeology Journal.* 13. pp 378-390.
- Farquhar, G.J. 1989.** Leachate: production and characterization. *Canada. Journal Civil Eng.* 16. pp 317-325
- Fenn, D.G., Hanley, K.J., and Degeare, T.V. 1975.** Use of the water balance for predicting leachate generation from solid waste disposal sites. Rep. SW-168. US. *Environmental Protection Agency*, Washington, D. C.
- Gee, G.W., Newman, B.D., Green, S.R., Meissner, R., Rupp, H., Zhang, Z.F., Keller, J.M., Waugh, W.J., van der Velde, M., and Salazar. J. 2009.** Passive wick fluxmeters: Design considerations and field applications. *Water Resour. Res.*, 45, W04420, doi:10.1029/2008WR007088
- Gerhardt, R.A. 1984.** Landfill leachate migration and attenuation in the unsaturated zone in layered and nonlayered coarse-grained soils. *Wisconsin Geological and Natural History Survey. Spring.* pp.56-65.
- Hancox, J., Gárfias, J., Aravena, R., and Rudolph, D. 2010.** Assessing the vulnerability of over-exploited volcanic aquifer systems using multi-parameter analysis, Toluca Basin, México. *Environ Earth Sci.* 59. pp 1643-1660.
- Hjelmar, O. 1989.** Characterization of leachate from landfilled MSWI ash, in: *Proceedings of the International Conference of Municipal Waste Combustion.* Hollywood, Florida, USA, pp. 11-14.
- Hornby, W.J., Zabcik, J.D., and Crawley, W. 1986.** Factor which affect soil-pore liquid: A comparison of currently available samplers with two new designs. *Spring.* pp 61-66.
- Hossain, M.S., Penmethsa, K.K., and Hoyos, L. 2009.** Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation. *Geotech. Geo. Eng.* 27. pp 43-51.
- Hull, R.M., Krogmann, U., and Strom, P.F. 2005.** Composition and characteristics of excavated materials from a New Jersey landfill. *Journal of Environmental Engineering.* 131. (3). pp 478-490.
- Irene, M., and Lo, C. 1996.** Characteristics and treatment of leachates from domestic landfill. *Environmental Int.* 22. (4). pp 433-444.

- Johnson, T.M., Cartwright, K., and Schuller, R.M. 1981.** Monitoring of leachate migration in the unsaturated zone in the vicinity of sanitary landfills. *Ground Water Monitoring Review, Illinois State Geological Survey*. pp 55-83.
- Kale, S.S., Kadam, A.K., Kumar, S., and Pawar, N.J. 2010.** Evaluating pollution potencial of leachate from landfill site, from the Pune Metropolitan City and its impact on shallow basaltic aquifers. *Environ. Monit. Assess.* 162. pp 327-346.
- Kanmani, S., and Gandhimathi, R. 2013.** Investigation of physicochemical characteristics and heavy metal distribution profile in groundwater system around the open dump site. *Appl. Water Sci.* 3. pp 387-399
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. 2002.** Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology.* 32 (4). pp 297-336
- Koda, E., and Sakowicz, S. 1999.** Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill. *Environmental Geotechnics, Seco e Pinto*. Ed. Balkema, Rotterdam, Hollanda
- Kulikowska, D., and Klimiuk, E. 2008.** The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology.* 99. pp 5981-5985.
- Landva, A.O., and Clark, J.I. 1990.** Geotechnical of waste fill. Geotechnics of waste fills - Theory and practice, ASTM STP 1070, A. Landva and G. D. Knowles, eds., *American Society for Testing and Materials, Philadelphia*. pp 86-113.
- Metcalf y Eddy INC. 1995.** Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 3ª ed. McGraw-Hill, New York.
- Milenio 2015.** (Fecha de consulta: 13/04/2015). [www. milenio.com/estados/Mueren_4-5_toneladas_de_peces_en_la_laguna_de_Almoloya_del_Rio_0_487151740.html](http://www.milenio.com/estados/Mueren_4-5_toneladas_de_peces_en_la_laguna_de_Almoloya_del_Rio_0_487151740.html)
- Oyeku, O.T., and Eludoyin, A.O. 2010** Heavy metal contamination of groundwater resources in a Nigeria urban settlement. *African Journal of Environmental Science and Technology*, Vol.4(4) pp.201-214
- Oweis, I.S., Smith, D.A., Ellwood, R.B., and Greene, D.S. 1990.** Hydraulic Characteristics of Municipal Refuse. *Journal of Geotechnical Engineering.* 116(4). pp 539-553.
- Parizek, R.R., Lane, B.E., 1970.** Soil-Water Sampling Using Pan and Deep Pressure-Vacuum Lysimeters. *J. Hydrol.* 11. pp
- Pivato, A., and Raga, R. 2006.** Test for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner. *Waste Management.* 26. pp. 123-132

- Pugh, M. 1999.** The path to affordable landfills. *Journal of Wastes Management*. pp. 58-59
- Rajkumar, N., Subramani T., and Elango L. 2012.** Impact of leachate on groundwater pollution due to non-engineered municipal solid waste landfill sites of erode city, Tamil Nadu, India. *Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*. 9.(35). pp 1-12
- Reddy, K., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J., and Lagier, T. 2009.** Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills. *Journal of Environmental Engineering*. 135(8). pp 677-683
- Rudolph, D.L., Sultan, R., Gárfias., and McLaren. 2005.** Significance of enhanced infiltration due to groundwater extraction on the disappearance of a headwater lagoon system: Toluca Basin, México. *Hydrogeology Journal*. 14. pp 115-130.
- Schlotter, D., Schack-Kirchner, H., Hildebrand, E.E., von Wilpert. K. 2012.** Equivalence or complementarity of soil-solution extraction methods. *J Plant Nutr Soil Sci*. 175 (2). pp 236–244
- Schroeder, R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe, B.M., Sjostrom, J.W. and Peyton, R.L., 1994.** The HELP: Engineering Documentation for Version 3, EPA/600/9-94/xxx, US Enviromental Protection Agency Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, OH, USA
- Shariatmadari, N., Ghiasinejad, H., and Alimohammadi, P. 2010.** Assesment of HELP model performance in arid areas, case study: landfill test cells in Kahrizak. *Research Journal of Environmental Science* 4 (4). pp 359-370
- Tatsi, A.A., and Zouboulis, A.I. 2002.** A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Grece). *Advances in Environmental Research* 6. pp 207-219.
- WHO 2002.** Guideline for drinking water quality. *Health criteria and other supporting information*. World Health Organization. Geneva. 940-949 pp
- WHO 2011.** Guideline for drinking water quality. 1. Potable water-standards. 2. Water quality-standards. 3. Water quality-standards. 4. Guidelines. I. World Health Organization. World Health Organization. Geneva. 541 pp
- Zhu, Y., Fox, R.H., and Toth, J.D.. 2002.** Leachate collection efficiency of zero-tension pan and passive capillary fiber wick lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66. pp 37– 43

Capítulo 4

Modelo de flujo, transporte y reacciones químicas de especies contenidas en lixiviados percolados en un estrato granular heterogéneo

4.1 Introducción

La zona entre la superficie del suelo y el nivel freático se conoce como zona no saturada o zona vadosa, la cual se integra de partículas de suelo, agua y aire. Esta franja granular actúa como un filtro para el acuífero al remover sustancias no deseadas provenientes de la superficie del suelo, tales como residuos peligrosos, lixiviados, fertilizantes o pesticidas. Dicha capacidad de remoción podría deberse al alto contenido de materia orgánica y arcilla en el suelo, la cual facilita la degradación biológica, la transformación de contaminantes y la sorción. Por lo tanto, la zona vadosa puede ser considerada como una región de amortiguamiento para la protección del agua subterránea (Selker et al., 1999; Stephens, 1995).

Por otro lado, es sabido que muchos procesos químicos y físicos ocurren en los horizontes del suelo. Estos procesos están vinculados a los diferentes elementos constitutivos presentes en el material granular al haber partículas sólidas, agua y aire de tal modo que, para comprenderlos es común que se empleen modelos computacionales donde muchas veces es necesario simplificar y suponer condiciones ideales para modelar, tanto el movimiento del agua como el transporte de solutos en la zona vadosa, debido a la naturaleza compleja y heterogénea del suelo (Selker et al., 1999). Por lo anterior, el estudio y modelado en éste estrato geológico ha llegado a ser un asunto de interés para la planeación y administración de las fuentes de agua, especialmente en términos de calidad y protección del agua subterránea (Rumynin, 2011).

Es así, que durante las décadas pasadas se desarrollaron un gran número de modelos matemáticos acoplados a programas informáticos con el objetivo de simular el flujo de agua y transporte de contaminantes en suelos saturados y no saturados, así como en rocas fracturadas (Gardner, 1958; Brooks y Corey, 1964; Campbell, 1974; Clapp y Hornberger, 1978; van Genuchten, 1980; Hutson y Cass, 1987; Russo, 1988). No obstante, su aplicación y validación depende de la cantidad de información entorno a las propiedades hidráulicas del suelo, tales como la conductividad hidráulica no saturada o la curva de retención de humedad.

Tal vez, el modelo físico más empleado para la descripción del flujo de agua en medios no saturados es la ecuación de Richards, derivada a partir del principio de conservación de la masa y la Ley de Darcy (Lei et al., 1988). Esta ecuación diferencial parcial es no lineal, por lo que no puede solucionarse analíticamente sobre todo bajo condiciones iniciales y de borde complejas. En el caso del transporte de solutos es modelado generalmente con la ecuación de dispersión-convección basado en el enfoque Fickiano (Simunek et al., 2012). Estas dos ecuaciones diferenciales requieren de una técnica iterativa implícita con pequeños incrementos discretizados para resolverlas, apoyados en métodos numéricos como diferencias finitas o elemento finito (Damodhara Rao et al., 2006).

Puesto que el proceso de solución de las ecuaciones diferenciales antes mencionadas resulta demasiado tedioso, se han diseñado programas informáticos que auxilian en dicha labor, entre los que destaca el modelo *Hydrus-1D* por su amplia flexibilidad, el método numérico que emplea y la capacidad que tiene para interactuar con otras aplicaciones (Hilten et al., 2008; Simunek et al., 2012; Jiang et al., 2010; Kandelous y Simunek, 2010). El modelo *Hydrus-1D*, es una de las herramientas computacionales que simula el transporte de agua, calor y solutos en una, dos y tres dimensiones en un medio poroso variablemente saturado sobre la base numérica del elemento finito.

En virtud de lo anterior, el objetivo de este capítulo es acoplar la información del percolado obtenida del modelo HELP3 como condiciones de frontera en el *Hydrus-1D*, con el propósito de simular el flujo y transporte vertical en la zona no saturada de los lixiviados provenientes del fondo de un sitio activo no controlado de residuos sólidos municipales. De tal modo que, se conozca su evolución temporal dentro de la zona no saturada, así como las transformaciones químicas que experimentan los iones Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Na^+ , Mg^{+2} y Fe^{+2} , al suponer que interactuar en la zona no saturada con la infiltración de agua subterránea. En este estudio, nos auxiliamos del *Hydrus-1D* versión 4.16 desarrollado en el Laboratorio de Salinidad de los EUA, en cooperación con el Centro Internacional de Modelación del Agua Subterránea (IGWMC), la Universidad Riverside de California y la empresa PC-Progress Inc., así como del programa informático PHREEQC versión 3 (Parkhurst y Appelo, 2013)

4.2 Materiales y método

4.2.1 Modelo de flujo en un medio parcialmente saturado

El flujo de agua en la zona no saturada usualmente se describe por la combinación de la ecuación de continuidad y de Buckingham-Darcy, tal como se describen en las ecuaciones 4.1 y 4.2 respectivamente. La primera ecuación describe los cambios temporales del contenido de agua en un volumen de suelo dado, debido a la variación espacial del flujo de agua y a las contribuciones por fuentes o sumideros. En tanto que, la segunda ecuación es el resultado de expresar la Ley de Darcy en forma diferencial para un medio parcialmente saturado, que fue

establecida por Buckingham en 1907. Las dos ecuaciones antes mencionadas se expresan de la siguiente manera:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q}{\partial z} - S \quad (4.1)$$

$$q = -K(\theta) \frac{\partial h}{\partial z} \quad (4.2)$$

donde $\theta [L^3.L^{-3}]$ es el contenido volumétrico del agua, $t [T]$ es el tiempo, $q [L.T^{-1}]$ es la densidad de flujo volumétrico, $z [L]$ es la coordenada espacial donde el signo negativo representa la dirección vertical descendente, $K [L.T^{-1}]$ es la conductividad hidráulica, S es el término asociado con la fuente o sumidero $[L^3.L^{-3}T^{-1}]$ y $h [L]$ es la carga hidráulica. Buckingham, (1907), al expresar la Ley de Darcy en forma diferencial, considerando un medio parcialmente saturado, encontró que la K es una función del contenido de agua $K=K(\theta)$. Esto significa, que una pequeña alteración en θ conducirá a un disminución o incremento significativo en K , ya que en muchos suelos ésta variable puede presentar una diferencia importante en su magnitud, tanto en la zona no saturada como en la zona saturada. Normalmente, se ha asumido que el flujo no saturado tiene principalmente una dirección vertical, contrario al flujo saturado, el cual usualmente es horizontal o paralelo a las capas impermeables en un acuífero (Brutsaert, 2005).

En tal sentido, la combinación del balance de masa o ecuación de continuidad con la Ley de Darcy-Buckingham, conduce a la expresión matemática (4.3) denominada ecuación de Richard. Esta ecuación diferencial parcial describe el flujo de agua vertical descendente en la zona vadosa y es fuertemente no lineal, ya que θ , h y K en un medio poroso no saturado no tienen alguna relación directa o lineal. Si el vínculo entre θ , h y K se conoce, entonces la ecuación de Richard puede solucionarse numéricamente para varias condiciones de frontera (Dam et al., 2004).

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S \quad (4.3)$$

4.2.2 Propiedades hidráulicas no saturadas del suelo

La solución de la ecuación de Richard (4.3) requiere del conocimiento de las propiedades hidráulicas del suelo no saturado obtenidas de la curva de retención de humedad $\theta(h)$, la cual relaciona el contenido de humedad θ con la carga de presión h , así como de la función de conductividad hidráulica no saturada $K(h)$, que define la K como función de θ y h . En tal sentido, *Hydrus-1D* dispone de cinco modelos analíticos distintos para la estimación de las propiedades hidráulicas del suelo (Brooks y Corey, 1964; van Genuchten, 1980; Vogel y Cisrelová, 1988; Kosugi, 1996; Durner, 1994).

Puesto que cada modelo analítico presenta sus particularidades, Cornelis et al., (2005) realizó un estudio comparativo para conocer qué modelo describía mejor la curva de retención de humedad, concluyendo que el modelo de van Genuchten (1980) tiene el mejor desempeño en términos del error de la raíz media cuadrática y el coeficiente de determinación. Conforme a lo anterior, en el presente estudio se consideró el modelo de van Genuchten (1980), debido a su uso extendido y a la cantidad reducida de parámetros. Dicha formulación esta implementada en *Hydrus-1D*, donde la relación para la saturación efectiva $\theta_e [L^3.L^{-3}]$ esta definida por la ecuación 4.4.

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + (\alpha|h|^n)]^{-m} \quad (4.4)$$

La expresión algebraica 4.4 se puede reordenar de modo que el contenido de agua $\theta [L^3.L^{-3}]$ quede en términos de la carga hidráulica $[L]$ como se muestra en la ecuación 4.5.

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha|h|^n)]^m} \quad (4.5)$$

donde $\theta_r [L^3.L^{-3}]$ representa el contenido de agua residual, $\theta_s [L^3.L^{-3}]$ es el contenido de agua cuando el medio poroso está saturado, $\alpha [L^{-1}]$ es un parámetro relacionado con el inverso del valor de la presión de entrada de aire, en tanto n y m son valores empíricos adimensionales

vinculados con la distribución del tamaño del poro en el suelo, cuyos valores están definidos en la ecuación (4.6).

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (4.6)$$

Asimismo, como una de las opciones que tiene el modelo *Hydrus-1D* es posible estimar la conductividad hidráulica no saturada en términos de los parámetros de retención de agua del suelo. Esta función está integrada con base en el mismo modelo de van Genuchten combinada con el modelo estadístico de Mualem, (1979) para obtener una ecuación predictiva. Dicha expresión, está representada por la ecuación 4.7.

$$K_r(h) = \frac{K(h)}{K_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{0.5} \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{1/m} \right]^m \right\}^2 \quad (4.7)$$

en donde la conductividad hidráulica relativa (adimensional) se denota como $K_r(h)$, mientras tanto que $K(h) [L.T^{-1}]$ representa la conductividad hidráulica no saturada, en tanto que, $K_s [L.T^{-1}]$ representa la conductividad hidráulica saturada.

4.2.3 Transporte de contaminantes en la zona no saturada

Los mecanismos de migración de contaminantes en un medio poroso incluyen procesos de transporte y atenuación. En tal sentido, los dos procesos de transporte básicos son la advección y dispersión. El primero, se refiere al movimiento de los contaminantes con el flujo del agua, el segundo, es la mezcla aparente y esparcimiento de los contaminantes en el sistema de flujo. El componente de mezclado, frecuentemente llamado dispersión mecánica, surge de la alteración de la velocidad en el medio poroso. Por otro lado, el componente de esparcimiento, conocido como difusión química, surge del gradiente químico potencial presente en el fluido. En muchos casos, los efectos de la dispersión mecánica no pueden ser separados de la difusión química y, por lo tanto los dos términos son agrupados en un solo parámetro llamado coeficiente de dispersión hidrodinámico.

En tanto, se cree que el proceso de adsorción es el factor más importante en la atenuación de la migración de los contaminantes, el cual ocurre entre éstos y las partículas del suelo (Zhang y Qiu, 2010). Así, la ecuación diferencial parcial que describe el transporte unidimensional de contaminantes no volátiles bajo un flujo estable en un medio poroso parcialmente saturado se define como:

$$\frac{\partial(\theta Rc)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_h \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \frac{\partial(qc)}{\partial z} - \phi \quad (4.8)$$

donde c es la concentración [$M.L^{-3}$], D_h es el coeficiente de dispersión hidrodinámico [$L^2 T^{-1}$] que considera tanto la dispersión mecánica y difusión molecular (Fetter, 1999), ϕ es la velocidad de cambio de masa por unidad de volumen debido a reacciones químicas o sumideros [$M.L^{-3}T^{-1}$]. El modelo *Hydrus-1D* considera, en general, una ecuación de sorción no lineal que puede ser simplificada por medio de la isoterma de Langmuir o Freundlich (Šimůnek et al., 2005). En este caso, se asumió una adsorción lineal de la forma:

$$s = K_d c \quad (4.9)$$

donde K_d es el coeficiente de distribución [$L^3 M^{-1}$] y s es la concentración sorbida [$M.M^{-1}$]. La sorción lineal conduce a la definición del factor de retardo R (adimensional):

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} \quad (4.10)$$

en donde ρ_d es la densidad de masa seca del medio poroso [$M.L^{-3}$]. En la simulación de transporte de solutos en la zona vadosa, el modelo *Hydrus-1D* usa la ecuación de dispersión-advención para solutos inertes y no adsorbidos durante el flujo de agua unidimensional cuya forma es:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad (4.11)$$

donde $D'=D(\theta)$ es el coeficiente de dispersión longitudinal [L]. La ecuación 4.11, es frecuentemente denominada como ecuación de dispersión-advección o ecuación convección-dispersión (Swartjes, 2011).

4.2.4 Datos de entrada

En esta investigación, como etapa previa a la simulación, fue necesario construir un modelo conceptual del perfil granular que se ubica debajo del vertedero, considerando la información de estudios previos desarrollados en la cuenca alta del Río Lerma (Expósito, 2012; Hancox et al., 2010). Sobre éste modelo, se impuso una condición de flujo variable en la superficie del perfil de suelo (fondo del vertedero), considerando como valores iniciales los datos de percolado diarios obtenidos con el modelo HELP3 ilustrados en la figura 4.1. En el fondo del dominio de flujo se estableció una condición de libre drenado, que representa la altura de la columna de suelo y la profundidad del nivel freático del acuífero. El tiempo de simulación del flujo de humedad fue obtenido para uno, tres y cinco años. Estos tiempos fueron elegidos como representativos del funcionamiento continuo del vertedero.

Considerando los resultados de granulometría reportados en el capítulo dos, la información del modelo conceptual del perfil de suelo y con la ayuda del programa computacional RETC, desarrollado por van Genuchten et al., (1991), fue posible conocer los parámetros hidráulicos θ_r , θ_s , α , n y K_s de cada estrato presente en el perfil de suelo, cuya información se presenta en la tabla 4.1. Por otra parte, en el proceso de modelación de solutos con el modelo *Hydrus-1D* se asumió una condición de concentración en la frontera superior, así como un gradiente de concentración cero (libre drenado) en la frontera inferior, con una concentración en la fase líquida como condición inicial. El K_d , fue asumido de $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ y un valor de dispersividad de 2 m (Šimůnek et al., 2008; Zheng y Bennett, 1995).

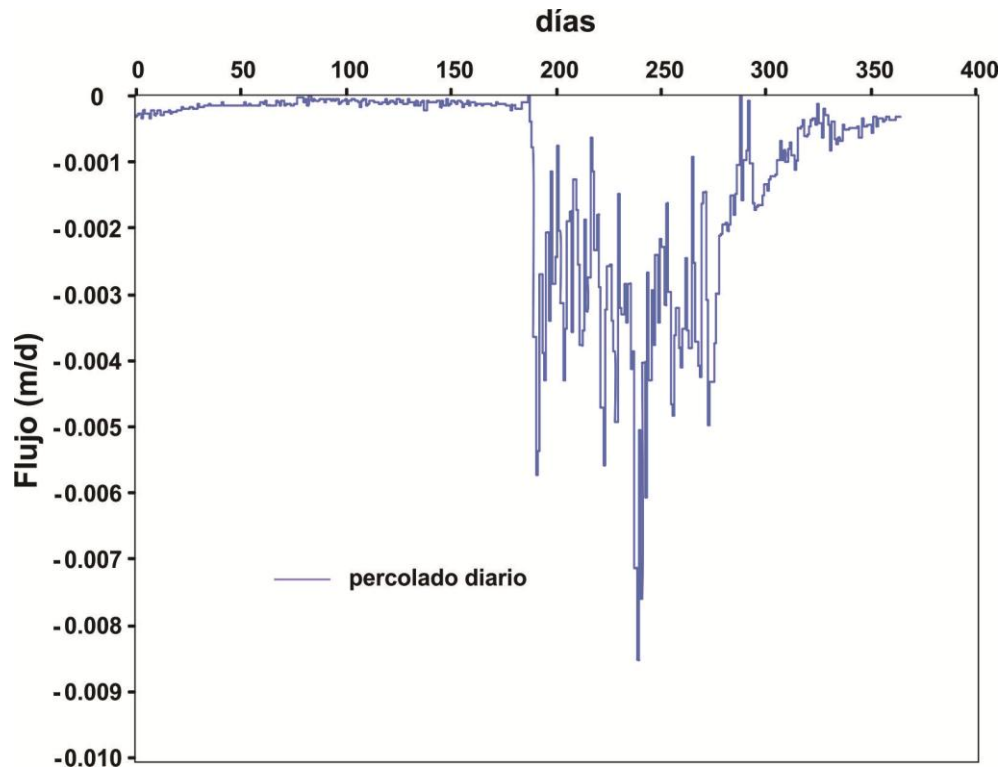


Figura 4.1. Percolado diario de lixiviados obtenido con el modelo HELP3 para una anualidad

Tabla 4.1. Parámetros hidráulicos del suelo obtenidos con el código RETC para los estratos identificados en el perfil de suelo ubicado por debajo del vertedero.

| Material | Espesor de la capa (m) | θ_r | θ_s | α (1/m) | n | K_s (m/día) | l |
|--------------------------|------------------------|------------|------------|----------------|------|---------------|-----|
| Arena | 7 | 0.045 | 0.43 | 14.5 | 2.68 | 7.128 | 0.5 |
| Arena con arcilla y limo | 4 | 0.1 | 0.39 | 5.9 | 1.48 | 0.3144 | 0.5 |
| Arena | 19 | 0.045 | 0.43 | 14.5 | 2.68 | 7.128 | 0.5 |

En relación a las especies químicas que se forman una vez que los lixiviados se infiltran en la zona no saturada, se asumió que éstos en su recorrido hacia los estratos más profundos del subsuelo interactúan con infiltraciones de agua subterránea, formándose una mezcla de lixiviados-agua subterránea con nuevas especies químicas. La modelación de este fenómeno fisicoquímico se realizó mediante el uso del programa informático PHREEQC versión 3 (Parkhurst y Appelo, 2013), siendo necesario en este caso la creación de un archivo de entrada con la información de las propiedades físicas y composición de los lixiviados reportada en el capítulo tres de este trabajo. El modelo PHREEQCV3 procesó los datos contenidos en el archivo de entrada, que posteriormente permite obtener un fichero de salida con la información de las nuevas especies formadas. La estructura de estos archivos se presenta en el anexo II.

4.3 Resultados y discusión

4.3.1 Modelo conceptual del perfil estratigráfico del subsuelo

El modelo conceptual del perfil estratigráfico propuesto se presenta en la figura 4.2, el cual se integró de dos materiales granulares: uno de arena con grava y otro de arena con arcilla y limo. El estrato más superficial, que se sitúa debajo del fondo del vertedero, tiene un espesor de siete metros y se integra principalmente de arena y grava. Por debajo de éste, se identificó uno de menor permeabilidad constituido de una combinación de arena, arcilla y limo con un espesor de cuatro metros. Finalmente, se ubicó en el fondo del perfil un estrato de arena con grava, cuyo espesor fue establecido en 19 *m*. Los parámetros hidráulicos de las dos capas de suelo obtenidas con el código RETC (van Genuchten, 1991) se resumen en la tabla 4.1. Por otro lado, se observa en la figura 4.1 que los datos de flujo diario de lixiviado, obtenidos mediante la ejecución del modelo HELP3, oscilaron entre 0.0001 *m/d* y 0.0085 *m/d*. Así mismo, los valores de flujo de lixiviados más elevados se presentaron entre el día 180 y el 275 que coinciden con el periodo de lluvias que incrementa el flujo de infiltración.

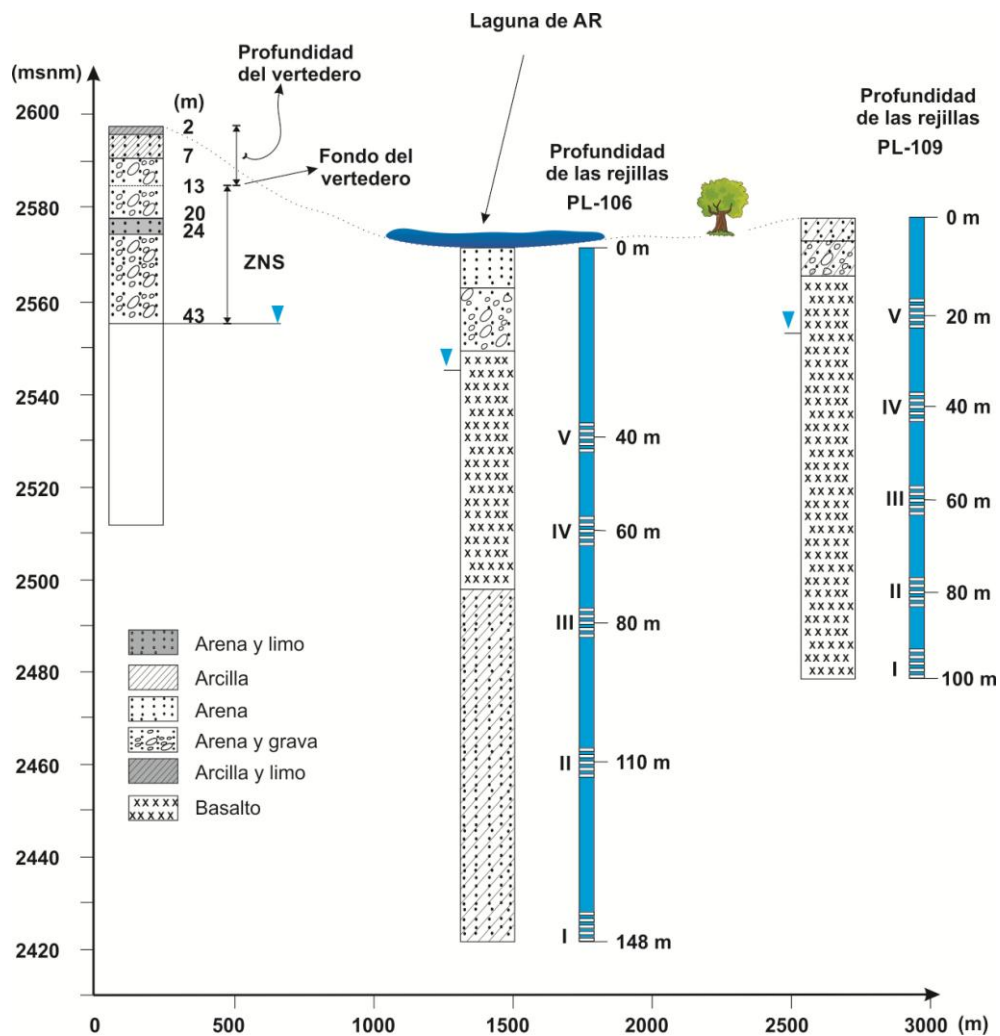


Figura 4.2. Modelo conceptual del perfil estratigráfico del suelo que se asumió en la modelación de flujo y transporte de contaminantes. La estratigrafía fue definida con la información de los multipiezómetros PL-106 y PL-106 de la CONAGUA, así como la información consultada en Expósito, (2012) y con el estudio de Hancox et al., (2010) realizado en la región de Almoloya del Río.

4.3.2 Modelación de flujo y transporte de lixiviados para 365 días

El primer escenario de modelación con el modelo *Hydrus-1D* fue establecido en 365 días. Los resultados obtenidos se presentan en las gráficas de la figura 4.3. En la primer gráfica (a) se ilustra la distribución de los perfiles de contenido de humedad en el perfil de suelo para cuatro tiempos diferentes. Es notorio que el frente de humedad no es homogéneo, ya que la infiltración de lixiviados durante el intervalo de modelación no fue constante. De este modo, al inicio de la modelación el contenido de humedad en el perfil de suelo se encuentra ligeramente por encima del valor de θ_r , manteniéndose casi igual hasta el día 100, ya que durante ese intervalo de tiempo el flujo de humedad es muy bajo como se observa en la gráfica del inciso b.

En cambio, para el día 200 se puede observar un incremento significativo del flujo de humedad como resultado del aumento de la tasa de infiltración por la temporada de lluvias, alcanzando un máximo valor de 0.0034 m/d . Esta situación se refleja, por lo tanto, en el incremento del contenido de humedad en los primeros dos metros del perfil de suelo para después estabilizarse por debajo de esa profundidad. Después del día 200, el estrato más superficial muestra un mayor grado de saturación provocando que el frente de humedad, al final del año, alcance el estrato de arena limo arcillosa ubicado a siete metros por debajo del fondo del vertedero saturándolo parcialmente. Tal como se observa en el perfil de humedad, éste disminuye hasta valores mínimos en los nueve metros de profundidad debido al fin del periodo de lluvias.

De esta forma, se puede observar que en un año de simulación los resultados indican que el perfil de humedad alcanzó una profundidad de hasta nueve metros. En el caso de la modelación del transporte, se asumió una dispersividad longitudinal de 2 m (Zheng y Bennett, 1995), con y sin retardo. Con base a lo anterior, la gráfica del inciso c muestra el avance del perfil de concentración relativa sin considerar el retardo. Así, en ella se observa los perfiles a 100, 200 y 365 días, cuyos dos primeros perfiles tuvieron una profundidad casi similar alcanzando una distancia de dos metros, en tanto el del 365 días mostró un mayor avance logrando penetrar casi 10 m hasta el estrato de arena limo arcillosa.

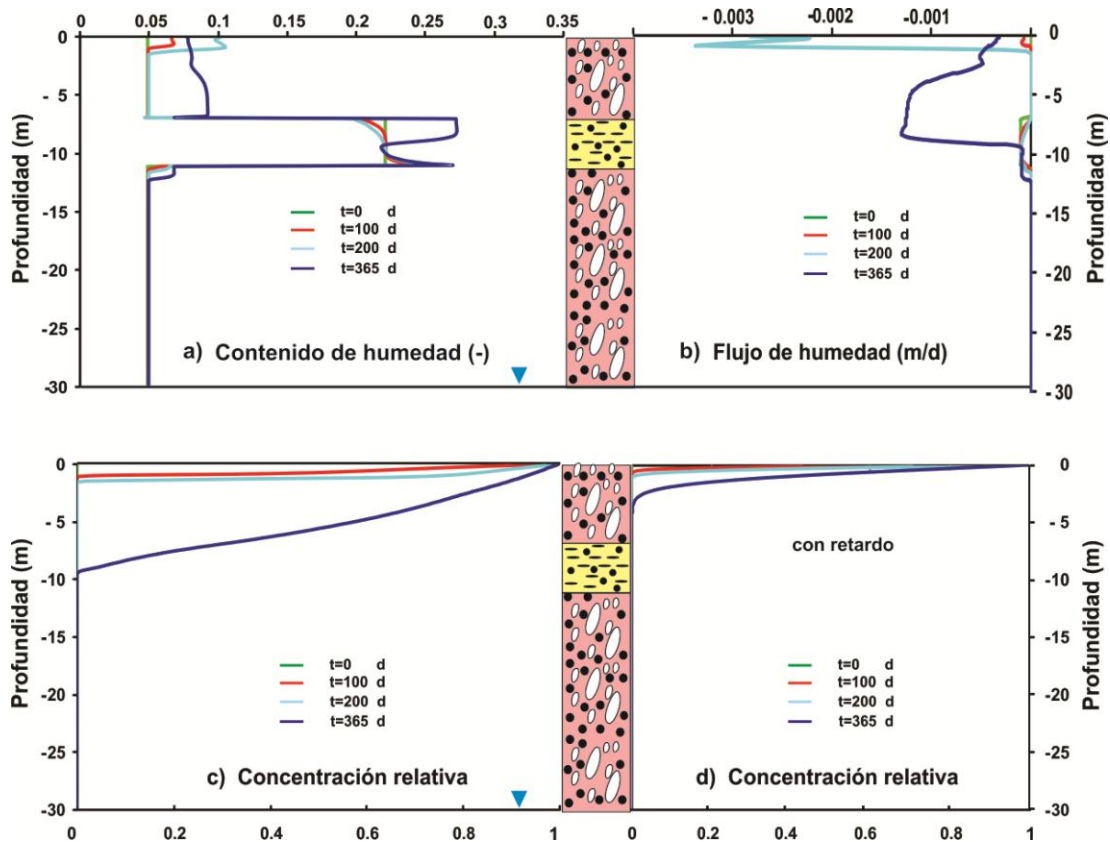


Figura 4.3. a) Gráfica con los perfiles de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. b) Gráfica con los perfiles de flujo de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. c) Gráfica con los perfiles de concentración relativa sin retardo obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad d) Gráfica con los perfiles de concentración relativa con un retardo de 4 unidades obtenidos después de un tiempo de simulación de 100, 200 y 365 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. Fuente: elaboración propia.

La diferencia de ésta última curva, sin duda, se debe a que después de los 200 días el flujo de humedad fue mayor. En cuanto a la gráfica de concentración relativa con retardo, se aprecia cómo el modelo *Hydrus-1D* pronostica que al final del año el perfil de concentración solo pudo alcanzar una profundidad de cuatro metros aproximadamente, un poco menos de la mitad en relación a la simulación sin retardo. Esta menor profundidad lograda por las curvas de concentración relativa en el perfil estratigráfico, se debe al efecto del coeficiente de distribución definido en la información de entrada del modelo, ya que de acuerdo a Šimůnek et al., (2008), un coeficiente de distribución de $1 \text{ m}^3/\text{kg}$ provoca un factor de retardo de 4 unidades. Lo anterior se puede entender como un mayor retraso en el tiempo de llegada de los contaminantes contenidos en un efluente entre dos puntos, conforme el factor de retardo incrementa.

4.3.3 Modelación de flujo y transporte de lixiviados para 1095 días

Un segundo escenario contempló un tiempo de simulación más amplio, el cual fue impuesto para un periodo de 1095 días o tres años. Los resultados obtenidos se presentan en las gráficas de la figura 4.4. De acuerdo a esta condición, se puede observar que el frente de humedad no es homogéneo a causa del comportamiento variable del proceso de infiltración del lixiviado generado durante el periodo de lluvia y seca, logrando penetrar hasta 18.2 m después de 730 días, con un índice de saturación del 0.31 en el estrato de arena limo arcillosa. Tomando en cuenta la misma trayectoria de infiltración, el perfil de humedad alcanza los 29 m a los 1095 días. En el caso del flujo de infiltración, considerando todos los tiempos entre el inicio y fin de la simulación, los resultados muestran primero un incremento y posteriormente una caída a causa de la producción temporal de lixiviados, teniendo un flujo máximo de 0.0013 m/d en el primer año, el cual para el segundo año aumenta a 0.0029 m/d .

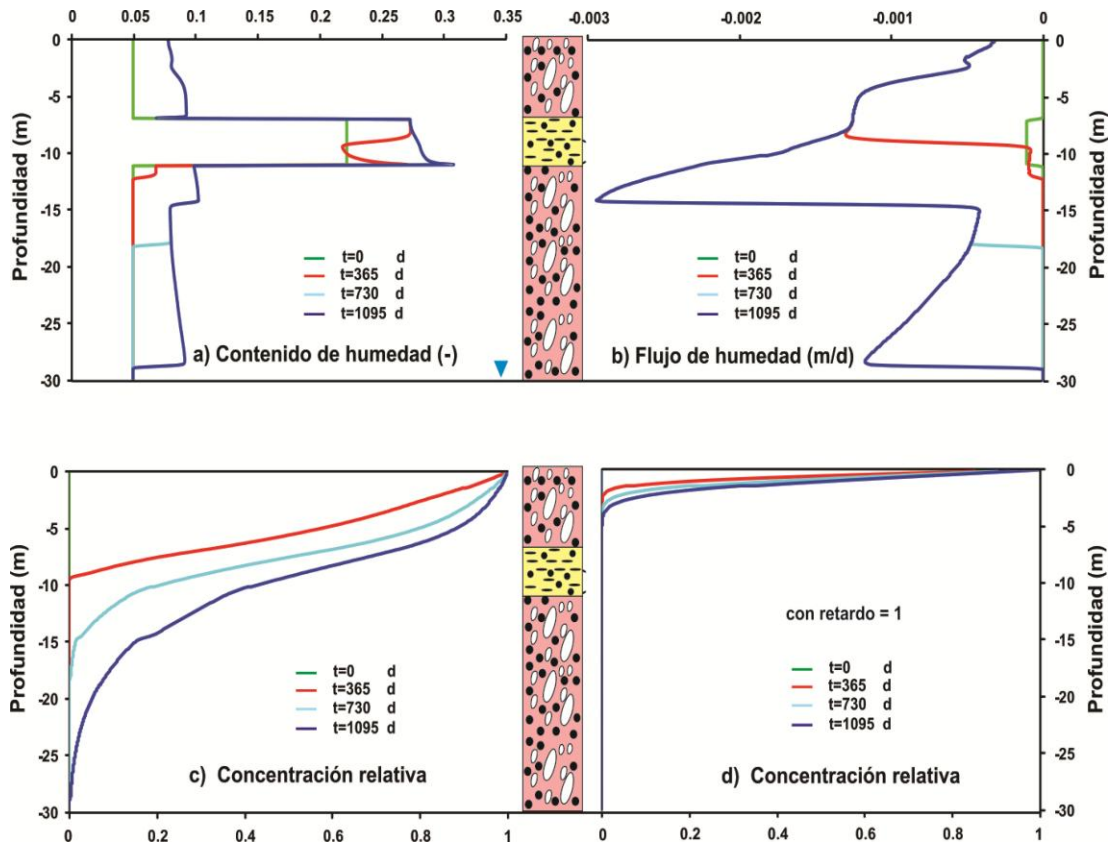


Figura 4.4 a) Gráfica con los perfiles de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. b) Gráfica con los perfiles de flujo de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. c) Gráfica con los perfiles de concentración relativa sin retardo obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad d) Gráfica con los perfiles de concentración relativa con un retardo de 4 unidades obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730 y 1095 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. Fuente: elaboración propia.

El incremento en la velocidad de flujo es a causa de que la columna de suelo se vaya humedeciendo progresivamente con el paso del tiempo, no obstante se puede observar que después de los 14.1 *m* el flujo disminuye significativamente como consecuencia del bajo contenido de humedad en el material granular a esa profundidad. Asimismo, para los tres años de simulación es posible ver que las curvas de concentración relativa van penetrando en profundidad gradualmente. Se tiene, por lo tanto, que a 365 días de simulación el perfil de concentración sin retardo alcanza los 10.1 *m*, en tanto que la de 730 días se infiltra hasta los 18.5 *m* y finalmente en la simulación para un tiempo de 1095 días el perfil concentración relativa alcanza una profundidad de 29 *m*. Una disminución importante se reflejó en la gráfica de concentración con retardo, donde bajo esta condición el perfil de concentración relativa no rebasó los cinco metros en el lapso de 1095 días, es decir, el avance de los contaminantes potenciales no alcanzan el estrato de arena limo arcillosa.

4.3.4 Modelación de flujo y transporte de lixiviados para 1825 días

Como parte del análisis del movimiento de lixiviados en la zona no saturada que subyace el vertedero, se realizó un tercer análisis de simulación considerando un tiempo de 1825 días equivalentes a cinco años. Los resultados muestran que si la percolación de lixiviados no es interrumpida o controlada el frente de humedad alcanzaría la zona saturada en el cuarto año, aunque es posible que no sea un frente homogéneo de humedad debido a las condiciones variables de percolación y al perfil estratigráfico que atraviesa el lixiviado. En tal circunstancia, el contenido de humedad en el fondo del perfil estratigráfico solo alcanza el 0.11 *v/v* como se observa en la gráfica del inciso (a). De igual modo en ese punto, el flujo de humedad únicamente tiene un poco menos de la mitad del máximo valor registrado en la parte media de la columna de suelo que fue de 0.003 *m/d*, tal como se aprecia en la gráfica del inciso (b).

En este contexto, el percolado acumulado que se infiltró en la zona saturada entre el intervalo de 1100 a 1825 días, estimado mediante la simulación con el modelo *Hydrus-1D*, fue de 0.72 *m*, que en términos cuantitativos representa un promedio de 0.001 *m/d*, tal como se observa en la gráfica de la figura 4.6. En el caso del perfil de concentración, se vio una correlación directa con el avance de la humedad, puesto que en el día 1460 la curva de concentración ya ha sobrepasado el fondo de la columna de suelo, teniendo para entonces una concentración relativa de aproximadamente 0.05, o su equivalente en *ppm* al referenciarla con las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos reportados en el capítulo 3. Al final del periodo de simulación del transporte de lixiviados sin retardo, la concentración relativa se incrementó a 0.15.

Por otra parte, en el caso de la simulación del transporte de solutos con retardo, se aprecia en la gráfica (d) de la figura 4.5 una disminución importante en el frente de concentración, dado que el mayor avance fue de 7 *m* después de cinco años de simulación, habiendo alcanzado tan solo la capa de arena limo arcillosa. Conforme a los resultados obtenidos para 1, 3 y 5 años de simulación, se puede destacar el cambio significativo en el contenido de humedad y velocidad de flujo en el perfil estratigráfico, cuyos efectos más visibles son entre la interface de arena y arena limo arcillosa, que indudablemente se debe a las propiedades hidráulicas de los materiales. En investigaciones similares, Ma et al., (2010) observaron en la simulación con el *Hydrus-1D* llevada a cabo en una columna de 3 *m* con cinco diferentes tipos de suelo, que la velocidad del frente de humedad sufría cambios cuando éste pasaba de un material a otro.

Así mismo, Jacques et al., (2008) en un estudio empleando el *Hydrus-1D*, donde evaluó los efectos del contenido y flujos de agua sobre las condiciones geoquímicas de un núcleo de suelo multicapa sujeto a condiciones atmosféricas, encontraron que hubo una alta variabilidad en el flujo de infiltración como consecuencia de los efectos climatológicos. De manera similar, en el caso del transporte de solutos es posible observar que el avance del perfil de concentración está estrechamente ligado con la progresión de la humedad a lo largo del perfil estratigráfico, lo que sin duda es un indicativo de que en ausencia de retardo, la advección es el proceso que desempeña el papel más importante en la migración de contaminantes.

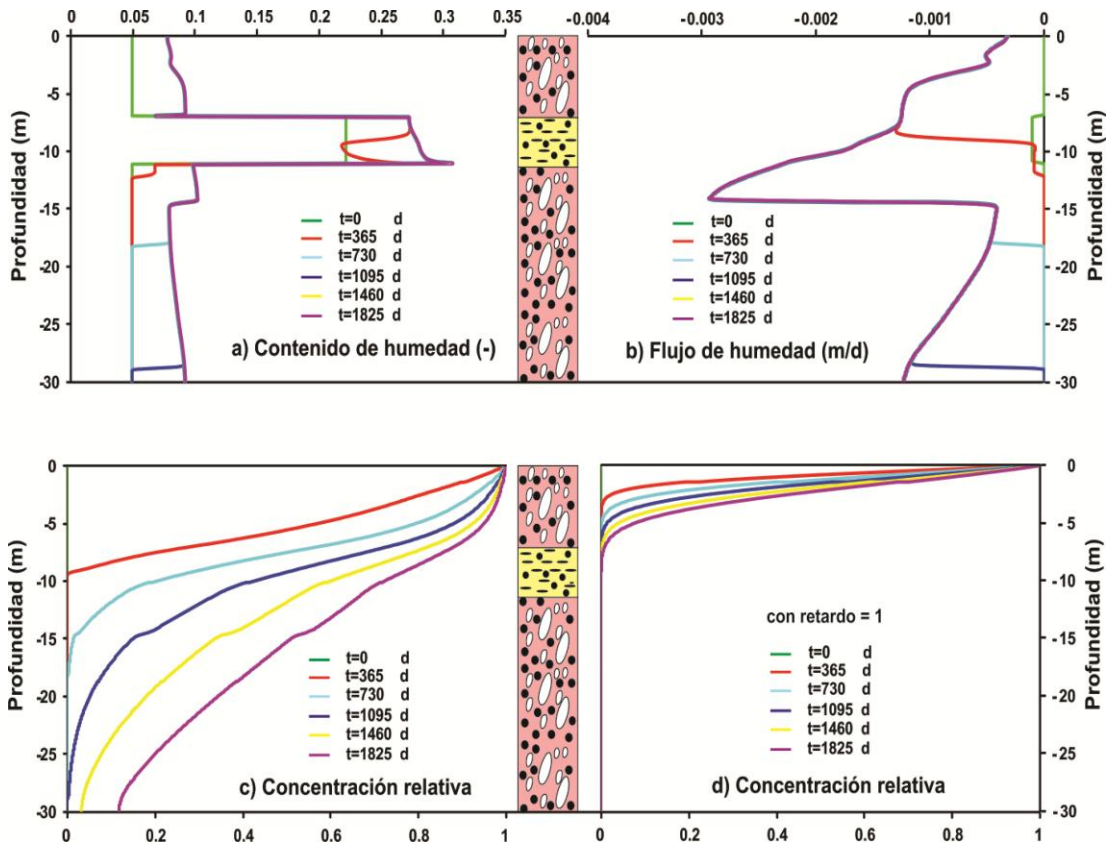


Figura 4.5 a) Gráfica con los perfiles de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. b) Gráfica con los perfiles de flujo de humedad obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. c) Gráfica con los perfiles de concentración relativa sin retardo obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad d) Gráfica con los perfiles de concentración relativa con un retardo de 4 unidades obtenidos después de un tiempo de simulación de 365, 730, 1095, 1460 y 1825 días sobre la columna de suelo de 30 m de profundidad. Fuente: elaboración propia.

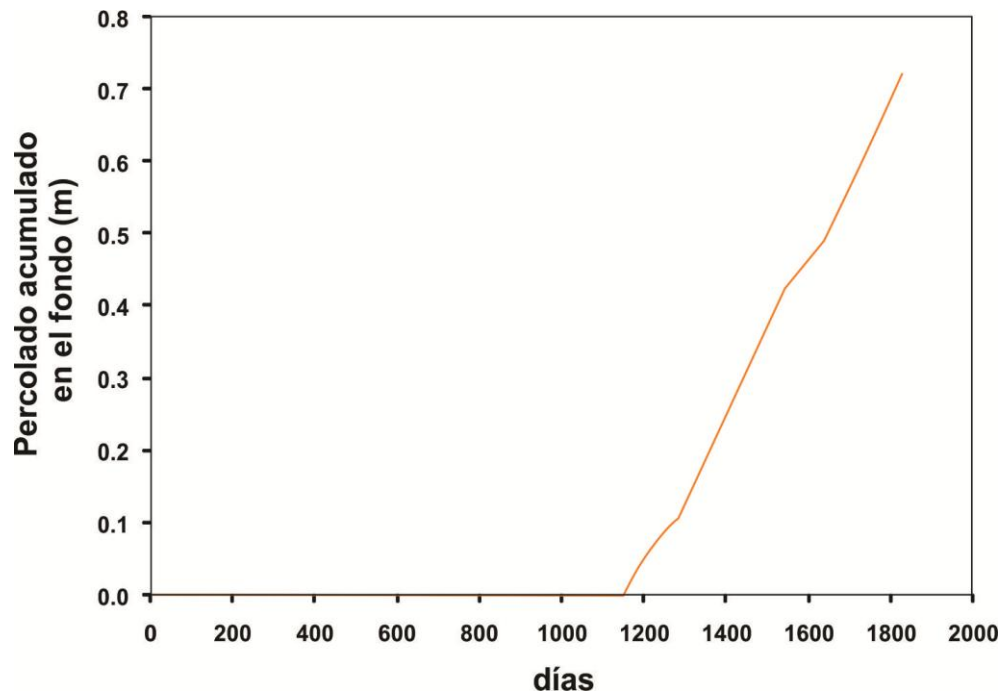


Figura 4.6. Gráfica del percolado acumulado dentro de la zona saturada después del día 1100. Fuente: elaboración propia.

Seguramente en un contexto donde predominen altos flujos de lixiviados, como probablemente sucede en el vertedero de AR durante la temporadas de lluvias, la advección es el proceso físico responsable del transporte de contaminantes hacia las capas subyacentes del subsuelo. Por el contrario, hubo una disminución significativa del frente de contaminación en la presencia de retardo, ya que como se observa en el periodo de simulación más prolongado la isolínea que penetra a mayor profundidad en el perfil de suelo alcanzó solo siete metros. El comportamiento anterior, se podría muy bien comparar con los resultados del estudio hecho por Zhang et al., (2010) en un vertedero de China, cuyo objetivo fue simular la migración en la zona no saturada de los lixiviados considerando los procesos de advección, dispersión y adsorción.

Los resultados de su modelación en donde se supuso un nivel estable de los lixiviados, con un coeficiente de retardo constante y el suelo bajo el vertedero homogéneo e isotrópico con una K_s de 10^{-8} m/s, mostraron que la concentración relativa de la pluma de contaminación después de 15 años fue muy baja a una profundidad de 35 m. No obstante, después de una segunda modelación donde la K_s se incrementó a 10^{-7} m/s encontraron que, en tan sólo tres años, la concentración relativa de la pluma de contaminación a esa misma profundidad fue del 0.1 % en relación a la concentración de la fuente de polución. De igual forma bajo esas mismas condiciones, la concentración se incrementó en un 10 % a los 6.3 años, concluyendo que los contaminantes fueron transportados más rápido por advección.

4.3.5 Modelación de especies químicas del flujo de lixiviados

Finalmente, como etapa complementaria se analizó el cambio de las especies químicas derivado de la mezcla de los lixiviados con infiltraciones de agua subterránea, cuyos resultados se sintetizan en la figura 4.7. Es preciso mencionar que la información adicional requerida para esta etapa de simulación, la conforman las propiedades fisicoquímicas de los lixiviados que fueron descritas en el capítulo tres de esta tesis, los cuales se emplearon como condiciones iniciales en el modelo PHREEQCV3 para su aplicación. De esta forma, la mezcla resultante presentó un pH de seis con un potencial redox de -1.88, indicativo de un ambiente reductor. Bajo estas condiciones, el resultado de la modelación de especies indicó que los iones Na^+ y Cl^- predominaron con concentraciones mol de -1.875 y -2.137, debido a que éstos iones presentan una baja estabilidad electrónica que los limita para participar en reacciones químicas (Erses et al., 2008).

El ion SO_4^{-2} estuvo presente en una concentración mol de -2.349, seguido del $MgSO_4$, $CaSO_4$ y $FeSO_4$, en tanto que las condiciones reductoras permitieron la formación de H_2S , aunque en muy poca concentración (-5.618). Asimismo, con una menor presencia se tienen los iones Mg^{+2} , NH_4^+ y Fe^{+2} con una concentración mol de -2.912, -3.549 y -4.515 respectivamente. En el mismo contexto, se formaron especies derivadas en menor cantidad como el amónico (-7.096), sin embargo, no hubo formación de NO_3^- a causa del ambiente reductor. No obstante, este anión se puede formar si la mezcla lixiviados-agua subterránea entra en contacto consecutivo con agua subterránea fresca. Del mismo modo, sobresale la presencia del ion Fe^{+2} sobre el ion Fe^{+3} , ya que el ambiente reductor limitó la formación de éste último. Otros compuestos secundarios asociados como los bicarbonatos presentaron mayor concentración en relación a los carbonatos, debido principalmente al pH casi neutro que predominó después de la mezcla lixiviados-agua subterránea simulada en un estrato de suelo no saturado.

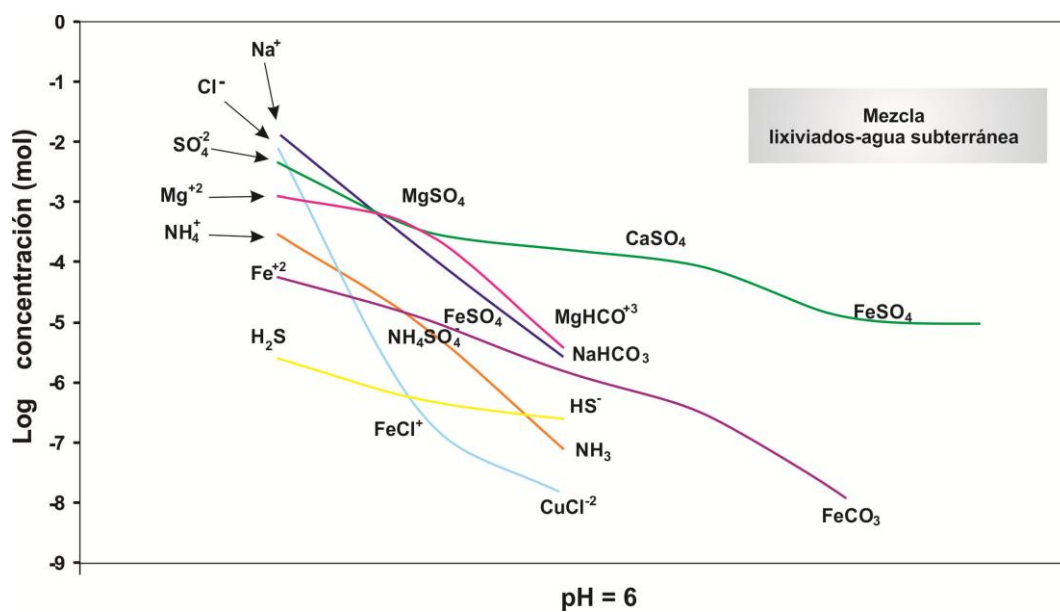


Figura 4.7. Gráfica de especies químicas formadas al mezclarse lixiviados con agua subterránea. Se observa el predominio de iones, y en menor concentración compuestos asociados con bicarbonatos, sulfatos y carbonatos. Fuente: elaboración propia.

4.4 Conclusiones

Los resultados de esta tesis muestran que es posible acoplar al modelo *Hydrus-1D*, los datos de infiltración de lixiviados obtenidos diariamente con el modelo HELP3 en una etapa previa. Por lo tanto, el modelo de flujo reveló, que en el cuarto año de simulación el perfil de humedad logró alcanzar el fondo de la columna de suelo de 30 m de profundidad considerada para el análisis de flujo y transporte de solutos. Por consiguiente, si el vertedero empezó a recibir residuos sólidos municipales desde 1997, y conforme a las mediciones llevada a cabo en la base del tiradero que indicaron un material geológico con una permeabilidad del orden de 10^{-6} m/s, sería aventurado afirmar que la contaminación no esté migrado más allá de la zona no saturada actualmente. Aunque es probable que de producirse ésta situación, la concentración de los lixiviados al estar entrando en el acuífero sea relativamente baja, como muestra la simulación por medio de las isolíneas de concentración obtenidas en el presente estudio.

La mezcla obtenida de lixiviados con agua subterránea presenta un valor del *pH* de seis y un potencial redox de -1.884, cuyas especies químicas predominantes obtenidas después de la simulación efectuada con el modelo PHREEQC V3, son los iones Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Mg^{+2} , NH_4^+ y Fe^{+2} , y en menor concentración los bicarbonatos y carbonatos. No obstante, es importante considerar que las condiciones geoquímicas son un factor importante, ya que ellas determinan la especiación de los elementos involucrados, así como su movilidad y biodisponibilidad.

A pesar de las suposiciones hechas para implementar los escenarios de simulación, es evidente que los modelos *Hydrus-1D* y PHREEQC, son herramientas útiles para simular el movimiento de infiltración y el proceso de transporte reactivo y sin reacción de solutos en un medio poroso no saturado, obteniéndose diferentes escenarios conforme al planteamiento de las condiciones iniciales y de frontera. Sin embargo, es claro que validar los resultados del modelo requiere del conocimiento de una mayor cantidad de información de las concentraciones e información detallada del vertedero, representando una inversión de recursos económicos y humanos más grande. Además, no es posible extrapolar los resultados de otras investigaciones debido a la naturaleza sumamente compleja de la zona vadosa en cada sitio de estudio.

REFERENCIAS

- Brooks, R.H. and Corey, A.T. 1964.** Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Paper No. 3*. Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Brutsaert, W. 2005.** Hydrology. An Introduction. Cornell University, New York. ISBN:9780521824798. 599 pp
- Buckingham, E. 1907.** Studies on the movement of soil moisture. *Bulletin 38*. USDA Bureau of Soils, Washington, DC.
- Campbell, G.S. 1974.** A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.* 117. pp 311-314.
- Clapp, R.B. and Hornberger, G.M. 1978.** Empirical equation for some soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.* 14. pp 601-604.
- Cornelis, W.M., Khlosi, M., Hartmann, R., Van Meirvenne, M. and De Vos, B. 2005.** Comparison of unimodal analytical expressions for the soil-water retention curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69 (6). pp 1902-1911.
- Dam, J.C.V., De Rooij, G.H., Heinen, M., Stagnitti, F. 2004.** Concepts and dimensionality in modeling unsaturated water flow and solute transport. In: Feddes RA, de Rooij GH, van Dam JC (eds) *Unsaturated-zone Modeling: progress, challenges and applications*. Kluwer, Wageningen, pp 1–36
- Damodhara, Rao, M., Raghuvanshi, N.S. and Singh, R. 2006.** Development of a physically based 1d-infiltration model for irrigated soils. *Agricultural Water Manag.* 85. pp 165-174.
- Durner, W. 1994.** Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure, *Water Resour. Res.*, 32(9). pp 211-223.
- Erses, A.S., Onay, T.T. and Yenigun, O. 2008.** Comparison of aerobic and anaerobics degradation of municipal solid waste in bioreactor landfill. *Bioresource Tech.* 99. pp 5418-5429
- Expósito, C. J.L. 2012.** Características hidrodinámicas e hidroquímicas del acuífero multicapa del valle de Toluca y sus implicaciones en la optimización de estrategias para la protección del agua subterránea. Tesis Doctoral. UAEM.
- Fetter, C.W. 1999.** Contaminant hydrology. Upper Saddle River, Prentice Hall, 458 pp
- Gardner, W.R. 1958.** Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Sci.* 85. pp 228-232.

- Hancox, J., Garfias, J., Aravena, R., and Rudolph, D. 2010.** Assessing the vulnerability of over-exploited volcanic aquifer systems using multi-parameter analysis, Toluca Basis, Mexico. *Environ. Earth Sci.* 59. pp 1643-1660.
- Hilten, R.N., Lawrence, T.M., and Tollner, E.W. 2008.** Modeling stormwater runoff from green roofs with HYDRUS-1D. *J. Hydrol.* 358. pp 288–293.
- Hutson, J.L. and Cass, A. 1987.** A retentivity function for use in soil-water simulation models. *J. Soil Sci.* 38. pp 105-113.
- Jacques, D., Šimůnek, J., Mallants, D., and van Genuchten, M.Th. 2008.** Modelling coupled water flow, solute transport and geochemical reactions affecting heavy metal migration in a podzol soil. *Geoderma.* 145. pp 449-461.
- Jiang, S., Pang, L.P., Buchan, G.D., Šimunek, J., Noonan, M.J., Close, M.E., 2010.** Modeling water flow and bacterial transport in undisturbed lysimeter under irrigations of dairy shed effluent and water using HYDRUS-1D. *Water Res.* 44. pp 1050–1061.
- Kandelous, M.M., and Šimůnek, J. 2010.** Comparison of numerical, analytical and empirical models to estimate wetting pattern for surface and subsurface drip irrigation. *Irrig. Sci.* 28. pp 435–444.
- Kosugi, K. 1996.** Lognormal distribution model for unsaturated soil hydraulic properties, *Water Resour. Res.*, 32(9). pp 2697-2703.
- Lei, Z., Yang, S., Xie, S., 1988.** Soil water dynamics. Tsinghua University Press. Beijing.
- Ma, Y., Feng, S., Su, D., Gao, G., and Huo Z. 2010.** Modeling water infiltration in a large layered soil column with a modified Green-Ampt model and HYDRUS-1D. *Computer and Electronics in Agriculture.* 71S. pp S40-S47.
- Mualem, Y., 1976.** A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, *Water Resour. Res.*, 12(3). pp 513-522.
- Parkhurst, D.L., and Appelo, C. A.J. 2013.** Description of input and examples for PHREEQC version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 pp.
- Rumynin, V.G. 2011.** Subsurface solute transport models and case histories. Theory and applications of transport in porous media 25, DOI 10.1007/978-94-007-1306-2_1. Springer science+business media B.V
- Russo, D. 1988.** Determining soil hydraulic properties by parameter estimation: On the selection of a model for the hydraulic properties. *Water Resour. Res.* 24. pp 453-459.

- Selker, J.S., Keller, C.K. y McCord, J.T. 1999.** Vadose zone processes. Lewis publishers, Boca Raton, FL, 353 pp.
- Šimůnek, J., and van Genuchten, M.Th. 2008.** Modeling nonequilibrium flow and transport processes using HYDRUS. *Vadose Zone J.* 7. pp 782-797.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., and van Genuchten, M.Th. 2012.** The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.15, *HYDRUS Software Series 3*, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, 338 pp.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M.Th., and Šejna, M. 2005.** The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensionale movement of water, heat, and multiple solute in variably-saturated media. Version 3.0 HYDRUS Software Ser.1. Dep. Environ. Sci. Univ. of California, Riverside.
- Stephens, D.B. 1995.** Vadose zone hydrology. Lewis publishers. Boca Raton, FL, CRC. 368 pp
- Swartjes, F.A. 2011.** Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application, DOI 10.1007/978-90-481-9757-6. Springer science+business media B.V.
- van Genuchten, M.Th. 1980.** A close-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44. pp 892-898.
- van Genuchten, M.Th., Leij, F.J. and Yates, S.R. 1991.** The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA Report 600/2-91/065. US Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA
- Vogel, T., and Císlerová, M. 1988.** On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve, *Transport in Porous Media*, 3. pp 1-15.
- Zhang, W.J. and Qiu, Q.W. 2010.** Analysis on contaminant migration through vertical barrier walls in a landfill in China. *Environ Earth Sci.* 61. pp 847-852.
- Zheng, C., and Bennett, G.D. 1995.** Applied contaminant transport modeling. Theory and practice. ISBN 0-442-01348-5. 443 pp.

Capítulo 5

Conclusiones y recomendaciones

Los residuos sólidos municipales confinados en vertederos, que operan sin ninguna medida de protección ambiental, con frecuencia están expuestos a la precipitación pluvial que provoca el lixiviado de los RS, que al migrar ponen en riesgo de contaminación a los cuerpos de agua superficial o subterránea más cercanos. Ante tal riesgo ambiental, se desarrolló el presente trabajo de investigación en el vertedero de residuos sólidos del municipio de Almoloya del Río, con el objetivo de conocer mediante un ejercicio de simulación el avance vertical de la pluma de lixiviados en la zona no saturada y la evaluación del transporte de contaminantes bajo los procesos hidrodinámicos de advección-dispersión. La integración del proyecto involucró la recopilación de información de laboratorio y campo, que en conjunto con el uso de herramientas informáticas permitieron alcanzar resultados que brindaron un diagnóstico de la situación actual y futura del sitio de estudio.

Por lo tanto, una vez cumplidos los objetivos trazados se pudo concluir que el material granular asentado en el fondo del vertedero tiene una buena capacidad de drenaje, ya que la K_s obtenida de las pruebas de infiltración fue del orden de 10^{-6} m/s, solo diez veces menor a la de los RS confinados. Este valor de K_s , es relativamente elevada comparada con la que presentan los limos y arcillas (10^{-7} - 10^{-9} m/s), que son considerados materiales de baja permeabilidad hidráulica para fines de la evaluación de la infiltración. Aunque, se recomienda ampliar el espectro de puntos de medición con tiempos de duración de prueba más prolongados a los reportados en este trabajo, de tal modo que se tenga mayor certidumbre en el valor de K_s . Así mismo, es conveniente fortalecer la información de los parámetros hidráulicos y composición estratigráfica con pruebas de penetración, recuperación de muestras granulares a estratos más profundos o alguna otra técnica que coadyuve en la obtención de información, como podrían ser los estudios geofísicos.

Del mismo modo, para los residuos sólidos se recomienda mayor número de pruebas de infiltración, así como profundizar en la investigación del número de capas, el acomodo y compactación de los residuos considerando metodologías de geotecnia aplicada a RS. Sin duda, la ampliación del estudio de los residuos, combinando pruebas de campo y laboratorio, mejorará la interpretación y comparación de la información, que indudablemente permitirá conocer mejor la naturaleza heterogénea prevaleciente dentro de una celda de confinamiento de RS. Con estos conocimientos, el proceso de formación de lixiviados será modelado con un enfoque más realista.

En cuanto a la hidrogeoquímica, se observó diferencias en la concentración de los lixiviados formados durante la temporada de lluvia y sequia, situación atribuida al fenómeno de dilución provocado por la precipitación. Asimismo, este análisis permitió observar una variabilidad significativa en los parámetros fisicoquímicos medidos en los diferentes puntos de muestreo, que quizás resulta ser hasta cierto grado normal debido a la heterogeneidad en la composición de los residuos depositados en el vertedero. Derivado de los estudios analíticos a los lixiviados, se pudo concluir que dada la alcalinidad y la poca materia orgánica presente en ellos permiten afirmar que podrían haber empezado a estabilizarse. No obstante ello, se recomienda seguir con el muestreo en el vertedero para consolidar estos resultados.

Si bien los resultados de los análisis a los lixiviados son hasta cierto grado representativos de la sección del vertedero donde se instrumentó la red de monitoreo, no descarta el hecho que podrían obtenerse concentraciones muy diferentes en otras áreas del vertedero, por ejemplo cerca del frente de trabajo, debido a que este sitio sigue recibiendo los residuos colectados en el municipio. Desafortunadamente, una limitación que genera una mayor incertidumbre en cuanto a la concentración, estabilización, así como la cuantificación absoluta del volumen de los lixiviados producidos, es la ausencia de un sistema de captación y drenado de los lixiviados en el sitio de estudio.

La ampliación del estudio hidrogeológico, considerando la evaluación de la calidad del agua subterránea obtenida de los pozos del sistema Lerma más cercanos al vertedero, permitió concluir que el contenido iónico se encuentra dentro de los estándares para uso y consumo humano. Sin embargo, los resultados podrían no ser representativos dada la profundidad de los pozos y la distancia entre éstos y el vertedero, además que las muestras corresponden a una mezcla por efecto del bombeo y la longitud de las rejillas. En tal sentido, se recomienda la construcción de pozos de monitoreo en zonas muy próximas al tiradero, que faciliten la obtención de muestras de agua subterránea a profundidades específicas. Dentro de este contexto, la determinación de parámetros *in situ* como *pH*, *CE*, *SDT* y *OD* permitirían detectar de una forma muy rápida, y como fase preliminar, posibles alteraciones en la calidad del agua subterránea.

El uso de herramientas informáticas complementaron muy bien el presente estudio, donde la simulación del flujo de agua y transporte de solutos llevada a cabo con el modelo *Hydrus-1D*, a partir de los datos diarios de producción de lixiviados obtenidos con el modelo *HELP3*, pronosticaron un frente de humedad y concentración de solutos a uno, tres y cinco años de simulación. En tal contexto, bajo las suposiciones hechas en el modelo *Hydrus-1D*, se obtuvo que solo es necesario cuatro años de percolación para que el frente de humedad pueda alcanzar la zona saturada, como consecuencia de la alta permeabilidad de los estratos granulares que conforman la zona vadosa. Sin embargo, considerando el factor de retardo es posible que la pluma de contaminación tome más de cuatro años para alcanzar el punto sensible, constituyendo que los efectos sobre el acuífero no sean tan severos.

A pesar de ello, es necesario realizar la recopilación de información en campo que permita verificar los resultados obtenidos con el modelo *Hydrus-1D*. Del mismo modo, el análisis de escenarios de transporte reactivo con el modelo PHREEQCV3, en el contexto de esta investigación, mostró que es una herramienta potencialmente atractiva y muy útil para el estudio de los procesos de transporte reactivo en la zona no saturada. Aunque, se recomienda ampliar la investigación y estudio entorno a las condiciones geoquímicas de la matriz granular, ya que ellas determinan la especiación de los elementos involucrados, su movilidad y biodisponibilidad. Así mismo, es necesario tener presente que pequeñas variaciones en las condiciones geoquímicas pueden alterar significativamente la especiación y movilidad de algunos iones u otros constituyentes químicos. De este modo, validar los resultados de este modelo, como de cualquier otro, representa la inversión de recursos humanos, materiales y económicos que generalmente son en la mayoría de los casos limitados.

Por último, se puede afirmar que este estudio permitió crear una metodología soportada en distintos enfoques de investigación y uso de diferentes herramientas informáticas, cuyo uso sistemático permitió obtener un diagnóstico de los posibles riesgos ambientales derivados de la mala operación del vertedero no controlado de AR. En este contexto, los resultados obtenidos constituyen la base para el desarrollo de líneas de investigación que profundicen en los temas relacionados con las recomendaciones hechas en los párrafos previos. De este modo, se ha visto que los resultados de estudios vinculados con el tema de los residuos sólidos municipales son difícilmente extrapolables debido a factores como: la composición de los RS, operación del vertedero, clima y geología de la región donde se ha emplazado el vertedero, entre otros factores muy singulares.

ANEXO I

Parámetros que definen al Método de Balance de Agua (WBM) y procedimiento de cálculo para el vertedero de AR

La ecuación algebraica que define es WBM se expresa de la siguiente forma: $PERC = P - r/o - \Delta ST - AET$

1. Evapotranspiración potencial (PET): Estos valores son derivados a partir de la ecuación de Thornthwaite
2. Precipitación (P): Valores mensuales promedio, a partir de la información histórica que se pueden obtener de las estaciones climatológicas de interés.
3. Coeficiente de escurrimiento superficial ($C_{r/o}$): Se define estrictamente como la relación entre la tasa máxima de escurrimiento de un área y la tasa promedio de precipitación sobre esa misma área.
4. Escurrimiento superficial (r/o): Este valor representa la cantidad de precipitación que escurre de la superficie del vertedero, antes de que se infiltre hacia la cobertura del suelo colocada en la parte superior del vertedero.
5. Infiltración (I): Representa la cantidad de precipitación que ingresa en la capa de cobertura de suelo. Este valor es simplemente la diferencia entre la precipitación y el escurrimiento superficial ($I = P - r/o$).
6. Infiltración menos la evapotranspiración potencial ($I - PET$): Esta magnitud permite determinar los periodos de exceso y deficiencia de humedad en la capa de suelo. Un valor negativo de $I - PET$ indica las necesidades de agua requeridas en una zona potencialmente con vegetación. Un valor positivo de $I - PET$ indica el exceso de agua que está disponible durante un intervalo de tiempo del año para recargar y percolar humedad. En muchos lugares hay únicamente un periodo de humedad y uno de estiaje. Por lo tanto habrá solo

un escenario de diferencia negativas consecutivas y uno positivas. En lugares con valores anuales positivos de $I - PET$, la humedad del suelo al final del periodo húmedo es siempre el valor máximo de capacidad de retención de humedad.

7. Pérdida de agua potencial acumulada (Σ Negativos ($I - PET$)): Los valores negativos de $I - PET$ representan la pérdida potencial de agua acumulada mes por mes. En muchas áreas húmedas (aquellas en donde la suma de todos los valores de, $I - PET$, es positivo), el valor de la pérdida de agua potencial acumulada, con el cual inicia el acumulativo de valores negativos de $I - PET$ es cero. Dicho valor es asignado al último mes con valor positivo de $I - PET$. La razón principal de lo anterior, es que la humedad del suelo al final de la estación húmeda se encontrará en su capacidad de campo. En el caso de zonas secas, (aquellas en donde la suma acumulativa de $I - PET$ es negativo), la humedad del suelo al final de la estación humedad estará por debajo de su capacidad de campo. Por lo tanto, es necesario encontrar un valor inicial de Σ Negativos ($I - PET$) con el cual iniciar el valor de negativos acumulados de $I - PET$. Esto se hace utilizando el método de Thornthwaite de aproximaciones sucesivas.

8. Almacenamiento de humedad en el suelo (ST): Este factor representa la humedad del suelo, o la humedad retenida en el suelo, después de que una cantidad dada de pérdida o ganancia de agua potencialmente acumulada haya ocurrido. Para áreas húmedas, el valor inicial es estimado en su capacidad de campo, multiplicando el agua disponible por unidad de profundidad del suelo y la profundidad de la zona de raíces. Este valor inicial de ST es asignado al último mes con valor positivo de $I - PET$, como por ejemplo el último mes de la estación húmeda. En áreas secas, como por ejemplo los Ángeles, California la humedad del suelo al final de la estación húmeda estará por debajo de su capacidad de campo. Por lo tanto, en este caso el valor inicial, así como los subsecuentes, valores de ST deberán ser determinados a partir de las tablas de retención de humedad del suelo adecuadas, utilizando los valores de Σ Negativos ($I - PET$), calculados como se describe en el punto anterior.

Para determinar la humedad retenida en el suelo para cada mes, Thornthwaite desarrolló tablas de retención de humedad para varias capacidades de retención de agua. Después de que los valores mensuales de almacenamiento de humedad en el suelo para valores negativos de $I - PET$ han sido encontrados en las tablas respectivas, los valores positivos de $I - PET$, representan incrementos de humedad en el suelo que deben ser agregados a los valores mensuales de ST previos. Los valores de ST no pueden exceder el almacenamiento de humedad del suelo a su capacidad de campo. En ese sentido, cualquier exceso de $I - PET$ por encima de este máximo valor de ST se transformará en percolado.

9. Cambio en el almacenamiento de humedad del suelo (ΔST): Representa el cambio en la humedad del suelo mes a mes.
10. Evapotranspiración Actual (AET): Representa la cantidad actual de pérdida de agua durante un mes dado. En el caso de que la humedad del suelo sea despreciable, la tasa de evapotranspiración disminuirá por debajo de su tasa potencial, por lo tanto resultará en un valor de AET menor que el correspondiente valor de PET . Para aquellos meses donde $I - PET$ es positivo, la tasa de evapotranspiración no estará limitada por la humedad disponible y la AET será igual a la PET . Para aquellos meses donde $I - PET$ es negativo, la tasa de evapotranspiración está limitada por la humedad disponible del suelo, y la $AET = PET + ((I - PET) - \Delta ST)$.
11. Percolación ($PERC$): Después de que el suelo alcance su máxima capacidad de almacenamiento de humedad, cualquier exceso de infiltración se transformará en percolado a través de la capa de cobertura, dirigiéndose hacia la masa de residuos subyacente. Por lo tanto, solo será posible una cantidad de percolado significativa durante aquellos meses donde la I exceda la PET ($I - PET$ es positivo) y la humedad del suelo exceda su máximo. En muchas áreas húmedas, esto ocurrirá durante la temporada de lluvias y en el caso de áreas secas una percolación significativa nunca podría ocurrir.

Procedimiento del WBM para el vertedero de AR

Los datos climatológicos corresponden a la E-15295 de la CONAGUA, a partir de la información histórica del periodo 1995 - 2008

| Elemento | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic | Total |
|------------------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|----------|
| T (°C) | 19.1 | 20.6 | 21.5 | 23.4 | 23.7 | 23.2 | 22.6 | 23.1 | 22.7 | 22.1 | 21.1 | 19.1 | H=112.21 |
| h | 7.6 | 8.54 | 9.13 | 10.34 | 10.56 | 10.22 | 9.82 | 10.15 | 9.89 | 9.49 | 8.85 | 7.62 | |
| UPET | 0.08 | 0.1 | 0.11 | 0.13 | 0.13 | 0.13 | 0.12 | 0.13 | 0.12 | 0.11 | 0.1 | 0.08 | |
| r | 28.5 | 27 | 30.9 | 31.5 | 33.9 | 33 | 34.2 | 33 | 30.6 | 30 | 27.9 | 28.5 | |
| PET (in) | 2.3 | 2.7 | 3.4 | 4.1 | 4.4 | 4.3 | 4.1 | 4.3 | 3.7 | 3.3 | 2.8 | 2.3 | 1204.8 |
| PET (mm) | 58.4 | 68.9 | 86.4 | 104.1 | 111.8 | 109.2 | 104.1 | 109.2 | 94 | 83.8 | 71.7 | 58.4 | |
| P (mm) | 15.3 | 6.7 | 16.5 | 42.5 | 80.3 | 227.7 | 228.5 | 256.6 | 203.6 | 95.8 | 16.4 | 14.9 | |
| C _{r/o} | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | |
| r/o (mm) | 1.53 | 0.67 | 1.65 | 4.25 | 16.06 | 45.54 | 45.70 | 51.32 | 40.72 | 19.16 | 1.64 | 1.49 | 229.73 |
| I (mm) | 13.77 | 6.03 | 14.85 | 38.25 | 64.24 | 182.16 | 182.80 | 205.28 | 162.88 | 76.64 | 14.76 | 13.41 | 975.07 |
| I - PET | -44.63 | -62.87 | -71.55 | -65.85 | -47.56 | 72.96 | 78.70 | 96.08 | 68.88 | -7.16 | -56.34 | -44.99 | -84.33 |
| ΣNeg(I-PET) | -157.12 | -219.99 | -291.54 | -357.39 | -404.95 | | | | -4 | -11.16 | -67.50 | -112.49 | |
| ST | 20 | 11 | 5 | 2 | 2 | 74.96 | 100 | 100 | 94 | 89 | 50 | 32 | |
| ΔST | -12 | -9 | -6 | -3 | 0 | 72.96 | 25.04 | 0 | -4 | -7 | -39 | -18 | |
| AET | 25.8 | 15 | 20.9 | 41.3 | 64.2 | 109.2 | 104.1 | 109.2 | 94 | 83.6 | 53.8 | 31.4 | 752.45 |
| PERC | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 53.66 | 96.08 | 72.88 | 0 | 0 | 0 | 222.62 |

El índice de calor mensual (h) se determina por medio de la temperatura promedio mensual de la siguiente manera: $h_i = (0.2T_i)^{1.514}$

El índice de calor anual (H) es la $\sum_{i=1}^{12} h_i$

La UPET se determina en las tablas de Thornthwaite, a partir de los valores de la temperatura promedio mensual y el índice de calor anual.

El factor de corrección para la duración de la luz solar (r) se estima en datos tabulados, como función de la latitud y el mes.

ANEXO II

Input file: C:\Users\TOSHIB-1\AppData\Local\Temp\phrq0000.tmp
Output file: C:\Users\TOSHIBA-PC\Desktop\EJECRCIO 2.out
Database file: C:\Program Files (x86)\Phreeqc\Databases\wateq4f.dat

Reading data base.

SOLUTION_MASTER_SPECIES
SOLUTION_SPECIES
PHASES
EXCHANGE_MASTER_SPECIES
EXCHANGE_SPECIES
SURFACE_MASTER_SPECIES
SURFACE_SPECIES
RATES
END

Reading input data for simulation 1.

TITLE CAMBIO EN LAS ESPECIES DE NITROGENO COMO FUNCION DEL pH
SOLUTION 1 LIXIVIADOS
units ppm
pH 8.5
pe -0.5
density
temp 25
redox
S(6) 447 as SO4 charge
Cl 514
N(5) 148 as NO3
N(-3) 83 as NH4
Fe 7
Na 614
Mg 73
SOLUTION 2 AGUA SUBTERRANEA
units ppm
pH 6.6
pe 6.08
density
temp 10
redox
S(6) 14.3 as SO4
Cl 2.1
F 0.5
N(5) 0.5 as NO3
U 0.005
Fe 0.6
Zn 0.07
As 0.004
Mn 0.07
Pb 0.05
Ni 0.005
Cu 0.005
Cd 0.00025
Li 0.02
Na 5.8
K 1.5
Mg 3.5
Ca 36.6 charge
Al 3
Si 3.64
Alkalinity 130 as HCO3
MIX
1 1
2 1
SAVE SOLUTION 3

```

SELECTED_OUTPUT
file 02_nitrogen_species_ph.csv
reset false
ph
molalities NH4+ NH4SO4- NH3 NO3-
END

```

```

-----
TITLE
-----

```

CAMBIO EN LAS ESPECIES DE NITROGENO COMO FUNCION DEL pH

```

-----
Beginning of initial solution calculations.
-----

```

Initial solution 1. LIXIVIADOS

```

-----Solution composition-----

```

| Elements | Molality | Moles | |
|----------|-----------|-----------|----------------|
| Cl | 1.453e-02 | 1.453e-02 | |
| Fe | 1.256e-04 | 1.256e-04 | |
| Mg | 3.008e-03 | 3.008e-03 | |
| N(-3) | 4.610e-03 | 4.610e-03 | |
| N(5) | 2.391e-03 | 2.391e-03 | |
| Na | 2.676e-02 | 2.676e-02 | |
| S(6) | 1.006e-02 | 1.006e-02 | Charge balance |

```

-----Description of solution-----

```

```

pH = 8.500
pe = -0.500
Activity of water = 0.999
Ionic strength = 4.487e-02
Mass of water (kg) = 1.000e+00
Total alkalinity (eq/kg) = 5.941e-04
Total carbon (mol/kg) = 0.000e+00
Total CO2 (mol/kg) = 0.000e+00
Temperature (deg C) = 25.000
Electrical balance (eq) = 2.116e-16
Percent error, 100*(Cat-|An|)/(Cat+|An|) = 0.00
Iterations = 9
Total H = 1.110304e+02
Total O = 5.555367e+01

```

```

-----Redox couples-----

```

| Redox couple | pe | Eh (volts) |
|--------------|--------|------------|
| N(-3)/N(5) | 4.2340 | 0.2505 |

```

-----Distribution of species-----

```

| Species | Molality | Activity | Log Molality | Log Activity | Log Gamma |
|---------|-----------|-----------|--------------|--------------|-----------|
| OH- | 3.821e-06 | 3.162e-06 | -5.418 | -5.500 | -0.082 |
| H+ | 3.684e-09 | 3.162e-09 | -8.434 | -8.500 | -0.066 |
| H2O | 5.551e+01 | 9.990e-01 | 1.744 | -0.000 | 0.000 |
| Cl | 1.453e-02 | | | | |
| Cl- | 1.452e-02 | 1.191e-02 | -1.838 | -1.924 | -0.086 |
| FeCl+ | 7.489e-07 | 6.198e-07 | -6.126 | -6.208 | -0.082 |
| FeCl+2 | 8.728e-19 | 4.095e-19 | -18.059 | -18.388 | -0.329 |
| FeCl2+ | 2.633e-20 | 2.179e-20 | -19.580 | -19.662 | -0.082 |
| FeCl3 | 2.569e-23 | 2.596e-23 | -22.590 | -22.586 | 0.004 |
| Fe(2) | 1.121e-04 | | | | |
| Fe+2 | 8.033e-05 | 3.769e-05 | -4.095 | -4.424 | -0.329 |
| FeSO4 | 2.642e-05 | 2.670e-05 | -4.578 | -4.574 | 0.004 |
| FeOH+ | 4.549e-06 | 3.765e-06 | -5.342 | -5.424 | -0.082 |

| | | | | | |
|------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|
| FeCl+ | 7.489e-07 | 6.198e-07 | -6.126 | -6.208 | -0.082 |
| Fe(OH)2 | 1.002e-08 | 1.012e-08 | -7.999 | -7.995 | 0.004 |
| Fe(OH)3- | 1.436e-10 | 1.188e-10 | -9.843 | -9.925 | -0.082 |
| FeHSO4+ | 6.705e-13 | 5.549e-13 | -12.174 | -12.256 | -0.082 |
| Fe(3) | 1.352e-05 | | | | |
| Fe(OH)3 | 9.782e-06 | 9.883e-06 | -5.010 | -5.005 | 0.004 |
| Fe(OH)4- | 3.441e-06 | 2.847e-06 | -5.463 | -5.546 | -0.082 |
| Fe(OH)2+ | 2.934e-07 | 2.429e-07 | -6.532 | -6.615 | -0.082 |
| FeOH+2 | 4.948e-12 | 2.322e-12 | -11.306 | -11.634 | -0.329 |
| FeSO4+ | 6.006e-17 | 4.971e-17 | -16.221 | -16.304 | -0.082 |
| Fe+3 | 6.248e-18 | 1.138e-18 | -17.204 | -17.944 | -0.739 |
| Fe(SO4)2- | 5.234e-18 | 4.332e-18 | -17.281 | -17.363 | -0.082 |
| FeCl+2 | 8.728e-19 | 4.095e-19 | -18.059 | -18.388 | -0.329 |
| FeCl2+ | 2.633e-20 | 2.179e-20 | -19.580 | -19.662 | -0.082 |
| Fe2(OH)2+4 | 2.994e-21 | 1.451e-22 | -20.524 | -21.838 | -1.315 |
| FeCl3 | 2.569e-23 | 2.596e-23 | -22.590 | -22.586 | 0.004 |
| FeHSO4+2 | 8.972e-25 | 4.209e-25 | -24.047 | -24.376 | -0.329 |
| Fe3(OH)4+5 | 8.338e-25 | 7.361e-27 | -24.079 | -26.133 | -2.054 |
| H(0) | 1.401e-19 | | | | |
| H2 | 7.007e-20 | 7.079e-20 | -19.154 | -19.150 | 0.004 |
| Mg | 3.008e-03 | | | | |
| Mg+2 | 2.060e-03 | 1.025e-03 | -2.686 | -2.989 | -0.303 |
| MgSO4 | 9.471e-04 | 9.569e-04 | -3.024 | -3.019 | 0.004 |
| MgOH+ | 1.420e-06 | 1.176e-06 | -5.848 | -5.930 | -0.082 |
| N(-3) | 4.610e-03 | | | | |
| NH4+ | 3.845e-03 | 3.182e-03 | -2.415 | -2.497 | -0.082 |
| NH3 | 5.676e-04 | 5.735e-04 | -3.246 | -3.241 | 0.004 |
| NH4SO4- | 1.973e-04 | 1.633e-04 | -3.705 | -3.787 | -0.082 |
| N(5) | 2.391e-03 | | | | |
| NO3- | 2.391e-03 | 1.979e-03 | -2.621 | -2.704 | -0.082 |
| Na | 2.676e-02 | | | | |
| Na+ | 2.623e-02 | 2.177e-02 | -1.581 | -1.662 | -0.081 |
| NaSO4- | 5.250e-04 | 4.345e-04 | -3.280 | -3.362 | -0.082 |
| O(0) | 0.000e+00 | | | | |
| O2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -54.085 | -54.081 | 0.004 |
| S(6) | 1.006e-02 | | | | |
| SO4-2 | 8.360e-03 | 3.983e-03 | -2.078 | -2.400 | -0.322 |
| MgSO4 | 9.471e-04 | 9.569e-04 | -3.024 | -3.019 | 0.004 |
| NaSO4- | 5.250e-04 | 4.345e-04 | -3.280 | -3.362 | -0.082 |
| NH4SO4- | 1.973e-04 | 1.633e-04 | -3.705 | -3.787 | -0.082 |
| FeSO4 | 2.642e-05 | 2.670e-05 | -4.578 | -4.574 | 0.004 |
| HSO4- | 1.480e-09 | 1.225e-09 | -8.830 | -8.912 | -0.082 |
| FeHSO4+ | 6.705e-13 | 5.549e-13 | -12.174 | -12.256 | -0.082 |
| FeSO4+ | 6.006e-17 | 4.971e-17 | -16.221 | -16.304 | -0.082 |
| Fe(SO4)2- | 5.234e-18 | 4.332e-18 | -17.281 | -17.363 | -0.082 |
| FeHSO4+2 | 8.972e-25 | 4.209e-25 | -24.047 | -24.376 | -0.329 |

-----Saturation indices-----

| Phase | SI | log IAP | log KT | |
|---------------|--------|---------|--------|---------------------|
| Brucite | -2.83 | 14.01 | 16.84 | Mg(OH)2 |
| Epsomite | -3.25 | -5.39 | -2.14 | MgSO4:7H2O |
| Fe(OH)2.7Cl.3 | 7.47 | 4.43 | -3.04 | Fe(OH)2.7Cl0.3 |
| Fe(OH)3(a) | 2.66 | 7.55 | 4.89 | Fe(OH)3 |
| Fe3(OH)8 | 7.46 | 27.69 | 20.22 | Fe3(OH)8 |
| Goethite | 8.56 | 7.56 | -1.00 | FeOOH |
| H2(g) | -16.00 | -19.15 | -3.15 | H2 |
| H2O(g) | -1.51 | -0.00 | 1.51 | H2O |
| Halite | -5.17 | -3.59 | 1.58 | NaCl |
| Hematite | 19.12 | 15.11 | -4.01 | Fe2O3 |
| Jarosite-Na | -4.02 | -9.30 | -5.28 | NaFe3(SO4)2(OH)6 |
| JarositeH | -10.74 | -16.13 | -5.39 | (H3O)Fe3(SO4)2(OH)6 |
| Maghemite | 8.73 | 15.11 | 6.39 | Fe2O3 |
| Magnetite | 23.95 | 27.69 | 3.74 | Fe3O4 |
| Melanterite | -4.62 | -6.83 | -2.21 | FeSO4:7H2O |
| Mirabilite | -4.61 | -5.73 | -1.11 | Na2SO4:10H2O |
| NH3(g) | -5.01 | -3.24 | 1.77 | NH3 |
| O2(g) | -51.19 | -54.08 | -2.89 | O2 |
| Thenardite | -5.55 | -5.72 | -0.18 | Na2SO4 |

Initial solution 2. AGUA SUBTERRANEA

-----Solution composition-----

| Elements | Molality | Moles | |
|------------|-----------|-----------|----------------|
| Al | 1.112e-04 | 1.112e-04 | |
| Alkalinity | 2.131e-03 | 2.131e-03 | |
| As | 5.340e-08 | 5.340e-08 | |
| Ca | 7.914e-04 | 7.914e-04 | Charge balance |
| Cd | 2.225e-09 | 2.225e-09 | |
| Cl | 5.925e-05 | 5.925e-05 | |
| Cu | 7.870e-08 | 7.870e-08 | |
| F | 2.632e-05 | 2.632e-05 | |
| Fe | 1.075e-05 | 1.075e-05 | |
| K | 3.837e-05 | 3.837e-05 | |
| Li | 2.883e-06 | 2.883e-06 | |
| Mg | 1.440e-04 | 1.440e-04 | |
| Mn | 1.274e-06 | 1.274e-06 | |
| N(5) | 8.065e-06 | 8.065e-06 | |
| Na | 2.523e-04 | 2.523e-04 | |
| Ni | 8.518e-08 | 8.518e-08 | |
| Pb | 2.414e-07 | 2.414e-07 | |
| S(6) | 1.489e-04 | 1.489e-04 | |
| Si | 6.059e-05 | 6.059e-05 | |
| U | 2.101e-08 | 2.101e-08 | |
| Zn | 1.071e-06 | 1.071e-06 | |

-----Description of solution-----

| | | |
|--|---|--------------|
| pH | = | 6.600 |
| pe | = | 6.080 |
| Activity of water | = | 1.000 |
| Ionic strength | = | 3.296e-03 |
| Mass of water (kg) | = | 1.000e+00 |
| Total carbon (mol/kg) | = | 3.118e-03 |
| Total CO2 (mol/kg) | = | 3.118e-03 |
| Temperature (deg C) | = | 10.000 |
| Electrical balance (eq) | = | 2.547e-13 |
| Percent error, 100*(Cat- An)/(Cat+ An) | = | 0.00 |
| Iterations | = | 11 |
| Total H | = | 1.110148e+02 |
| Total O | = | 5.551545e+01 |

-----Distribution of species-----

| Species | Molality | Activity | Log Molality | Log Activity | Log Gamma |
|-----------|-----------|-----------|--------------|--------------|-----------|
| H+ | 2.657e-07 | 2.512e-07 | -6.576 | -6.600 | -0.024 |
| OH- | 1.238e-08 | 1.165e-08 | -7.907 | -7.934 | -0.027 |
| H2O | 5.551e+01 | 9.999e-01 | 1.744 | -0.000 | 0.000 |
| Al | 1.112e-04 | | | | |
| Al(OH)4- | 4.343e-05 | 4.086e-05 | -4.362 | -4.389 | -0.027 |
| Al(OH)2+ | 3.844e-05 | 3.617e-05 | -4.415 | -4.442 | -0.027 |
| AlF+2 | 8.659e-06 | 6.782e-06 | -5.063 | -5.169 | -0.106 |
| AlF2+ | 7.361e-06 | 6.925e-06 | -5.133 | -5.160 | -0.027 |
| Al(OH)3 | 6.232e-06 | 6.237e-06 | -5.205 | -5.205 | 0.000 |
| AlOH+2 | 6.211e-06 | 4.865e-06 | -5.207 | -5.313 | -0.106 |
| Al+3 | 5.841e-07 | 3.371e-07 | -6.234 | -6.472 | -0.239 |
| AlF3 | 1.896e-07 | 1.897e-07 | -6.722 | -6.722 | 0.000 |
| AlSO4+ | 9.841e-08 | 9.258e-08 | -7.007 | -7.033 | -0.027 |
| Al(SO4)2- | 3.082e-10 | 2.899e-10 | -9.511 | -9.538 | -0.027 |
| AlF4- | 1.769e-10 | 1.665e-10 | -9.752 | -9.779 | -0.027 |
| AlHSO4+2 | 2.379e-15 | 1.864e-15 | -14.624 | -14.730 | -0.106 |
| As(3) | 2.331e-17 | | | | |
| H3AsO3 | 2.327e-17 | 2.329e-17 | -16.633 | -16.633 | 0.000 |
| H2AsO3- | 3.874e-20 | 3.644e-20 | -19.412 | -19.438 | -0.027 |
| H4AsO3+ | 3.081e-24 | 2.899e-24 | -23.511 | -23.538 | -0.027 |
| HAsO3-2 | 1.870e-28 | 1.465e-28 | -27.728 | -27.834 | -0.106 |
| AsO3-3 | 1.174e-37 | 6.774e-38 | -36.930 | -37.169 | -0.239 |

| | | | | | | |
|-------------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|--|
| As (5) | 5.340e-08 | | | | | |
| H2AsO4- | 4.080e-08 | 3.838e-08 | -7.389 | -7.416 | -0.027 | |
| HAsO4-2 | 1.260e-08 | 9.868e-09 | -7.900 | -8.006 | -0.106 | |
| H3AsO4 | 1.653e-12 | 1.654e-12 | -11.782 | -11.781 | 0.000 | |
| AsO4-3 | 1.033e-13 | 5.961e-14 | -12.986 | -13.225 | -0.239 | |
| C (4) | 3.118e-03 | | | | | |
| HCO3- | 1.839e-03 | 1.733e-03 | -2.735 | -2.761 | -0.026 | |
| CO2 | 1.264e-03 | 1.265e-03 | -2.898 | -2.898 | 0.000 | |
| CaHCO3+ | 1.036e-05 | 9.750e-06 | -4.984 | -5.011 | -0.027 | |
| MgHCO3+ | 2.280e-06 | 2.145e-06 | -5.642 | -5.669 | -0.027 | |
| FeHCO3+ | 1.015e-06 | 9.546e-07 | -5.994 | -6.020 | -0.027 | |
| CO3-2 | 2.848e-07 | 2.243e-07 | -6.545 | -6.649 | -0.104 | |
| NaHCO3 | 2.309e-07 | 2.311e-07 | -6.637 | -6.636 | 0.000 | |
| CaCO3 | 1.851e-07 | 1.852e-07 | -6.733 | -6.732 | 0.000 | |
| ZnHCO3+ | 1.574e-07 | 1.481e-07 | -6.803 | -6.829 | -0.027 | |
| MnHCO3+ | 1.420e-07 | 1.336e-07 | -6.848 | -6.874 | -0.027 | |
| PbCO3 | 1.386e-07 | 1.387e-07 | -6.858 | -6.858 | 0.000 | |
| PbHCO3+ | 5.207e-08 | 4.898e-08 | -7.283 | -7.310 | -0.027 | |
| NiCO3 | 4.407e-08 | 4.410e-08 | -7.356 | -7.356 | 0.000 | |
| ZnCO3 | 3.036e-08 | 3.039e-08 | -7.518 | -7.517 | 0.000 | |
| FeCO3 | 2.962e-08 | 2.965e-08 | -7.528 | -7.528 | 0.000 | |
| CuCO3 | 2.495e-08 | 2.497e-08 | -7.603 | -7.603 | 0.000 | |
| CuHCO3+ | 1.913e-08 | 1.800e-08 | -7.718 | -7.745 | -0.027 | |
| MgCO3 | 1.874e-08 | 1.876e-08 | -7.727 | -7.727 | 0.000 | |
| UO2 (CO3) 2-2 | 1.656e-08 | 1.297e-08 | -7.781 | -7.887 | -0.106 | |
| MnCO3 | 1.540e-08 | 1.542e-08 | -7.812 | -7.812 | 0.000 | |
| NiHCO3+ | 6.743e-09 | 6.343e-09 | -8.171 | -8.198 | -0.027 | |
| UO2CO3 | 3.287e-09 | 3.289e-09 | -8.483 | -8.483 | 0.000 | |
| UO2 (CO3) 3-4 | 1.107e-09 | 4.167e-10 | -8.956 | -9.380 | -0.424 | |
| NaCO3- | 4.747e-10 | 4.466e-10 | -9.324 | -9.350 | -0.027 | |
| Zn (CO3) 2-2 | 1.860e-10 | 1.457e-10 | -9.730 | -9.836 | -0.106 | |
| Pb (CO3) 2-2 | 9.979e-11 | 7.816e-11 | -10.001 | -10.107 | -0.106 | |
| CdHCO3+ | 9.467e-11 | 8.906e-11 | -10.024 | -10.050 | -0.027 | |
| Ni (CO3) 2-2 | 2.194e-11 | 1.719e-11 | -10.659 | -10.765 | -0.106 | |
| Cu (CO3) 2-2 | 9.000e-12 | 7.050e-12 | -11.046 | -11.152 | -0.106 | |
| CdCO3 | 2.894e-13 | 2.896e-13 | -12.539 | -12.538 | 0.000 | |
| Cd (CO3) 2-2 | 2.622e-16 | 2.054e-16 | -15.581 | -15.687 | -0.106 | |
| (UO2) 3 (CO3) 6-6 | 6.430e-20 | 7.137e-21 | -19.192 | -20.147 | -0.955 | |
| UO2 (CO3) 3-5 | 1.371e-28 | 2.980e-29 | -27.863 | -28.526 | -0.663 | |
| U (CO3) 4-4 | 1.341e-33 | 5.048e-34 | -32.873 | -33.297 | -0.424 | |
| U (CO3) 5-6 | 2.148e-39 | 2.384e-40 | -38.668 | -39.623 | -0.955 | |
| Ca | 7.914e-04 | | | | | |
| Ca+2 | 7.697e-04 | 6.059e-04 | -3.114 | -3.218 | -0.104 | |
| CaSO4 | 1.111e-05 | 1.112e-05 | -4.954 | -4.954 | 0.000 | |
| CaHCO3+ | 1.036e-05 | 9.750e-06 | -4.984 | -5.011 | -0.027 | |
| CaCO3 | 1.851e-07 | 1.852e-07 | -6.733 | -6.732 | 0.000 | |
| CaF+ | 8.584e-09 | 8.075e-09 | -8.066 | -8.093 | -0.027 | |
| CaOH+ | 4.255e-10 | 4.003e-10 | -9.371 | -9.398 | -0.027 | |
| CaHSO4+ | 1.484e-11 | 1.396e-11 | -10.829 | -10.855 | -0.027 | |
| Cd | 2.225e-09 | | | | | |
| Cd+2 | 2.075e-09 | 1.626e-09 | -8.683 | -8.789 | -0.106 | |
| CdHCO3+ | 9.467e-11 | 8.906e-11 | -10.024 | -10.050 | -0.027 | |
| CdSO4 | 4.533e-11 | 4.536e-11 | -10.344 | -10.343 | 0.000 | |
| CdCl+ | 8.720e-12 | 8.203e-12 | -11.059 | -11.086 | -0.027 | |
| CdCO3 | 2.894e-13 | 2.896e-13 | -12.539 | -12.538 | 0.000 | |
| CdOH+ | 1.773e-13 | 1.668e-13 | -12.751 | -12.778 | -0.027 | |
| Cd (SO4) 2-2 | 7.453e-14 | 5.838e-14 | -13.128 | -13.234 | -0.106 | |
| CdNO3+ | 5.242e-14 | 4.932e-14 | -13.280 | -13.307 | -0.027 | |
| CdF+ | 4.811e-14 | 4.526e-14 | -13.318 | -13.344 | -0.027 | |
| CdOHC1 | 9.625e-15 | 9.633e-15 | -14.017 | -14.016 | 0.000 | |
| CdCl2 | 1.796e-15 | 1.797e-15 | -14.746 | -14.745 | 0.000 | |
| Cd (CO3) 2-2 | 2.622e-16 | 2.054e-16 | -15.581 | -15.687 | -0.106 | |
| Cd (OH) 2 | 1.150e-16 | 1.151e-16 | -15.939 | -15.939 | 0.000 | |
| CdF2 | 2.513e-19 | 2.515e-19 | -18.600 | -18.600 | 0.000 | |
| CdCl3- | 5.294e-20 | 4.980e-20 | -19.276 | -19.303 | -0.027 | |
| Cd2OH+3 | 2.801e-21 | 1.617e-21 | -20.553 | -20.791 | -0.239 | |
| Cd (OH) 3- | 5.463e-23 | 5.139e-23 | -22.263 | -22.289 | -0.027 | |
| Cd (OH) 4-2 | 2.328e-30 | 1.823e-30 | -29.633 | -29.739 | -0.106 | |
| Cl | 5.925e-05 | | | | | |
| Cl- | 5.924e-05 | 5.570e-05 | -4.227 | -4.254 | -0.027 | |
| FeCl+ | 4.504e-10 | 4.237e-10 | -9.346 | -9.373 | -0.027 | |

| | | | | | |
|-------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|
| MnCl+ | 2.087e-10 | 1.963e-10 | -9.680 | -9.707 | -0.027 |
| PbCl+ | 5.672e-11 | 5.336e-11 | -10.246 | -10.273 | -0.027 |
| ZnCl+ | 5.393e-11 | 5.073e-11 | -10.268 | -10.295 | -0.027 |
| CdCl+ | 8.720e-12 | 8.203e-12 | -11.059 | -11.086 | -0.027 |
| ZnOHCl | 4.982e-12 | 4.986e-12 | -11.303 | -11.302 | 0.000 |
| NiCl+ | 3.945e-12 | 3.711e-12 | -11.404 | -11.430 | -0.027 |
| CuCl+ | 1.524e-12 | 1.434e-12 | -11.817 | -11.843 | -0.027 |
| CdOHCl | 9.625e-15 | 9.633e-15 | -14.017 | -14.016 | 0.000 |
| CuCl2- | 8.454e-15 | 7.954e-15 | -14.073 | -14.099 | -0.027 |
| PbCl2 | 6.322e-15 | 6.327e-15 | -14.199 | -14.199 | 0.000 |
| MnCl2 | 4.771e-15 | 4.774e-15 | -14.321 | -14.321 | 0.000 |
| ZnCl2 | 2.775e-15 | 2.777e-15 | -14.557 | -14.556 | 0.000 |
| CdCl2 | 1.796e-15 | 1.797e-15 | -14.746 | -14.745 | 0.000 |
| NiCl2 | 7.500e-16 | 7.506e-16 | -15.125 | -15.125 | 0.000 |
| FeCl+2 | 3.466e-16 | 2.715e-16 | -15.460 | -15.566 | -0.106 |
| UO2Cl+ | 2.828e-16 | 2.661e-16 | -15.548 | -15.575 | -0.027 |
| CuCl2 | 3.614e-17 | 3.616e-17 | -16.442 | -16.442 | 0.000 |
| CuCl3-2 | 8.436e-19 | 6.608e-19 | -18.074 | -18.180 | -0.106 |
| PbCl3- | 2.700e-19 | 2.540e-19 | -18.569 | -18.595 | -0.027 |
| ZnCl3- | 1.678e-19 | 1.579e-19 | -18.775 | -18.802 | -0.027 |
| FeCl2+ | 1.185e-19 | 1.114e-19 | -18.926 | -18.953 | -0.027 |
| MnCl3- | 7.786e-20 | 7.325e-20 | -19.109 | -19.135 | -0.027 |
| CdCl3- | 5.294e-20 | 4.980e-20 | -19.276 | -19.303 | -0.027 |
| UO2Cl2 | 6.832e-22 | 6.837e-22 | -21.165 | -21.165 | 0.000 |
| PbCl4-2 | 7.655e-24 | 5.996e-24 | -23.116 | -23.222 | -0.106 |
| CuCl3- | 5.743e-24 | 5.403e-24 | -23.241 | -23.267 | -0.027 |
| ZnCl4-2 | 4.965e-24 | 3.889e-24 | -23.304 | -23.410 | -0.106 |
| FeCl3 | 6.203e-25 | 6.208e-25 | -24.207 | -24.207 | 0.000 |
| CuCl4-2 | 1.336e-30 | 1.046e-30 | -29.874 | -29.980 | -0.106 |
| UCl+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -41.719 | -41.958 | -0.239 |
| Cu (1) | 8.307e-12 | | | | |
| Cu+ | 8.298e-12 | 7.807e-12 | -11.081 | -11.108 | -0.027 |
| CuCl2- | 8.454e-15 | 7.954e-15 | -14.073 | -14.099 | -0.027 |
| CuCl3-2 | 8.436e-19 | 6.608e-19 | -18.074 | -18.180 | -0.106 |
| Cu (2) | 7.869e-08 | | | | |
| Cu+2 | 2.646e-08 | 2.073e-08 | -7.577 | -7.683 | -0.106 |
| CuCO3 | 2.495e-08 | 2.497e-08 | -7.603 | -7.603 | 0.000 |
| CuHCO3+ | 1.913e-08 | 1.800e-08 | -7.718 | -7.745 | -0.027 |
| Cu(OH) 2 | 6.857e-09 | 6.862e-09 | -8.164 | -8.164 | 0.000 |
| CuOH+ | 8.771e-10 | 8.251e-10 | -9.057 | -9.083 | -0.027 |
| CuSO4 | 4.041e-10 | 4.044e-10 | -9.394 | -9.393 | 0.000 |
| Cu(CO3) 2-2 | 9.000e-12 | 7.050e-12 | -11.046 | -11.152 | -0.106 |
| CuCl+ | 1.524e-12 | 1.434e-12 | -11.817 | -11.843 | -0.027 |
| CuF+ | 7.672e-13 | 7.217e-13 | -12.115 | -12.142 | -0.027 |
| Cu2(OH) 2+2 | 7.927e-14 | 6.209e-14 | -13.101 | -13.207 | -0.106 |
| Cu(OH) 3- | 1.750e-15 | 1.646e-15 | -14.757 | -14.784 | -0.027 |
| CuCl2 | 3.614e-17 | 3.616e-17 | -16.442 | -16.442 | 0.000 |
| Cu(OH) 4-2 | 1.669e-21 | 1.307e-21 | -20.778 | -20.884 | -0.106 |
| CuCl3- | 5.743e-24 | 5.403e-24 | -23.241 | -23.267 | -0.027 |
| CuCl4-2 | 1.336e-30 | 1.046e-30 | -29.874 | -29.980 | -0.106 |
| F | 2.632e-05 | | | | |
| AlF+2 | 8.659e-06 | 6.782e-06 | -5.063 | -5.169 | -0.106 |
| AlF2+ | 7.361e-06 | 6.925e-06 | -5.133 | -5.160 | -0.027 |
| F- | 2.351e-06 | 2.212e-06 | -5.629 | -5.655 | -0.027 |
| AlF3 | 1.896e-07 | 1.897e-07 | -6.722 | -6.722 | 0.000 |
| MgF+ | 1.287e-08 | 1.211e-08 | -7.890 | -7.917 | -0.027 |
| CaF+ | 8.584e-09 | 8.075e-09 | -8.066 | -8.093 | -0.027 |
| HF | 6.412e-10 | 6.417e-10 | -9.193 | -9.193 | 0.000 |
| NaF | 3.016e-10 | 3.018e-10 | -9.521 | -9.520 | 0.000 |
| AlF4- | 1.769e-10 | 1.665e-10 | -9.752 | -9.779 | -0.027 |
| FeF+ | 1.295e-10 | 1.219e-10 | -9.888 | -9.914 | -0.027 |
| ZnF+ | 1.849e-11 | 1.739e-11 | -10.733 | -10.760 | -0.027 |
| MnF+ | 1.407e-11 | 1.324e-11 | -10.852 | -10.878 | -0.027 |
| PbF+ | 1.488e-12 | 1.400e-12 | -11.827 | -11.854 | -0.027 |
| NiF+ | 1.244e-12 | 1.170e-12 | -11.905 | -11.932 | -0.027 |
| UO2F+ | 1.067e-12 | 1.004e-12 | -11.972 | -11.998 | -0.027 |
| FeF+2 | 9.359e-13 | 7.331e-13 | -12.029 | -12.135 | -0.106 |
| CuF+ | 7.672e-13 | 7.217e-13 | -12.115 | -12.142 | -0.027 |
| FeF2+ | 5.687e-14 | 5.350e-14 | -13.245 | -13.272 | -0.027 |
| CdF+ | 4.811e-14 | 4.526e-14 | -13.318 | -13.344 | -0.027 |
| UO2F2 | 7.458e-15 | 7.463e-15 | -14.127 | -14.127 | 0.000 |

| | | | | | |
|--------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|
| HF2- | 5.004e-15 | 4.708e-15 | -14.301 | -14.327 | -0.027 |
| FeF3 | 1.776e-16 | 1.777e-16 | -15.751 | -15.750 | 0.000 |
| PbF2 | 6.317e-17 | 6.322e-17 | -16.199 | -16.199 | 0.000 |
| UO2F3- | 3.326e-18 | 3.129e-18 | -17.478 | -17.505 | -0.027 |
| H2F2 | 1.808e-18 | 1.809e-18 | -17.743 | -17.743 | 0.000 |
| CdF2 | 2.513e-19 | 2.515e-19 | -18.600 | -18.600 | 0.000 |
| PbF3- | 1.077e-21 | 1.013e-21 | -20.968 | -20.994 | -0.027 |
| UO2F4-2 | 5.823e-23 | 4.561e-23 | -22.235 | -22.341 | -0.106 |
| PbF4-2 | 1.369e-27 | 1.072e-27 | -26.864 | -26.970 | -0.106 |
| SiF6-2 | 2.337e-34 | 1.830e-34 | -33.631 | -33.737 | -0.106 |
| UF2+2 | 2.796e-35 | 2.190e-35 | -34.554 | -34.660 | -0.106 |
| UF3+ | 1.139e-35 | 1.072e-35 | -34.943 | -34.970 | -0.027 |
| UF+3 | 2.157e-36 | 1.245e-36 | -35.666 | -35.905 | -0.239 |
| UF4 | 2.052e-37 | 2.054e-37 | -36.688 | -36.687 | 0.000 |
| UF5- | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -41.028 | -41.055 | -0.027 |
| UF6-2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -44.454 | -44.560 | -0.106 |
| Fe (2) | 8.160e-06 | | | | |
| Fe+2 | 7.034e-06 | 5.510e-06 | -5.153 | -5.259 | -0.106 |
| FeHCO3+ | 1.015e-06 | 9.546e-07 | -5.994 | -6.020 | -0.027 |
| FeSO4 | 7.817e-08 | 7.823e-08 | -7.107 | -7.107 | 0.000 |
| FeCO3 | 2.962e-08 | 2.965e-08 | -7.528 | -7.528 | 0.000 |
| FeOH+ | 2.265e-09 | 2.131e-09 | -8.645 | -8.671 | -0.027 |
| FeCl+ | 4.504e-10 | 4.237e-10 | -9.346 | -9.373 | -0.027 |
| FeF+ | 1.295e-10 | 1.219e-10 | -9.888 | -9.914 | -0.027 |
| FeHSO4+ | 1.350e-13 | 1.270e-13 | -12.870 | -12.896 | -0.027 |
| Fe (OH) 2 | 1.826e-14 | 1.828e-14 | -13.738 | -13.738 | 0.000 |
| Fe (OH) 3- | 2.460e-18 | 2.315e-18 | -17.609 | -17.636 | -0.027 |
| Fe (3) | 2.586e-06 | | | | |
| Fe (OH) 2+ | 2.078e-06 | 1.955e-06 | -5.682 | -5.709 | -0.027 |
| Fe (OH) 3 | 5.033e-07 | 5.037e-07 | -6.298 | -6.298 | 0.000 |
| FeOH+2 | 3.447e-09 | 2.700e-09 | -8.463 | -8.569 | -0.106 |
| Fe (OH) 4- | 1.030e-09 | 9.693e-10 | -8.987 | -9.014 | -0.027 |
| FeF+2 | 9.359e-13 | 7.331e-13 | -12.029 | -12.135 | -0.106 |
| Fe+3 | 4.613e-13 | 2.662e-13 | -12.336 | -12.575 | -0.239 |
| FeSO4+ | 2.331e-13 | 2.193e-13 | -12.632 | -12.659 | -0.027 |
| FeF2+ | 5.687e-14 | 5.350e-14 | -13.245 | -13.272 | -0.027 |
| Fe2 (OH) 2+4 | 1.001e-15 | 3.769e-16 | -14.999 | -15.424 | -0.424 |
| Fe (SO4) 2- | 5.110e-16 | 4.808e-16 | -15.292 | -15.318 | -0.027 |
| FeCl+2 | 3.466e-16 | 2.715e-16 | -15.460 | -15.566 | -0.106 |
| FeF3 | 1.776e-16 | 1.777e-16 | -15.751 | -15.750 | 0.000 |
| Fe3 (OH) 4+5 | 3.043e-18 | 6.613e-19 | -17.517 | -18.180 | -0.663 |
| FeHSO4+2 | 1.968e-19 | 1.541e-19 | -18.706 | -18.812 | -0.106 |
| FeCl2+ | 1.185e-19 | 1.114e-19 | -18.926 | -18.953 | -0.027 |
| FeCl3 | 6.203e-25 | 6.208e-25 | -24.207 | -24.207 | 0.000 |
| H (0) | 7.228e-29 | | | | |
| H2 | 3.614e-29 | 3.617e-29 | -28.442 | -28.442 | 0.000 |
| K | 3.837e-05 | | | | |
| K+ | 3.835e-05 | 3.606e-05 | -4.416 | -4.443 | -0.027 |
| KSO4- | 2.179e-08 | 2.050e-08 | -7.662 | -7.688 | -0.027 |
| Li | 2.883e-06 | | | | |
| Li+ | 2.882e-06 | 2.711e-06 | -5.540 | -5.567 | -0.027 |
| LiSO4- | 1.340e-09 | 1.261e-09 | -8.873 | -8.899 | -0.027 |
| Mg | 1.440e-04 | | | | |
| Mg+2 | 1.398e-04 | 1.103e-04 | -3.854 | -3.957 | -0.103 |
| MgHCO3+ | 2.280e-06 | 2.145e-06 | -5.642 | -5.669 | -0.027 |
| MgSO4 | 1.834e-06 | 1.835e-06 | -5.737 | -5.736 | 0.000 |
| MgCO3 | 1.874e-08 | 1.876e-08 | -7.727 | -7.727 | 0.000 |
| MgF+ | 1.287e-08 | 1.211e-08 | -7.890 | -7.917 | -0.027 |
| MgOH+ | 4.072e-10 | 3.831e-10 | -9.390 | -9.417 | -0.027 |
| Mn (2) | 1.274e-06 | | | | |
| Mn+2 | 1.105e-06 | 8.652e-07 | -5.957 | -6.063 | -0.106 |
| MnHCO3+ | 1.420e-07 | 1.336e-07 | -6.848 | -6.874 | -0.027 |
| MnCO3 | 1.540e-08 | 1.542e-08 | -7.812 | -7.812 | 0.000 |
| MnSO4 | 1.212e-08 | 1.213e-08 | -7.916 | -7.916 | 0.000 |
| MnCl+ | 2.087e-10 | 1.963e-10 | -9.680 | -9.707 | -0.027 |
| MnOH+ | 2.597e-11 | 2.443e-11 | -10.586 | -10.612 | -0.027 |
| MnF+ | 1.407e-11 | 1.324e-11 | -10.852 | -10.878 | -0.027 |
| MnCl2 | 4.771e-15 | 4.774e-15 | -14.321 | -14.321 | 0.000 |
| Mn (NO3) 2 | 2.053e-16 | 2.055e-16 | -15.688 | -15.687 | 0.000 |
| MnCl3- | 7.786e-20 | 7.325e-20 | -19.109 | -19.135 | -0.027 |
| Mn (OH) 3- | 9.195e-22 | 8.650e-22 | -21.036 | -21.063 | -0.027 |

| | | | | | | |
|--------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|--|
| Mn (3) | 5.546e-27 | | | | | |
| Mn+3 | 5.546e-27 | 3.201e-27 | -26.256 | -26.495 | -0.239 | |
| Mn (6) | 0.000e+00 | | | | | |
| MnO4-2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -53.102 | -53.208 | -0.106 | |
| Mn (7) | 0.000e+00 | | | | | |
| MnO4- | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -57.519 | -57.545 | -0.027 | |
| N (5) | 8.065e-06 | | | | | |
| NO3- | 8.065e-06 | 7.588e-06 | -5.093 | -5.120 | -0.027 | |
| PbNO3+ | 4.246e-12 | 3.995e-12 | -11.372 | -11.399 | -0.027 | |
| CdNO3+ | 5.242e-14 | 4.932e-14 | -13.280 | -13.307 | -0.027 | |
| Mn (NO3) 2 | 2.053e-16 | 2.055e-16 | -15.688 | -15.687 | 0.000 | |
| UO2NO3+ | 6.159e-17 | 5.794e-17 | -16.211 | -16.237 | -0.027 | |
| UNO3+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -43.011 | -43.250 | -0.239 | |
| U (NO3) 2+2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -47.434 | -47.540 | -0.106 | |
| Na | 2.523e-04 | | | | | |
| Na+ | 2.520e-04 | 2.372e-04 | -3.599 | -3.625 | -0.026 | |
| NaHCO3 | 2.309e-07 | 2.311e-07 | -6.637 | -6.636 | 0.000 | |
| NaSO4- | 1.218e-07 | 1.146e-07 | -6.914 | -6.941 | -0.027 | |
| NaCO3- | 4.747e-10 | 4.466e-10 | -9.324 | -9.350 | -0.027 | |
| NaF | 3.016e-10 | 3.018e-10 | -9.521 | -9.520 | 0.000 | |
| Ni | 8.518e-08 | | | | | |
| NiCO3 | 4.407e-08 | 4.410e-08 | -7.356 | -7.356 | 0.000 | |
| Ni+2 | 3.386e-08 | 2.652e-08 | -7.470 | -7.576 | -0.106 | |
| NiHCO3+ | 6.743e-09 | 6.343e-09 | -8.171 | -8.198 | -0.027 | |
| NiSO4 | 4.807e-10 | 4.811e-10 | -9.318 | -9.318 | 0.000 | |
| Ni (CO3) 2-2 | 2.194e-11 | 1.719e-11 | -10.659 | -10.765 | -0.106 | |
| NiOH+ | 5.103e-12 | 4.801e-12 | -11.292 | -11.319 | -0.027 | |
| NiCl+ | 3.945e-12 | 3.711e-12 | -11.404 | -11.430 | -0.027 | |
| NiF+ | 1.244e-12 | 1.170e-12 | -11.905 | -11.932 | -0.027 | |
| Ni (OH) 2 | 4.200e-14 | 4.203e-14 | -13.377 | -13.376 | 0.000 | |
| Ni (SO4) 2-2 | 4.027e-15 | 3.154e-15 | -14.395 | -14.501 | -0.106 | |
| NiCl2 | 7.500e-16 | 7.506e-16 | -15.125 | -15.125 | 0.000 | |
| Ni (OH) 3- | 1.778e-18 | 1.673e-18 | -17.750 | -17.776 | -0.027 | |
| O (0) | 0.000e+00 | | | | | |
| O2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -40.594 | -40.594 | 0.000 | |
| Pb | 2.414e-07 | | | | | |
| PbCO3 | 1.386e-07 | 1.387e-07 | -6.858 | -6.858 | 0.000 | |
| PbHCO3+ | 5.207e-08 | 4.898e-08 | -7.283 | -7.310 | -0.027 | |
| Pb+2 | 4.544e-08 | 3.559e-08 | -7.343 | -7.449 | -0.106 | |
| PbOH+ | 2.937e-09 | 2.763e-09 | -8.532 | -8.559 | -0.027 | |
| PbSO4 | 2.131e-09 | 2.133e-09 | -8.671 | -8.671 | 0.000 | |
| Pb (CO3) 2-2 | 9.979e-11 | 7.816e-11 | -10.001 | -10.107 | -0.106 | |
| PbCl+ | 5.672e-11 | 5.336e-11 | -10.246 | -10.273 | -0.027 | |
| Pb (OH) 2 | 4.275e-12 | 4.279e-12 | -11.369 | -11.369 | 0.000 | |
| PbNO3+ | 4.246e-12 | 3.995e-12 | -11.372 | -11.399 | -0.027 | |
| Pb (SO4) 2-2 | 1.523e-12 | 1.193e-12 | -11.817 | -11.923 | -0.106 | |
| PbF+ | 1.488e-12 | 1.400e-12 | -11.827 | -11.854 | -0.027 | |
| PbCl2 | 6.322e-15 | 6.327e-15 | -14.199 | -14.199 | 0.000 | |
| Pb2OH+3 | 3.814e-15 | 2.201e-15 | -14.419 | -14.657 | -0.239 | |
| Pb (OH) 3- | 2.079e-16 | 1.956e-16 | -15.682 | -15.709 | -0.027 | |
| PbF2 | 6.317e-17 | 6.322e-17 | -16.199 | -16.199 | 0.000 | |
| PbCl3- | 2.700e-19 | 2.540e-19 | -18.569 | -18.595 | -0.027 | |
| Pb (OH) 4-2 | 2.277e-21 | 1.783e-21 | -20.643 | -20.749 | -0.106 | |
| Pb3 (OH) 4+2 | 1.783e-21 | 1.396e-21 | -20.749 | -20.855 | -0.106 | |
| PbF3- | 1.077e-21 | 1.013e-21 | -20.968 | -20.994 | -0.027 | |
| PbCl4-2 | 7.655e-24 | 5.996e-24 | -23.116 | -23.222 | -0.106 | |
| PbF4-2 | 1.369e-27 | 1.072e-27 | -26.864 | -26.970 | -0.106 | |
| S (6) | 1.489e-04 | | | | | |
| SO4-2 | 1.356e-04 | 1.066e-04 | -3.868 | -3.972 | -0.105 | |
| CaSO4 | 1.111e-05 | 1.112e-05 | -4.954 | -4.954 | 0.000 | |
| MgSO4 | 1.834e-06 | 1.835e-06 | -5.737 | -5.736 | 0.000 | |
| NaSO4- | 1.218e-07 | 1.146e-07 | -6.914 | -6.941 | -0.027 | |
| AlSO4+ | 9.841e-08 | 9.258e-08 | -7.007 | -7.033 | -0.027 | |
| FeSO4 | 7.817e-08 | 7.823e-08 | -7.107 | -7.107 | 0.000 | |
| KSO4- | 2.179e-08 | 2.050e-08 | -7.662 | -7.688 | -0.027 | |
| ZnSO4 | 1.501e-08 | 1.502e-08 | -7.824 | -7.823 | 0.000 | |
| MnSO4 | 1.212e-08 | 1.213e-08 | -7.916 | -7.916 | 0.000 | |
| PbSO4 | 2.131e-09 | 2.133e-09 | -8.671 | -8.671 | 0.000 | |
| HSO4- | 2.038e-09 | 1.917e-09 | -8.691 | -8.717 | -0.027 | |
| LiSO4- | 1.340e-09 | 1.261e-09 | -8.873 | -8.899 | -0.027 | |
| NiSO4 | 4.807e-10 | 4.811e-10 | -9.318 | -9.318 | 0.000 | |

| | | | | | |
|-------------------|-----------|-----------|----------|----------|--------|
| CuSO4 | 4.041e-10 | 4.044e-10 | -9.394 | -9.393 | 0.000 |
| Al (SO4) 2- | 3.082e-10 | 2.899e-10 | -9.511 | -9.538 | -0.027 |
| CdSO4 | 4.533e-11 | 4.536e-11 | -10.344 | -10.343 | 0.000 |
| Zn (SO4) 2- | 1.876e-11 | 1.469e-11 | -10.727 | -10.833 | -0.106 |
| CaHSO4+ | 1.484e-11 | 1.396e-11 | -10.829 | -10.855 | -0.027 |
| Pb (SO4) 2- | 1.523e-12 | 1.193e-12 | -11.817 | -11.923 | -0.106 |
| UO2SO4 | 3.782e-13 | 3.785e-13 | -12.422 | -12.422 | 0.000 |
| FeSO4+ | 2.331e-13 | 2.193e-13 | -12.632 | -12.659 | -0.027 |
| FeHSO4+ | 1.350e-13 | 1.270e-13 | -12.870 | -12.896 | -0.027 |
| Cd (SO4) 2- | 7.453e-14 | 5.838e-14 | -13.128 | -13.234 | -0.106 |
| Ni (SO4) 2- | 4.027e-15 | 3.154e-15 | -14.395 | -14.501 | -0.106 |
| AlHSO4+2 | 2.379e-15 | 1.864e-15 | -14.624 | -14.730 | -0.106 |
| Fe (SO4) 2- | 5.110e-16 | 4.808e-16 | -15.292 | -15.318 | -0.027 |
| UO2 (SO4) 2- | 3.615e-16 | 2.831e-16 | -15.442 | -15.548 | -0.106 |
| FeHSO4+2 | 1.968e-19 | 1.541e-19 | -18.706 | -18.812 | -0.106 |
| USO4+2 | 1.096e-37 | 8.585e-38 | -36.960 | -37.066 | -0.106 |
| U (SO4) 2 | 4.487e-38 | 4.490e-38 | -37.348 | -37.348 | 0.000 |
| Si | 6.059e-05 | | | | |
| H4SiO4 | 6.057e-05 | 6.062e-05 | -4.218 | -4.217 | 0.000 |
| H3SiO4- | 2.125e-08 | 1.999e-08 | -7.673 | -7.699 | -0.027 |
| H2SiO4-2 | 2.373e-15 | 1.859e-15 | -14.625 | -14.731 | -0.106 |
| SiF6-2 | 2.337e-34 | 1.830e-34 | -33.631 | -33.737 | -0.106 |
| U (3) | 0.000e+00 | | | | |
| U+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -55.185 | -55.424 | -0.239 |
| U (4) | 2.190e-23 | | | | |
| U (OH) 4 | 2.188e-23 | 2.189e-23 | -22.660 | -22.660 | 0.000 |
| U (OH) 3+ | 2.582e-26 | 2.429e-26 | -25.588 | -25.615 | -0.027 |
| U (OH) 2+2 | 5.590e-30 | 4.379e-30 | -29.253 | -29.359 | -0.106 |
| U (CO3) 4-4 | 1.341e-33 | 5.048e-34 | -32.873 | -33.297 | -0.424 |
| UOH+3 | 1.833e-34 | 1.058e-34 | -33.737 | -33.975 | -0.239 |
| UF2+2 | 2.796e-35 | 2.190e-35 | -34.554 | -34.660 | -0.106 |
| UF3+ | 1.139e-35 | 1.072e-35 | -34.943 | -34.970 | -0.027 |
| UF+3 | 2.157e-36 | 1.245e-36 | -35.666 | -35.905 | -0.239 |
| UF4 | 2.052e-37 | 2.054e-37 | -36.688 | -36.687 | 0.000 |
| USO4+2 | 1.096e-37 | 8.585e-38 | -36.960 | -37.066 | -0.106 |
| U (SO4) 2 | 4.487e-38 | 4.490e-38 | -37.348 | -37.348 | 0.000 |
| U (CO3) 5-6 | 2.148e-39 | 2.384e-40 | -38.668 | -39.623 | -0.955 |
| U+4 | 6.671e-40 | 2.511e-40 | -39.176 | -39.600 | -0.424 |
| UF5- | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -41.028 | -41.055 | -0.027 |
| UC1+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -41.719 | -41.958 | -0.239 |
| UNO3+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -43.011 | -43.250 | -0.239 |
| UF6-2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -44.454 | -44.560 | -0.106 |
| U (NO3) 2+2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -47.434 | -47.540 | -0.106 |
| U6 (OH) 15+9 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -153.653 | -155.801 | -2.148 |
| U (5) | 1.405e-16 | | | | |
| UO2+ | 1.405e-16 | 1.321e-16 | -15.852 | -15.879 | -0.027 |
| UO2 (CO3) 3-5 | 1.371e-28 | 2.980e-29 | -27.863 | -28.526 | -0.663 |
| U (6) | 2.101e-08 | | | | |
| UO2 (CO3) 2-2 | 1.656e-08 | 1.297e-08 | -7.781 | -7.887 | -0.106 |
| UO2CO3 | 3.287e-09 | 3.289e-09 | -8.483 | -8.483 | 0.000 |
| UO2 (CO3) 3-4 | 1.107e-09 | 4.167e-10 | -8.956 | -9.380 | -0.424 |
| UO2OH+ | 3.816e-11 | 3.590e-11 | -10.418 | -10.445 | -0.027 |
| UO2 (OH) 3- | 1.619e-11 | 1.523e-11 | -10.791 | -10.817 | -0.027 |
| UO2+2 | 4.886e-12 | 3.827e-12 | -11.311 | -11.417 | -0.106 |
| UO2F+ | 1.067e-12 | 1.004e-12 | -11.972 | -11.998 | -0.027 |
| UO2SO4 | 3.782e-13 | 3.785e-13 | -12.422 | -12.422 | 0.000 |
| UO2F2 | 7.458e-15 | 7.463e-15 | -14.127 | -14.127 | 0.000 |
| UO2 (SO4) 2-2 | 3.615e-16 | 2.831e-16 | -15.442 | -15.548 | -0.106 |
| (UO2) 2 (OH) 2+2 | 2.848e-16 | 2.231e-16 | -15.545 | -15.652 | -0.106 |
| UO2C1+ | 2.828e-16 | 2.661e-16 | -15.548 | -15.575 | -0.027 |
| UO2NO3+ | 6.159e-17 | 5.794e-17 | -16.211 | -16.237 | -0.027 |
| UO2F3- | 3.326e-18 | 3.129e-18 | -17.478 | -17.505 | -0.027 |
| (UO2) 3 (OH) 5+ | 1.784e-18 | 1.678e-18 | -17.749 | -17.775 | -0.027 |
| UO2 (OH) 4-2 | 1.227e-18 | 9.610e-19 | -17.911 | -18.017 | -0.106 |
| (UO2) 2OH+3 | 2.016e-19 | 1.163e-19 | -18.696 | -18.934 | -0.239 |
| (UO2) 3 (OH) 7- | 9.439e-20 | 8.880e-20 | -19.025 | -19.052 | -0.027 |
| (UO2) 3 (CO3) 6-6 | 6.430e-20 | 7.137e-21 | -19.192 | -20.147 | -0.955 |
| (UO2) 3 (OH) 4+2 | 2.262e-20 | 1.772e-20 | -19.645 | -19.752 | -0.106 |
| UO2C12 | 6.832e-22 | 6.837e-22 | -21.165 | -21.165 | 0.000 |
| (UO2) 4 (OH) 7+ | 4.548e-22 | 4.278e-22 | -21.342 | -21.369 | -0.027 |
| UO2F4-2 | 5.823e-23 | 4.561e-23 | -22.235 | -22.341 | -0.106 |

| | | | | | | |
|------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|--|
| Zn | 1.071e-06 | | | | | |
| Zn+2 | 8.669e-07 | 6.790e-07 | -6.062 | -6.168 | -0.106 | |
| ZnHCO3+ | 1.574e-07 | 1.481e-07 | -6.803 | -6.829 | -0.027 | |
| ZnCO3 | 3.036e-08 | 3.039e-08 | -7.518 | -7.517 | 0.000 | |
| ZnSO4 | 1.501e-08 | 1.502e-08 | -7.824 | -7.823 | 0.000 | |
| ZnOH+ | 9.507e-10 | 8.944e-10 | -9.022 | -9.048 | -0.027 | |
| Zn(CO3)2-2 | 1.860e-10 | 1.457e-10 | -9.730 | -9.836 | -0.106 | |
| Zn(OH)2 | 1.354e-10 | 1.355e-10 | -9.869 | -9.868 | 0.000 | |
| ZnCl+ | 5.393e-11 | 5.073e-11 | -10.268 | -10.295 | -0.027 | |
| Zn(SO4)2-2 | 1.876e-11 | 1.469e-11 | -10.727 | -10.833 | -0.106 | |
| ZnF+ | 1.849e-11 | 1.739e-11 | -10.733 | -10.760 | -0.027 | |
| ZnOHCl | 4.982e-12 | 4.986e-12 | -11.303 | -11.302 | 0.000 | |
| ZnCl2 | 2.775e-15 | 2.777e-15 | -14.557 | -14.556 | 0.000 | |
| Zn(OH)3- | 1.813e-15 | 1.705e-15 | -14.742 | -14.768 | -0.027 | |
| ZnCl3- | 1.678e-19 | 1.579e-19 | -18.775 | -18.802 | -0.027 | |
| Zn(OH)4-2 | 1.373e-21 | 1.076e-21 | -20.862 | -20.968 | -0.106 | |
| ZnCl4-2 | 4.965e-24 | 3.889e-24 | -23.304 | -23.410 | -0.106 | |

-----Saturation indices-----

| Phase | SI | log IAP | log KT | |
|----------------|--------|---------|--------|------------------------------------|
| Adularia | 0.29 | -21.48 | -21.77 | KAlSi3O8 |
| Al(OH)3(a) | 1.50 | 13.33 | 11.83 | Al(OH)3 |
| AlAsO4:2H2O | -3.86 | -19.70 | -15.84 | AlAsO4:2H2O |
| Albite | -1.66 | -20.67 | -19.01 | NaAlSi3O8 |
| AlumK | -13.41 | -18.86 | -5.45 | KAl(SO4)2:12H2O |
| Alunite | 7.24 | 7.80 | 0.55 | KAl3(SO4)2(OH)6 |
| Analcime | -3.04 | -16.45 | -13.41 | NaAlSi2O6:H2O |
| Anglesite | -3.55 | -11.42 | -7.87 | PbSO4 |
| Anhydrite | -2.85 | -7.19 | -4.34 | CaSO4 |
| Annite | 3.21 | -84.86 | -88.07 | KFe3AlSi3O10(OH)2 |
| Anorthite | -0.27 | -20.43 | -20.16 | CaAl2Si2O8 |
| Antlerite | -8.91 | -0.62 | 8.29 | Cu3(OH)4SO4 |
| Aragonite | -1.61 | -9.87 | -8.26 | CaCO3 |
| Arsenolite | -31.61 | -33.27 | -1.66 | As2O3 |
| Artinite | -12.08 | -1.36 | 10.72 | MgCO3:Mg(OH)2:3H2O |
| As2O5(cr) | -32.08 | -23.56 | 8.52 | As2O5 |
| As_native | -41.07 | -54.67 | -13.60 | As |
| Atacamite | -7.89 | 0.18 | 8.07 | Cu2(OH)3Cl |
| Azurite | -7.12 | -2.17 | 4.95 | Cu3(OH)2(CO3)2 |
| B-UO2(OH)2 | -4.29 | 1.78 | 6.08 | UO2(OH)2 |
| Basaluminite | 13.44 | 36.14 | 22.70 | Al4(OH)10SO4 |
| Beidellite | 7.61 | -40.01 | -47.62 | (NaKMG0.5)0.11Al2.33Si3.67O10(OH)2 |
| Bianchite | -8.38 | -10.14 | -1.76 | ZnSO4:6H2O |
| Birnessite | -11.10 | 32.50 | 43.60 | MnO2 |
| Bixbyite | -13.37 | -13.39 | -0.02 | Mn2O3 |
| Boehmite | 3.65 | 13.33 | 9.68 | AlOOH |
| Brochantite | -10.45 | 4.89 | 15.34 | Cu4(OH)6SO4 |
| Brucite | -8.65 | 9.24 | 17.89 | Mg(OH)2 |
| Bunsenite | -7.76 | 5.62 | 13.38 | NiO |
| Ca3(AsO4)2:4w | -17.20 | -36.10 | -18.91 | Ca3(AsO4)2:4H2O |
| Calcite | -1.46 | -9.87 | -8.41 | CaCO3 |
| Cd(gamma) | -35.24 | -20.95 | 14.29 | Cd |
| Cd(OH)2 | -9.24 | 4.41 | 13.65 | Cd(OH)2 |
| Cd(OH)2(a) | -10.13 | 4.41 | 14.54 | Cd(OH)2 |
| Cd3(OH)2(SO4)2 | -27.82 | -21.11 | 6.71 | Cd3(OH)2(SO4)2 |
| Cd3(OH)4SO4 | -26.50 | -3.94 | 22.56 | Cd3(OH)4SO4 |
| Cd4(OH)6SO4 | -27.93 | 0.47 | 28.40 | Cd4(OH)6SO4 |
| CdCl2 | -16.79 | -17.30 | -0.51 | CdCl2 |
| CdCl2:2.5H2O | -15.29 | -17.30 | -2.01 | CdCl2:2.5H2O |
| CdCl2:H2O | -15.66 | -17.30 | -1.64 | CdCl2:H2O |
| CdF2 | -17.50 | -20.10 | -2.60 | CdF2 |
| CdMetal | -35.14 | -20.95 | 14.19 | Cd |
| CdOHCl | -10.25 | -6.44 | 3.81 | CdOHCl |
| CdSiO3 | -9.51 | 0.19 | 9.71 | CdSiO3 |
| CdSO4 | -13.23 | -12.76 | 0.47 | CdSO4 |
| CdSO4:2.7H2O | -11.06 | -12.76 | -1.71 | CdSO4:2.67H2O |
| CdSO4:H2O | -11.40 | -12.76 | -1.36 | CdSO4:H2O |
| Cerrusite | -0.78 | -14.10 | -13.32 | PbCO3 |
| Chalcanthite | -8.96 | -11.66 | -2.70 | CuSO4:5H2O |

| | | | | |
|----------------|--------|--------|--------|---------------------------------|
| Chalcedony | -0.48 | -4.22 | -3.73 | SiO2 |
| Chloritel4A | -14.05 | 60.22 | 74.26 | Mg5Al2Si3O10(OH)8 |
| Chlorite7A | -17.56 | 60.22 | 77.78 | Mg5Al2Si3O10(OH)8 |
| Chrysotile | -14.86 | 19.29 | 34.16 | Mg3Si2O5(OH)4 |
| Claudetite | -31.66 | -33.27 | -1.60 | As2O3 |
| Clinoenstatite | -7.10 | 5.03 | 12.12 | MgSiO3 |
| CO2(g) | -1.63 | -2.90 | -1.27 | CO2 |
| Coffinite | -10.20 | -17.42 | -7.22 | USiO4 |
| Cotunnite | -10.97 | -15.96 | -4.99 | PbCl2 |
| Cristobalite | -0.42 | -4.22 | -3.80 | SiO2 |
| Cu(OH)2 | -3.72 | 5.52 | 9.23 | Cu(OH)2 |
| Cu2(OH)3NO3 | -10.60 | -0.69 | 9.91 | Cu2(OH)3NO3 |
| Cu2SO4 | -24.41 | -26.19 | -1.77 | Cu2SO4 |
| Cu3(AsO4)2·6w | -14.38 | -49.50 | -35.12 | Cu3(AsO4)2·6H2O |
| CuCO3 | -4.70 | -14.33 | -9.63 | CuCO3 |
| CuF | -24.32 | -16.76 | 7.56 | CuF |
| CuF2 | -18.89 | -18.99 | -0.10 | CuF2 |
| CuF2·2H2O | -14.59 | -18.99 | -4.41 | CuF2·2H2O |
| CuMetal | -7.76 | -17.19 | -9.43 | Cu |
| CuOCuSO4 | -19.05 | -6.14 | 12.91 | CuO:CuSO4 |
| CupricFerrite | 12.58 | 19.97 | 7.38 | CuFe2O4 |
| Cuprite | -7.22 | -9.02 | -1.79 | Cu2O |
| CuprousFerrite | 11.49 | 2.72 | -8.77 | CuFeO2 |
| CuSO4 | -15.37 | -11.66 | 3.71 | CuSO4 |
| Diaspore | 5.49 | 13.33 | 7.84 | AlOOH |
| Diopside | -10.36 | 10.79 | 21.15 | CaMgSi2O6 |
| Dioptase | -5.55 | 1.30 | 6.85 | CuSiO3·H2O |
| Dolomite | -3.75 | -20.47 | -16.72 | CaMg(CO3)2 |
| Dolomite(d) | -4.36 | -20.47 | -16.11 | CaMg(CO3)2 |
| Epsomite | -5.68 | -7.93 | -2.25 | MgSO4·7H2O |
| Fe(OH)2·7Cl·3 | 7.01 | 3.97 | -3.04 | Fe(OH)2·7Cl·0.3 |
| Fe(OH)3(a) | 2.33 | 7.23 | 4.89 | Fe(OH)3 |
| Fe3(OH)8 | 2.17 | 22.39 | 20.22 | Fe3(OH)8 |
| Fluorite | -3.73 | -14.53 | -10.80 | CaF2 |
| Forsterite | -15.92 | 14.27 | 30.19 | Mg2SiO4 |
| Gibbsite | 4.33 | 13.33 | 9.00 | Al(OH)3 |
| Goethite | 7.66 | 7.23 | -0.44 | FeOOH |
| Goslarite | -8.05 | -10.14 | -2.09 | ZnSO4·7H2O |
| Greenalite | -5.42 | 15.39 | 20.81 | Fe3Si2O5(OH)4 |
| Gummitite | -9.51 | 1.78 | 11.30 | UO3 |
| Gypsum | -2.60 | -7.19 | -4.59 | CaSO4·2H2O |
| H2(g) | -25.36 | -28.44 | -3.08 | H2 |
| H2O(g) | -1.92 | -0.00 | 1.92 | H2O |
| Halite | -9.43 | -7.88 | 1.55 | NaCl |
| Halloysite | 4.17 | 18.22 | 14.05 | Al2Si2O5(OH)4 |
| Hausmannite | -18.17 | 46.77 | 64.94 | Mn3O4 |
| Hematite | 17.26 | 14.45 | -2.81 | Fe2O3 |
| Huntite | -12.72 | -41.69 | -28.97 | CaMg3(CO3)4 |
| Hydrocerrusite | -4.98 | -22.44 | -17.46 | Pb(OH)2·2PbCO3 |
| Hydromagnesite | -26.45 | -33.18 | -6.73 | Mg5(CO3)4(OH)2·4H2O |
| Illite | 5.96 | -36.43 | -42.39 | K0.6Mg0.25Al2.3Si3.5O10(OH)2 |
| Jarosite(ss) | -1.09 | -10.92 | -9.83 | (K0.77Na0.03H0.2)Fe3(SO4)2(OH)6 |
| Jarosite-K | -2.52 | -10.51 | -8.00 | KFe3(SO4)2(OH)6 |
| Jarosite-Na | -5.82 | -9.69 | -3.88 | NaFe3(SO4)2(OH)6 |
| JarositeH | -9.42 | -12.67 | -3.25 | (H3O)Fe3(SO4)2(OH)6 |
| Jurbanite | -0.61 | -3.84 | -3.23 | AlOHSO4 |
| Kaolinite | 9.42 | 18.22 | 8.81 | Al2Si2O5(OH)4 |
| Kmica | 14.48 | 29.49 | 15.01 | KAl3Si3O10(OH)2 |
| Langite | -13.43 | 4.89 | 18.33 | Cu4(OH)6SO4·H2O |
| Larnakite | -5.64 | -5.67 | -0.03 | PbO:PbSO4 |
| Laumontite | 3.63 | -28.86 | -32.50 | CaAl2Si4O12·4H2O |
| Laurionite | -5.73 | -5.10 | 0.62 | PbOHCl |
| Leonhardite | 15.52 | -57.73 | -73.25 | Ca2Al4Si8O24·7H2O |
| Litharge | -7.60 | 5.75 | 13.36 | PbO |
| Magadiite | -12.25 | -26.55 | -14.30 | NaSi7O13(OH)3·3H2O |
| Maghemite | 8.06 | 14.45 | 6.39 | Fe2O3 |
| Magnesite | -2.82 | -10.61 | -7.79 | MgCO3 |
| Magnetite | 16.70 | 22.39 | 5.70 | Fe3O4 |
| Malachite | -4.25 | 1.67 | 5.92 | Cu2(OH)2CO3 |
| Manganite | -5.52 | 19.82 | 25.34 | MnOOH |
| Massicot | -7.81 | 5.75 | 13.56 | PbO |

| | | | | |
|--|--------|--------|--------|-----------------------------|
| Matlockite | -7.62 | -17.36 | -9.74 | PbClF |
| Melanothallite | -20.40 | -16.19 | 4.21 | CuCl2 |
| Melanterite | -6.82 | -9.23 | -2.41 | FeSO4:7H2O |
| Minium | -35.07 | 42.61 | 77.68 | Pb3O4 |
| Mirabilite | -9.37 | -11.22 | -1.85 | Na2SO4:10H2O |
| Mn2(SO4)3 | -60.71 | -64.91 | -4.19 | Mn2(SO4)3 |
| Mn3(AsO4)2:8H2O | -15.93 | -44.64 | -28.71 | Mn3(AsO4)2:8H2O |
| MnCl2:4H2O | -16.61 | -14.57 | 2.04 | MnCl2:4H2O |
| MnSO4 | -13.31 | -10.04 | 3.27 | MnSO4 |
| Monteponite | -10.32 | 4.41 | 14.73 | CdO |
| Montmorillonite-Aberdeen | 4.69 | -25.00 | -29.69 | |
| (HNaK)0.14Mg0.45Fe0.33Al1.47Si3.82O10(OH)2 | | | | |
| Montmorillonite-BelleFourche | 5.96 | -28.95 | -34.91 | |
| (HNaK)0.09Mg0.29Fe0.24Al1.57Si3.93O10(OH)2 | | | | |
| Montmorillonite-Ca | 7.86 | -39.43 | -47.29 | Ca0.165Al2.33Si3.67O10(OH)2 |
| Morenosite | -9.07 | -11.55 | -2.47 | NiSO4:7H2O |
| Na4UO2(CO3)3 | -29.57 | -45.86 | -16.29 | Na4UO2(CO3)3 |
| Nahcolite | -5.69 | -6.39 | -0.69 | NaHCO3 |
| Nantokite | -8.21 | -15.36 | -7.15 | CuCl |
| Natron | -11.98 | -13.90 | -1.92 | Na2CO3:10H2O |
| Nesquehonite | -5.21 | -10.61 | -5.40 | MgCO3:3H2O |
| Ni(OH)2 | -3.99 | 5.62 | 9.62 | Ni(OH)2 |
| Ni2SiO4 | -8.81 | 7.03 | 15.84 | Ni2SiO4 |
| Ni3(AsO4)2:8H2O | -23.67 | -49.18 | -25.51 | Ni3(AsO4)2:8H2O |
| Ni4(OH)6SO4 | -26.68 | 5.32 | 32.00 | Ni4(OH)6SO4 |
| NiCO3 | -7.77 | -14.23 | -6.45 | NiCO3 |
| Nsutite | -10.07 | 32.50 | 42.56 | MnO2 |
| O2(g) | -37.83 | -40.59 | -2.77 | O2 |
| Otavite | -3.34 | -15.44 | -12.10 | CdCO3 |
| Pb(OH)2 | -2.94 | 5.75 | 8.69 | Pb(OH)2 |
| Pb2(OH)3Cl | -8.14 | 0.65 | 8.79 | Pb2(OH)3Cl |
| Pb2O(OH)2 | -14.70 | 11.50 | 26.20 | PbO:Pb(OH)2 |
| Pb2O3 | -24.18 | 36.86 | 61.04 | Pb2O3 |
| Pb2OCO3 | -8.29 | -8.35 | -0.06 | PbO:PbCO3 |
| Pb2SiO4 | -13.48 | 7.29 | 20.77 | Pb2SiO4 |
| Pb3(AsO4)2 | -13.39 | -48.80 | -35.40 | Pb3(AsO4)2 |
| Pb3O2CO3 | -14.64 | -2.60 | 12.05 | PbCO3:2PbO |
| Pb3O2SO4 | -11.12 | 0.08 | 11.21 | PbSO4:2PbO |
| Pb4(OH)6SO4 | -15.27 | 5.83 | 21.10 | Pb4(OH)6SO4 |
| Pb4O3SO4 | -17.63 | 5.83 | 23.46 | PbSO4:3PbO |
| PbF2 | -11.35 | -18.76 | -7.41 | PbF2 |
| PbMetal | -23.86 | -19.61 | 4.25 | Pb |
| PbO:0.3H2O | -7.23 | 5.75 | 12.98 | PbO:0.33H2O |
| PbSiO3 | -6.15 | 1.53 | 7.68 | PbSiO3 |
| Phillipsite | -1.20 | -21.07 | -19.87 | Na0.5K0.5AlSi3O8:H2O |
| Phlogopite | -14.38 | 30.56 | 44.94 | KMg3AlSi3O10(OH)2 |
| Phosgenite | -10.24 | -30.05 | -19.81 | PbCl2:PbCO3 |
| Plattnerite | -20.94 | 31.11 | 52.05 | PbO2 |
| Portlandite | -14.02 | 9.98 | 24.00 | Ca(OH)2 |
| Prehnite | -2.57 | -14.66 | -12.10 | Ca2Al2Si3O10(OH)2 |
| Pyrochroite | -8.06 | 7.14 | 15.20 | Mn(OH)2 |
| Pyrolusite | -11.41 | 32.50 | 43.91 | MnO2 |
| Pyrophyllite | 9.47 | -38.85 | -48.31 | Al2Si4O10(OH)2 |
| Quartz | -0.00 | -4.22 | -4.21 | SiO2 |
| Retgersite | -9.47 | -11.55 | -2.08 | NiSO4:6H2O |
| Rhodochrosite | -1.64 | -12.71 | -11.07 | MnCO3 |
| Rhodochrosite(d) | -2.32 | -12.71 | -10.39 | MnCO3 |
| Rutherfordine | -3.67 | -18.07 | -14.39 | UO2CO3 |
| Schoepite | -4.09 | 1.78 | 5.87 | UO2(OH)2:H2O |
| Scorodite | -5.55 | -25.80 | -20.25 | FeAsO4:2H2O |
| Sepiolite | -10.34 | 5.83 | 16.18 | Mg2Si3O7.5OH:3H2O |
| Sepiolite(d) | -12.83 | 5.83 | 18.66 | Mg2Si3O7.5OH:3H2O |
| Siderite | -1.11 | -11.91 | -10.79 | FeCO3 |
| Siderite(d)(3) | -1.46 | -11.91 | -10.45 | FeCO3 |
| Silicagel | -1.03 | -4.22 | -3.19 | SiO2 |
| SiO2(a) | -1.38 | -4.22 | -2.84 | SiO2 |
| Smithsonite | -2.99 | -12.82 | -9.83 | ZnCO3 |
| Talc | -12.34 | 10.86 | 23.20 | Mg3Si4O10(OH)2 |
| Tenorite | -2.70 | 5.52 | 8.21 | CuO |
| Thenardite | -11.07 | -11.22 | -0.16 | Na2SO4 |
| Thermonatrite | -14.13 | -13.90 | 0.23 | Na2CO3:H2O |

| | | | | |
|--|--------|--------|--------|---|
| Tremolite | -27.90 | 32.44 | 60.33 | Ca ₂ Mg ₅ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂ |
| Trona | -20.19 | -20.29 | -0.10 | NaHCO ₃ :Na ₂ CO ₃ :2H ₂ O |
| U(OH) ₂ SO ₄ | -27.17 | -30.37 | -3.20 | U(OH) ₂ SO ₄ |
| U ₃ O ₈ (c) | -13.91 | 11.12 | 25.03 | U ₃ O ₈ |
| U ₄ O ₉ (c) | -27.99 | -27.44 | 0.55 | U ₄ O ₉ |
| UF ₄ (c) | -44.35 | -62.22 | -17.87 | UF ₄ |
| UF ₄ :2.5H ₂ O | -34.67 | -62.22 | -27.55 | UF ₄ :2.5H ₂ O |
| UO ₂ (a) | -13.30 | -13.20 | 0.10 | UO ₂ |
| UO ₃ (gamma) | -6.69 | 1.78 | 8.47 | UO ₃ |
| Uraninite(c) | -9.12 | -13.20 | -4.08 | UO ₂ |
| Uranophane | -12.38 | 5.11 | 17.49 | Ca(UO ₂) ₂ (SiO ₃ OH) ₂ |
| Wairakite | -1.14 | -28.86 | -27.72 | CaAl ₂ Si ₄ O ₁₂ :2H ₂ O |
| Willemite | -6.78 | 9.85 | 16.63 | Zn ₂ SiO ₄ |
| Zincite(c) | -4.96 | 7.03 | 11.99 | ZnO |
| Zincosite | -13.90 | -10.14 | 3.76 | ZnSO ₄ |
| Zn(NO ₃) ₂ :6H ₂ O | -19.63 | -16.41 | 3.23 | Zn(NO ₃) ₂ :6H ₂ O |
| Zn(OH) ₂ -a | -5.42 | 7.03 | 12.45 | Zn(OH) ₂ |
| Zn(OH) ₂ -b | -4.72 | 7.03 | 11.75 | Zn(OH) ₂ |
| Zn(OH) ₂ -c | -5.17 | 7.03 | 12.20 | Zn(OH) ₂ |
| Zn(OH) ₂ -e | -4.47 | 7.03 | 11.50 | Zn(OH) ₂ |
| Zn(OH) ₂ -g | -4.68 | 7.03 | 11.71 | Zn(OH) ₂ |
| Zn ₂ (OH) ₂ SO ₄ | -10.61 | -3.11 | 7.50 | Zn ₂ (OH) ₂ SO ₄ |
| Zn ₂ (OH) ₃ Cl | -11.99 | 3.21 | 15.20 | Zn ₂ (OH) ₃ Cl |
| Zn ₃ (AsO ₄) ₂ :2.5w | -17.41 | -44.95 | -27.55 | Zn ₃ (AsO ₄) ₂ :2.5H ₂ O |
| Zn ₃ O(SO ₄) ₂ | -34.68 | -13.25 | 21.43 | ZnO:2ZnSO ₄ |
| Zn ₄ (OH) ₆ SO ₄ | -17.45 | 10.95 | 28.40 | Zn ₄ (OH) ₆ SO ₄ |
| Zn ₅ (OH) ₈ Cl ₂ | -25.05 | 13.45 | 38.50 | Zn ₅ (OH) ₈ Cl ₂ |
| ZnCl ₂ | -22.39 | -14.68 | 7.71 | ZnCl ₂ |
| ZnCO ₃ :H ₂ O | -2.56 | -12.82 | -10.26 | ZnCO ₃ :H ₂ O |
| ZnF ₂ | -16.47 | -17.48 | -1.01 | ZnF ₂ |
| ZnMetal | -45.51 | -18.33 | 27.19 | Zn |
| ZnO(a) | -4.28 | 7.03 | 11.31 | ZnO |
| ZnSiO ₃ | -0.82 | 2.81 | 3.64 | ZnSiO ₃ |
| ZnSO ₄ :H ₂ O | -9.98 | -10.14 | -0.16 | ZnSO ₄ :H ₂ O |

Beginning of batch-reaction calculations.

Reaction step 1.

Using mix 1.

Mixture 1.

1.000e+00 Solution 1LIXIVIADOS
1.000e+00 Solution 2AGUA SUBTERRANEA

-----Solution composition-----

| Elements | Molality | Moles |
|----------|-----------|-----------|
| Al | 5.560e-05 | 1.112e-04 |
| As | 2.670e-08 | 5.340e-08 |
| C | 1.559e-03 | 3.118e-03 |
| Ca | 3.957e-04 | 7.914e-04 |
| Cd | 1.112e-09 | 2.225e-09 |
| Cl | 7.292e-03 | 1.458e-02 |
| Cu | 3.935e-08 | 7.870e-08 |
| F | 1.316e-05 | 2.632e-05 |
| Fe | 6.816e-05 | 1.363e-04 |
| K | 1.918e-05 | 3.837e-05 |
| Li | 1.441e-06 | 2.883e-06 |
| Mg | 1.576e-03 | 3.152e-03 |
| Mn | 6.372e-07 | 1.274e-06 |
| N | 3.504e-03 | 7.009e-03 |
| Na | 1.350e-02 | 2.701e-02 |
| Ni | 4.259e-08 | 8.518e-08 |
| Pb | 1.207e-07 | 2.414e-07 |
| S | 5.102e-03 | 1.020e-02 |
| Si | 3.029e-05 | 6.059e-05 |

U 1.050e-08 2.101e-08
 Zn 5.355e-07 1.071e-06

-----Description of solution-----

pH = 5.998 Charge balance
 pe = -1.884 Adjusted to redox equilibrium
 Activity of water = 0.999
 Ionic strength = 2.300e-02
 Mass of water (kg) = 2.000e+00
 Total alkalinity (eq/kg) = 5.653e-04
 Total CO2 (mol/kg) = 1.559e-03
 Temperature (deg C) = 17.500
 Electrical balance (eq) = 2.549e-13
 Percent error, 100*(Cat-|An|)/(Cat+|An|) = 0.00
 Iterations = 20
 Total H = 2.220452e+02
 Total O = 1.110691e+02

-----Distribution of species-----

| Species | Molality | Activity | Log Molality | Log Activity | Log Gamma |
|--------------|-----------|-----------|--------------|--------------|-----------|
| H+ | 1.134e-06 | 1.005e-06 | -5.945 | -5.998 | -0.053 |
| OH- | 6.377e-09 | 5.519e-09 | -8.195 | -8.258 | -0.063 |
| H2O | 5.551e+01 | 9.995e-01 | 1.744 | -0.000 | 0.000 |
| Al | 5.560e-05 | | | | |
| Al(OH)2+ | 2.175e-05 | 1.882e-05 | -4.662 | -4.725 | -0.063 |
| AlF2+ | 8.783e-06 | 4.926e-06 | -5.056 | -5.307 | -0.251 |
| AlOH+2 | 8.537e-06 | 4.789e-06 | -5.069 | -5.320 | -0.251 |
| AlSO4+ | 6.692e-06 | 5.791e-06 | -5.174 | -5.237 | -0.063 |
| Al(OH)4- | 3.070e-06 | 2.657e-06 | -5.513 | -5.576 | -0.063 |
| Al+3 | 2.922e-06 | 7.956e-07 | -5.534 | -6.099 | -0.565 |
| AlF2+ | 1.777e-06 | 1.538e-06 | -5.750 | -5.813 | -0.063 |
| Al(OH)3 | 1.536e-06 | 1.544e-06 | -5.814 | -5.811 | 0.002 |
| Al(SO4)2- | 5.193e-07 | 4.494e-07 | -6.285 | -6.347 | -0.063 |
| AlF3 | 1.239e-08 | 1.246e-08 | -7.907 | -7.905 | 0.002 |
| AlF4- | 3.710e-12 | 3.210e-12 | -11.431 | -11.493 | -0.063 |
| AlHSO4+2 | 8.673e-13 | 4.864e-13 | -12.062 | -12.313 | -0.251 |
| As(3) | 2.670e-08 | | | | |
| H3AsO3 | 2.518e-08 | 2.531e-08 | -7.599 | -7.597 | 0.002 |
| AsS(OH)(HS)- | 1.504e-09 | 1.302e-09 | -8.823 | -8.886 | -0.063 |
| H2AsO3- | 1.547e-11 | 1.339e-11 | -10.810 | -10.873 | -0.063 |
| H4AsO3+ | 1.456e-14 | 1.260e-14 | -13.837 | -13.900 | -0.063 |
| HAsO3-2 | 3.403e-20 | 1.909e-20 | -19.468 | -19.719 | -0.251 |
| As3S4(HS)2- | 4.083e-21 | 3.533e-21 | -20.389 | -20.452 | -0.063 |
| AsO3-3 | 1.070e-29 | 2.912e-30 | -28.971 | -29.536 | -0.565 |
| As(5) | 3.557e-16 | | | | |
| H2AsO4- | 3.225e-16 | 2.791e-16 | -15.491 | -15.554 | -0.063 |
| HAsO4-2 | 3.313e-17 | 1.858e-17 | -16.480 | -16.731 | -0.251 |
| H3AsO4 | 5.170e-20 | 5.198e-20 | -19.287 | -19.284 | 0.002 |
| AsO4-3 | 1.259e-22 | 3.427e-23 | -21.900 | -22.465 | -0.565 |
| C(-4) | 3.497e-11 | | | | |
| CH4 | 3.497e-11 | 3.515e-11 | -10.456 | -10.454 | 0.002 |
| C(4) | 1.559e-03 | | | | |
| CO2 | 1.063e-03 | 1.069e-03 | -2.973 | -2.971 | 0.002 |
| HCO3- | 4.868e-04 | 4.238e-04 | -3.313 | -3.373 | -0.060 |
| MgHCO3+ | 3.975e-06 | 3.440e-06 | -5.401 | -5.463 | -0.063 |
| NaHCO3 | 2.742e-06 | 2.756e-06 | -5.562 | -5.560 | 0.002 |
| FeHCO3+ | 1.494e-06 | 1.293e-06 | -5.826 | -5.888 | -0.063 |
| CaHCO3+ | 9.748e-07 | 8.436e-07 | -6.011 | -6.074 | -0.063 |
| CO3-2 | 2.915e-08 | 1.675e-08 | -7.535 | -7.776 | -0.241 |
| MnHCO3+ | 1.238e-08 | 1.072e-08 | -7.907 | -7.970 | -0.063 |
| FeCO3 | 1.220e-08 | 1.226e-08 | -7.914 | -7.912 | 0.002 |
| MgCO3 | 1.010e-08 | 1.015e-08 | -7.996 | -7.993 | 0.002 |
| CaCO3 | 4.380e-09 | 4.404e-09 | -8.358 | -8.356 | 0.002 |
| NaCO3- | 2.827e-09 | 2.447e-09 | -8.549 | -8.611 | -0.063 |
| NiCO3 | 2.143e-09 | 2.154e-09 | -8.669 | -8.667 | 0.002 |
| NiHCO3+ | 1.173e-09 | 1.015e-09 | -8.931 | -8.994 | -0.063 |
| ZnHCO3+ | 7.672e-10 | 6.639e-10 | -9.115 | -9.178 | -0.063 |

| | | | | | |
|-------------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|
| PbHCO3+ | 5.161e-10 | 4.466e-10 | -9.287 | -9.350 | -0.063 |
| PbCO3 | 3.841e-10 | 3.861e-10 | -9.416 | -9.413 | 0.002 |
| MnCO3 | 3.754e-10 | 3.774e-10 | -9.426 | -9.423 | 0.002 |
| ZnCO3 | 4.136e-11 | 4.158e-11 | -10.383 | -10.381 | 0.002 |
| UO2CO3 | 2.059e-11 | 2.070e-11 | -10.686 | -10.684 | 0.002 |
| UO2 (CO3) 2-2 | 1.259e-11 | 7.064e-12 | -10.900 | -11.151 | -0.251 |
| Ni (CO3) 2-2 | 1.118e-13 | 6.269e-14 | -12.952 | -13.203 | -0.251 |
| UO2 (CO3) 3-4 | 9.199e-14 | 9.105e-15 | -13.036 | -14.041 | -1.004 |
| Pb (CO3) 2-2 | 2.896e-14 | 1.624e-14 | -13.538 | -13.789 | -0.251 |
| Zn (CO3) 2-2 | 2.654e-14 | 1.489e-14 | -13.576 | -13.827 | -0.251 |
| CuHCO3+ | 6.303e-15 | 5.455e-15 | -14.200 | -14.263 | -0.063 |
| CdHCO3+ | 3.261e-15 | 2.822e-15 | -14.487 | -14.549 | -0.063 |
| CuCO3 | 2.298e-15 | 2.310e-15 | -14.639 | -14.636 | 0.002 |
| CdCO3 | 2.787e-18 | 2.801e-18 | -17.555 | -17.553 | 0.002 |
| Cu (CO3) 2-2 | 8.682e-20 | 4.870e-20 | -19.061 | -19.312 | -0.251 |
| U (CO3) 4-4 | 5.671e-21 | 5.613e-22 | -20.246 | -21.251 | -1.004 |
| Cd (CO3) 2-2 | 2.645e-22 | 1.484e-22 | -21.578 | -21.829 | -0.251 |
| UO2 (CO3) 3-5 | 3.388e-24 | 9.130e-26 | -23.470 | -25.040 | -1.569 |
| U (CO3) 5-6 | 9.013e-27 | 4.952e-29 | -26.045 | -28.305 | -2.260 |
| (UO2) 3 (CO3) 6-6 | 1.143e-28 | 6.280e-31 | -27.942 | -30.202 | -2.260 |
| Ca | 3.957e-04 | | | | |
| Ca+2 | 3.108e-04 | 1.785e-04 | -3.508 | -3.748 | -0.241 |
| CaSO4 | 8.387e-05 | 8.432e-05 | -4.076 | -4.074 | 0.002 |
| CaHCO3+ | 9.748e-07 | 8.436e-07 | -6.011 | -6.074 | -0.063 |
| CaCO3 | 4.380e-09 | 4.404e-09 | -8.358 | -8.356 | 0.002 |
| CaF+ | 9.738e-10 | 8.427e-10 | -9.012 | -9.074 | -0.063 |
| CaHSO4+ | 5.259e-10 | 4.551e-10 | -9.279 | -9.342 | -0.063 |
| CaOH+ | 3.406e-11 | 2.948e-11 | -10.468 | -10.531 | -0.063 |
| Cd | 1.112e-09 | | | | |
| CdHS+ | 7.790e-10 | 6.742e-10 | -9.108 | -9.171 | -0.063 |
| Cd (HS) 2 | 3.325e-10 | 3.343e-10 | -9.478 | -9.476 | 0.002 |
| Cd+2 | 3.755e-13 | 2.106e-13 | -12.425 | -12.677 | -0.251 |
| CdSO4 | 1.466e-13 | 1.474e-13 | -12.834 | -12.832 | 0.002 |
| CdCl+ | 1.423e-13 | 1.231e-13 | -12.847 | -12.910 | -0.063 |
| Cd (HS) 3- | 1.265e-14 | 1.095e-14 | -13.898 | -13.961 | -0.063 |
| Cd (SO4) 2-2 | 7.679e-15 | 4.307e-15 | -14.115 | -14.366 | -0.251 |
| CdHCO3+ | 3.261e-15 | 2.822e-15 | -14.487 | -14.549 | -0.063 |
| CdCl2 | 3.119e-15 | 3.135e-15 | -14.506 | -14.504 | 0.002 |
| CdOHC1 | 4.272e-17 | 4.295e-17 | -16.369 | -16.367 | 0.002 |
| CdCl3- | 1.279e-17 | 1.107e-17 | -16.893 | -16.956 | -0.063 |
| CdOH+ | 1.138e-17 | 9.850e-18 | -16.944 | -17.007 | -0.063 |
| CdCO3 | 2.787e-18 | 2.801e-18 | -17.555 | -17.553 | 0.002 |
| CdF+ | 1.986e-18 | 1.719e-18 | -17.702 | -17.765 | -0.063 |
| Cd (HS) 4-2 | 6.545e-19 | 3.671e-19 | -18.184 | -18.435 | -0.251 |
| Cd (OH) 2 | 9.261e-22 | 9.310e-22 | -21.033 | -21.031 | 0.002 |
| Cd (CO3) 2-2 | 2.645e-22 | 1.484e-22 | -21.578 | -21.829 | -0.251 |
| CdF2 | 2.785e-24 | 2.800e-24 | -23.555 | -23.553 | 0.002 |
| Cd (OH) 3- | 1.201e-28 | 1.039e-28 | -27.921 | -27.983 | -0.063 |
| Cd2OH+3 | 4.107e-29 | 1.118e-29 | -28.387 | -28.952 | -0.565 |
| Cd (OH) 4-2 | 1.643e-36 | 9.214e-37 | -35.784 | -36.036 | -0.251 |
| CdNO3+ | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -93.438 | -93.501 | -0.063 |
| Cl | 7.292e-03 | | | | |
| Cl- | 7.291e-03 | 6.283e-03 | -2.137 | -2.202 | -0.065 |
| FeCl+ | 3.058e-07 | 2.647e-07 | -6.515 | -6.577 | -0.063 |
| CuCl2- | 1.412e-08 | 1.222e-08 | -7.850 | -7.913 | -0.063 |
| MnCl+ | 8.390e-09 | 7.261e-09 | -8.076 | -8.139 | -0.063 |
| PbCl+ | 3.169e-10 | 2.742e-10 | -9.499 | -9.562 | -0.063 |
| NiCl+ | 3.164e-10 | 2.738e-10 | -9.500 | -9.563 | -0.063 |
| CuCl3-2 | 2.106e-10 | 1.181e-10 | -9.676 | -9.928 | -0.251 |
| ZnCl+ | 1.732e-10 | 1.499e-10 | -9.761 | -9.824 | -0.063 |
| MnCl2 | 1.981e-11 | 1.991e-11 | -10.703 | -10.701 | 0.002 |
| NiCl2 | 6.213e-12 | 6.246e-12 | -11.207 | -11.204 | 0.002 |
| PbCl2 | 3.136e-12 | 3.153e-12 | -11.504 | -11.501 | 0.002 |
| ZnOHC1 | 2.562e-12 | 2.576e-12 | -11.591 | -11.589 | 0.002 |
| ZnCl2 | 9.511e-13 | 9.561e-13 | -12.022 | -12.019 | 0.002 |
| CdCl+ | 1.423e-13 | 1.231e-13 | -12.847 | -12.910 | -0.063 |
| MnCl3- | 3.982e-14 | 3.446e-14 | -13.400 | -13.463 | -0.063 |
| PbCl3- | 1.734e-14 | 1.500e-14 | -13.761 | -13.824 | -0.063 |
| ZnCl3- | 7.437e-15 | 6.436e-15 | -14.129 | -14.191 | -0.063 |
| CdCl2 | 3.119e-15 | 3.135e-15 | -14.506 | -14.504 | 0.002 |
| UO2Cl+ | 3.018e-15 | 2.612e-15 | -14.520 | -14.583 | -0.063 |

| | | | | | |
|--------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|
| CuCl+ | 3.443e-16 | 2.980e-16 | -15.463 | -15.526 | -0.063 |
| PbCl4-2 | 7.582e-17 | 4.252e-17 | -16.120 | -16.371 | -0.251 |
| CdOHC1 | 4.272e-17 | 4.295e-17 | -16.369 | -16.367 | 0.002 |
| ZnCl4-2 | 3.399e-17 | 1.907e-17 | -16.469 | -16.720 | -0.251 |
| CdCl3- | 1.279e-17 | 1.107e-17 | -16.893 | -16.956 | -0.063 |
| CuCl2 | 9.203e-19 | 9.251e-19 | -18.036 | -18.034 | 0.002 |
| UO2Cl2 | 8.141e-19 | 8.185e-19 | -18.089 | -18.087 | 0.002 |
| FeCl1+2 | 6.612e-21 | 3.709e-21 | -20.180 | -20.431 | -0.251 |
| FeCl2+ | 1.535e-22 | 1.328e-22 | -21.814 | -21.877 | -0.063 |
| CuCl3- | 2.079e-23 | 1.800e-23 | -22.682 | -22.745 | -0.063 |
| UCl+3 | 1.326e-23 | 3.610e-24 | -22.878 | -23.443 | -0.565 |
| FeCl3 | 8.302e-26 | 8.346e-26 | -25.081 | -25.079 | 0.002 |
| CuCl4-2 | 8.454e-28 | 4.742e-28 | -27.073 | -27.324 | -0.251 |
| Cu (1) | 1.544e-08 | | | | |
| CuCl2- | 1.412e-08 | 1.222e-08 | -7.850 | -7.913 | -0.063 |
| Cu+ | 1.111e-09 | 9.614e-10 | -8.954 | -9.017 | -0.063 |
| CuCl3-2 | 2.106e-10 | 1.181e-10 | -9.676 | -9.928 | -0.251 |
| Cu (2) | 2.390e-08 | | | | |
| Cu (HS) 3- | 2.390e-08 | 2.069e-08 | -7.622 | -7.684 | -0.063 |
| Cu+2 | 4.579e-14 | 2.568e-14 | -13.339 | -13.590 | -0.251 |
| CuSO4 | 1.258e-14 | 1.265e-14 | -13.900 | -13.898 | 0.002 |
| CuHCO3+ | 6.303e-15 | 5.455e-15 | -14.200 | -14.263 | -0.063 |
| CuCO3 | 2.298e-15 | 2.310e-15 | -14.639 | -14.636 | 0.002 |
| Cu (OH) 2 | 5.283e-16 | 5.311e-16 | -15.277 | -15.275 | 0.002 |
| CuCl+ | 3.443e-16 | 2.980e-16 | -15.463 | -15.526 | -0.063 |
| CuOH+ | 2.952e-16 | 2.555e-16 | -15.530 | -15.593 | -0.063 |
| CuCl2 | 9.203e-19 | 9.251e-19 | -18.036 | -18.034 | 0.002 |
| CuF+ | 3.263e-19 | 2.824e-19 | -18.486 | -18.549 | -0.063 |
| Cu (CO3) 2-2 | 8.682e-20 | 4.870e-20 | -19.061 | -19.312 | -0.251 |
| Cu (OH) 3- | 3.679e-23 | 3.184e-23 | -22.434 | -22.497 | -0.063 |
| CuCl3- | 2.079e-23 | 1.800e-23 | -22.682 | -22.745 | -0.063 |
| Cu2 (OH) 2+2 | 2.373e-26 | 1.331e-26 | -25.625 | -25.876 | -0.251 |
| CuCl4-2 | 8.454e-28 | 4.742e-28 | -27.073 | -27.324 | -0.251 |
| Cu (OH) 4-2 | 1.127e-29 | 6.319e-30 | -28.948 | -29.199 | -0.251 |
| F | 1.316e-05 | | | | |
| AlF+2 | 8.783e-06 | 4.926e-06 | -5.056 | -5.307 | -0.251 |
| AlF2+ | 1.777e-06 | 1.538e-06 | -5.750 | -5.813 | -0.063 |
| F- | 7.493e-07 | 6.484e-07 | -6.125 | -6.188 | -0.063 |
| MgF+ | 3.070e-08 | 2.657e-08 | -7.513 | -7.576 | -0.063 |
| AlF3 | 1.239e-08 | 1.246e-08 | -7.907 | -7.905 | 0.002 |
| NaF | 4.293e-09 | 4.316e-09 | -8.367 | -8.365 | 0.002 |
| CaF+ | 9.738e-10 | 8.427e-10 | -9.012 | -9.074 | -0.063 |
| HF | 8.509e-10 | 8.554e-10 | -9.070 | -9.068 | 0.002 |
| FeF+ | 2.287e-10 | 1.979e-10 | -9.641 | -9.704 | -0.063 |
| AlF4- | 3.710e-12 | 3.210e-12 | -11.431 | -11.493 | -0.063 |
| MnF+ | 1.471e-12 | 1.273e-12 | -11.832 | -11.895 | -0.063 |
| NiF+ | 2.594e-13 | 2.245e-13 | -12.586 | -12.649 | -0.063 |
| ZnF+ | 1.196e-13 | 1.035e-13 | -12.922 | -12.985 | -0.063 |
| UO2F+ | 2.765e-14 | 2.393e-14 | -13.558 | -13.621 | -0.063 |
| PbF+ | 1.768e-14 | 1.530e-14 | -13.753 | -13.815 | -0.063 |
| HF2- | 2.304e-15 | 1.994e-15 | -14.638 | -14.700 | -0.063 |
| UO2F2 | 5.209e-17 | 5.237e-17 | -16.283 | -16.281 | 0.002 |
| H2F2 | 2.474e-18 | 2.488e-18 | -17.607 | -17.604 | 0.002 |
| CdF+ | 1.986e-18 | 1.719e-18 | -17.702 | -17.765 | -0.063 |
| CuF+ | 3.263e-19 | 2.824e-19 | -18.486 | -18.549 | -0.063 |
| PbF2 | 2.015e-19 | 2.026e-19 | -18.696 | -18.693 | 0.002 |
| UF2+2 | 1.157e-19 | 6.491e-20 | -18.937 | -19.188 | -0.251 |
| UF+3 | 4.518e-20 | 1.230e-20 | -19.345 | -19.910 | -0.565 |
| FeF+2 | 4.064e-20 | 2.279e-20 | -19.391 | -19.642 | -0.251 |
| UF3+ | 1.122e-20 | 9.709e-21 | -19.950 | -20.013 | -0.063 |
| UO2F3- | 7.457e-21 | 6.454e-21 | -20.127 | -20.190 | -0.063 |
| FeF2+ | 6.205e-22 | 5.370e-22 | -21.207 | -21.270 | -0.063 |
| UF4 | 5.189e-23 | 5.216e-23 | -22.285 | -22.283 | 0.002 |
| CdF2 | 2.785e-24 | 2.800e-24 | -23.555 | -23.553 | 0.002 |
| PbF3- | 1.099e-24 | 9.515e-25 | -23.959 | -24.022 | -0.063 |
| FeF3 | 5.348e-25 | 5.376e-25 | -24.272 | -24.270 | 0.002 |
| UO2F4-2 | 4.809e-26 | 2.697e-26 | -25.318 | -25.569 | -0.251 |
| UF5- | 9.859e-28 | 8.532e-28 | -27.006 | -27.069 | -0.063 |
| PbF4-2 | 5.265e-31 | 2.953e-31 | -30.279 | -30.530 | -0.251 |
| UF6-2 | 1.298e-31 | 7.282e-32 | -30.887 | -31.138 | -0.251 |
| SiF6-2 | 1.266e-35 | 7.102e-36 | -34.898 | -35.149 | -0.251 |

| | | | | | | |
|--------------|-----------|-----------|----------|----------|--------|--|
| Fe (2) | 6.816e-05 | | | | | |
| Fe+2 | 5.441e-05 | 3.052e-05 | -4.264 | -4.515 | -0.251 | |
| FeSO4 | 1.193e-05 | 1.199e-05 | -4.923 | -4.921 | 0.002 | |
| FeHCO3+ | 1.494e-06 | 1.293e-06 | -5.826 | -5.888 | -0.063 | |
| FeCl+ | 3.058e-07 | 2.647e-07 | -6.515 | -6.577 | -0.063 | |
| FeCO3 | 1.220e-08 | 1.226e-08 | -7.914 | -7.912 | 0.002 | |
| FeOH+ | 6.243e-09 | 5.403e-09 | -8.205 | -8.267 | -0.063 | |
| Fe (HS) 2 | 1.267e-09 | 1.274e-09 | -8.897 | -8.895 | 0.002 | |
| FeF+ | 2.287e-10 | 1.979e-10 | -9.641 | -9.704 | -0.063 | |
| FeHSO4+ | 8.988e-11 | 7.779e-11 | -10.046 | -10.109 | -0.063 | |
| Fe (HS) 3- | 3.470e-14 | 3.003e-14 | -13.460 | -13.522 | -0.063 | |
| Fe (OH) 2 | 2.331e-14 | 2.343e-14 | -13.633 | -13.630 | 0.002 | |
| Fe (OH) 3- | 9.279e-19 | 8.030e-19 | -18.032 | -18.095 | -0.063 | |
| Fe (3) | 3.143e-14 | | | | | |
| Fe (OH) 2+ | 2.896e-14 | 2.507e-14 | -13.538 | -13.601 | -0.063 | |
| Fe (OH) 3 | 2.285e-15 | 2.297e-15 | -14.641 | -14.639 | 0.002 | |
| FeOH+2 | 1.816e-16 | 1.019e-16 | -15.741 | -15.992 | -0.251 | |
| Fe (OH) 4- | 1.768e-18 | 1.530e-18 | -17.753 | -17.815 | -0.063 | |
| FeSO4+ | 6.780e-19 | 5.867e-19 | -18.169 | -18.232 | -0.063 | |
| Fe+3 | 9.163e-20 | 2.495e-20 | -19.038 | -19.603 | -0.565 | |
| FeF+2 | 4.064e-20 | 2.279e-20 | -19.391 | -19.642 | -0.251 | |
| Fe (SO4) 2- | 3.661e-20 | 3.168e-20 | -19.436 | -19.499 | -0.063 | |
| FeCl+2 | 6.612e-21 | 3.709e-21 | -20.180 | -20.431 | -0.251 | |
| FeF2+ | 6.205e-22 | 5.370e-22 | -21.207 | -21.270 | -0.063 | |
| FeCl2+ | 1.535e-22 | 1.328e-22 | -21.814 | -21.877 | -0.063 | |
| FeHSO4+2 | 2.848e-24 | 1.597e-24 | -23.546 | -23.797 | -0.251 | |
| FeF3 | 5.348e-25 | 5.376e-25 | -24.272 | -24.270 | 0.002 | |
| FeCl3 | 8.302e-26 | 8.346e-26 | -25.081 | -25.079 | 0.002 | |
| Fe2 (OH) 2+4 | 3.878e-30 | 3.839e-31 | -29.411 | -30.416 | -1.004 | |
| Fe3 (OH) 4+5 | 1.517e-40 | 0.000e+00 | -39.819 | -41.388 | -1.569 | |
| H (0) | 9.015e-12 | | | | | |
| H2 | 4.507e-12 | 4.531e-12 | -11.346 | -11.344 | 0.002 | |
| K | 1.918e-05 | | | | | |
| K+ | 1.889e-05 | 1.628e-05 | -4.724 | -4.788 | -0.065 | |
| KSO4- | 2.939e-07 | 2.543e-07 | -6.532 | -6.595 | -0.063 | |
| Li | 1.441e-06 | | | | | |
| Li+ | 1.425e-06 | 1.234e-06 | -5.846 | -5.909 | -0.063 | |
| LiSO4- | 1.583e-08 | 1.370e-08 | -7.801 | -7.863 | -0.063 | |
| Mg | 1.576e-03 | | | | | |
| Mg+2 | 1.225e-03 | 7.129e-04 | -2.912 | -3.147 | -0.235 | |
| MgSO4 | 3.468e-04 | 3.486e-04 | -3.460 | -3.458 | 0.002 | |
| MgHCO3+ | 3.975e-06 | 3.440e-06 | -5.401 | -5.463 | -0.063 | |
| MgF+ | 3.070e-08 | 2.657e-08 | -7.513 | -7.576 | -0.063 | |
| MgCO3 | 1.010e-08 | 1.015e-08 | -7.996 | -7.993 | 0.002 | |
| MgOH+ | 1.485e-09 | 1.286e-09 | -8.828 | -8.891 | -0.063 | |
| Mn (2) | 6.372e-07 | | | | | |
| Mn+2 | 5.058e-07 | 2.837e-07 | -6.296 | -6.547 | -0.251 | |
| MnSO4 | 1.102e-07 | 1.108e-07 | -6.958 | -6.956 | 0.002 | |
| MnHCO3+ | 1.238e-08 | 1.072e-08 | -7.907 | -7.970 | -0.063 | |
| MnCl+ | 8.390e-09 | 7.261e-09 | -8.076 | -8.139 | -0.063 | |
| MnCO3 | 3.754e-10 | 3.774e-10 | -9.426 | -9.423 | 0.002 | |
| MnCl2 | 1.981e-11 | 1.991e-11 | -10.703 | -10.701 | 0.002 | |
| MnOH+ | 4.477e-12 | 3.875e-12 | -11.349 | -11.412 | -0.063 | |
| MnF+ | 1.471e-12 | 1.273e-12 | -11.832 | -11.895 | -0.063 | |
| MnCl3- | 3.982e-14 | 3.446e-14 | -13.400 | -13.463 | -0.063 | |
| Mn (OH) 3- | 5.116e-24 | 4.427e-24 | -23.291 | -23.354 | -0.063 | |
| Mn (NO3) 2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -168.588 | -168.585 | 0.002 | |
| Mn (3) | 1.366e-34 | | | | | |
| Mn+3 | 1.366e-34 | 3.719e-35 | -33.865 | -34.430 | -0.565 | |
| Mn (6) | 0.000e+00 | | | | | |
| MnO4-2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -87.128 | -87.380 | -0.251 | |
| Mn (7) | 0.000e+00 | | | | | |
| MnO4- | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -99.088 | -99.151 | -0.063 | |
| N (-3) | 2.921e-04 | | | | | |
| NH4+ | 2.828e-04 | 2.447e-04 | -3.549 | -3.611 | -0.063 | |
| NH4SO4- | 9.264e-06 | 8.017e-06 | -5.033 | -5.096 | -0.063 | |
| NH3 | 8.014e-08 | 8.057e-08 | -7.096 | -7.094 | 0.002 | |
| N (0) | 3.212e-03 | | | | | |
| N2 | 1.606e-03 | 1.615e-03 | -2.794 | -2.792 | 0.002 | |
| N (3) | 0.000e+00 | | | | | |
| NO2- | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -60.089 | -60.152 | -0.063 | |

| | | | | | | |
|-----------------|-----------|-----------|----------|----------|--------|--|
| N (5) | 0.000e+00 | | | | | |
| NO3- | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -81.260 | -81.323 | -0.063 | |
| PbNO3+ | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -88.967 | -89.030 | -0.063 | |
| CdNO3+ | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -93.438 | -93.501 | -0.063 | |
| UO2NO3+ | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -93.475 | -93.538 | -0.063 | |
| UNO3+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -102.334 | -102.899 | -0.565 | |
| Mn (NO3) 2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -168.588 | -168.585 | 0.002 | |
| U (NO3) 2+2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -183.141 | -183.392 | -0.251 | |
| Na | 1.350e-02 | | | | | |
| Na+ | 1.334e-02 | 1.157e-02 | -1.875 | -1.937 | -0.062 | |
| NaSO4- | 1.622e-04 | 1.404e-04 | -3.790 | -3.853 | -0.063 | |
| NaHCO3 | 2.742e-06 | 2.756e-06 | -5.562 | -5.560 | 0.002 | |
| NaF | 4.293e-09 | 4.316e-09 | -8.367 | -8.365 | 0.002 | |
| NaCO3- | 2.827e-09 | 2.447e-09 | -8.549 | -8.611 | -0.063 | |
| Ni | 4.259e-08 | | | | | |
| Ni+2 | 3.093e-08 | 1.735e-08 | -7.510 | -7.761 | -0.251 | |
| NiSO4 | 8.011e-09 | 8.053e-09 | -8.096 | -8.094 | 0.002 | |
| NiCO3 | 2.143e-09 | 2.154e-09 | -8.669 | -8.667 | 0.002 | |
| NiHCO3+ | 1.173e-09 | 1.015e-09 | -8.931 | -8.994 | -0.063 | |
| NiCl+ | 3.164e-10 | 2.738e-10 | -9.500 | -9.563 | -0.063 | |
| NiCl2 | 6.213e-12 | 6.246e-12 | -11.207 | -11.204 | 0.002 | |
| Ni (SO4) 2-2 | 2.095e-12 | 1.175e-12 | -11.679 | -11.930 | -0.251 | |
| NiOH+ | 1.603e-12 | 1.387e-12 | -11.795 | -11.858 | -0.063 | |
| NiF+ | 2.594e-13 | 2.245e-13 | -12.586 | -12.649 | -0.063 | |
| Ni (CO3) 2-2 | 1.118e-13 | 6.269e-14 | -12.952 | -13.203 | -0.251 | |
| Ni (OH) 2 | 1.708e-15 | 1.717e-15 | -14.767 | -14.765 | 0.002 | |
| Ni (OH) 3- | 1.974e-20 | 1.708e-20 | -19.705 | -19.767 | -0.063 | |
| O (0) | 0.000e+00 | | | | | |
| O2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -72.178 | -72.176 | 0.002 | |
| Pb | 1.207e-07 | | | | | |
| Pb (HS) 2 | 1.151e-07 | 1.157e-07 | -6.939 | -6.937 | 0.002 | |
| Pb+2 | 2.365e-09 | 1.327e-09 | -8.626 | -8.877 | -0.251 | |
| PbSO4 | 1.887e-09 | 1.898e-09 | -8.724 | -8.722 | 0.002 | |
| PbHCO3+ | 5.161e-10 | 4.466e-10 | -9.287 | -9.350 | -0.063 | |
| PbCO3 | 3.841e-10 | 3.861e-10 | -9.416 | -9.413 | 0.002 | |
| PbCl+ | 3.169e-10 | 2.742e-10 | -9.499 | -9.562 | -0.063 | |
| Pb (SO4) 2-2 | 4.515e-11 | 2.533e-11 | -10.345 | -10.596 | -0.251 | |
| PbOH+ | 2.974e-11 | 2.574e-11 | -10.527 | -10.589 | -0.063 | |
| PbCl2 | 3.136e-12 | 3.153e-12 | -11.504 | -11.501 | 0.002 | |
| Pb (HS) 3- | 5.776e-13 | 4.998e-13 | -12.238 | -12.301 | -0.063 | |
| Pb (CO3) 2-2 | 2.896e-14 | 1.624e-14 | -13.538 | -13.789 | -0.251 | |
| PbF+ | 1.768e-14 | 1.530e-14 | -13.753 | -13.815 | -0.063 | |
| PbCl3- | 1.734e-14 | 1.500e-14 | -13.761 | -13.824 | -0.063 | |
| Pb (OH) 2 | 9.909e-15 | 9.961e-15 | -14.004 | -14.002 | 0.002 | |
| PbCl4-2 | 7.582e-17 | 4.252e-17 | -16.120 | -16.371 | -0.251 | |
| Pb2OH+3 | 2.808e-18 | 7.645e-19 | -17.552 | -18.117 | -0.565 | |
| PbF2 | 2.015e-19 | 2.026e-19 | -18.696 | -18.693 | 0.002 | |
| Pb (OH) 3- | 1.315e-19 | 1.138e-19 | -18.881 | -18.944 | -0.063 | |
| PbF3- | 1.099e-24 | 9.515e-25 | -23.959 | -24.022 | -0.063 | |
| Pb (OH) 4-2 | 4.623e-25 | 2.593e-25 | -24.335 | -24.586 | -0.251 | |
| Pb3 (OH) 4+2 | 1.696e-27 | 9.511e-28 | -26.771 | -27.022 | -0.251 | |
| PbF4-2 | 5.265e-31 | 2.953e-31 | -30.279 | -30.530 | -0.251 | |
| PbNO3+ | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -88.967 | -89.030 | -0.063 | |
| S (-2) | 3.977e-06 | | | | | |
| H2S | 2.408e-06 | 2.420e-06 | -5.618 | -5.616 | 0.002 | |
| Zn (HS) 2 | 5.051e-07 | 5.078e-07 | -6.297 | -6.294 | 0.002 | |
| HS- | 2.501e-07 | 2.164e-07 | -6.602 | -6.665 | -0.063 | |
| Pb (HS) 2 | 1.151e-07 | 1.157e-07 | -6.939 | -6.937 | 0.002 | |
| Cu (HS) 3- | 2.390e-08 | 2.069e-08 | -7.622 | -7.684 | -0.063 | |
| AsS (OH) (HS) - | 1.504e-09 | 1.302e-09 | -8.823 | -8.886 | -0.063 | |
| Fe (HS) 2 | 1.267e-09 | 1.274e-09 | -8.897 | -8.895 | 0.002 | |
| CdHS+ | 7.790e-10 | 6.742e-10 | -9.108 | -9.171 | -0.063 | |
| Cd (HS) 2 | 3.325e-10 | 3.343e-10 | -9.478 | -9.476 | 0.002 | |
| S5-2 | 5.672e-11 | 3.651e-11 | -10.246 | -10.438 | -0.191 | |
| S6-2 | 4.290e-11 | 2.833e-11 | -10.368 | -10.548 | -0.180 | |
| S4-2 | 3.348e-11 | 2.093e-11 | -10.475 | -10.679 | -0.204 | |
| Zn (HS) 3- | 1.836e-12 | 1.589e-12 | -11.736 | -11.799 | -0.063 | |
| Pb (HS) 3- | 5.776e-13 | 4.998e-13 | -12.238 | -12.301 | -0.063 | |
| Fe (HS) 3- | 3.470e-14 | 3.003e-14 | -13.460 | -13.522 | -0.063 | |
| S-2 | 2.739e-14 | 1.536e-14 | -13.562 | -13.814 | -0.251 | |
| Cd (HS) 3- | 1.265e-14 | 1.095e-14 | -13.898 | -13.961 | -0.063 | |

| | | | | | |
|---------------|-----------|-----------|----------|----------|--------|
| S3-2 | 1.183e-14 | 7.155e-15 | -13.927 | -14.145 | -0.218 |
| S2-2 | 6.614e-16 | 3.888e-16 | -15.180 | -15.410 | -0.231 |
| Cd(HS) 4-2 | 6.545e-19 | 3.671e-19 | -18.184 | -18.435 | -0.251 |
| As3S4 (HS) 2- | 4.083e-21 | 3.533e-21 | -20.389 | -20.452 | -0.063 |
| S (6) | 5.098e-03 | | | | |
| SO4-2 | 4.475e-03 | 2.543e-03 | -2.349 | -2.595 | -0.245 |
| MgSO4 | 3.468e-04 | 3.486e-04 | -3.460 | -3.458 | 0.002 |
| NaSO4- | 1.622e-04 | 1.404e-04 | -3.790 | -3.853 | -0.063 |
| CaSO4 | 8.387e-05 | 8.432e-05 | -4.076 | -4.074 | 0.002 |
| FeSO4 | 1.193e-05 | 1.199e-05 | -4.923 | -4.921 | 0.002 |
| NH4SO4- | 9.264e-06 | 8.017e-06 | -5.033 | -5.096 | -0.063 |
| AlSO4+ | 6.692e-06 | 5.791e-06 | -5.174 | -5.237 | -0.063 |
| Al (SO4) 2- | 5.193e-07 | 4.494e-07 | -6.285 | -6.347 | -0.063 |
| KSO4- | 2.939e-07 | 2.543e-07 | -6.532 | -6.595 | -0.063 |
| HSO4- | 2.450e-07 | 2.120e-07 | -6.611 | -6.674 | -0.063 |
| MnSO4 | 1.102e-07 | 1.108e-07 | -6.958 | -6.956 | 0.002 |
| LiSO4- | 1.583e-08 | 1.370e-08 | -7.801 | -7.863 | -0.063 |
| NiSO4 | 8.011e-09 | 8.053e-09 | -8.096 | -8.094 | 0.002 |
| ZnSO4 | 6.956e-09 | 6.992e-09 | -8.158 | -8.155 | 0.002 |
| PbSO4 | 1.887e-09 | 1.898e-09 | -8.724 | -8.722 | 0.002 |
| CaHSO4+ | 5.259e-10 | 4.551e-10 | -9.279 | -9.342 | -0.063 |
| Zn (SO4) 2-2 | 2.734e-10 | 1.534e-10 | -9.563 | -9.814 | -0.251 |
| FeHSO4+ | 8.988e-11 | 7.779e-11 | -10.046 | -10.109 | -0.063 |
| Pb (SO4) 2-2 | 4.515e-11 | 2.533e-11 | -10.345 | -10.596 | -0.251 |
| Ni (SO4) 2-2 | 2.095e-12 | 1.175e-12 | -11.679 | -11.930 | -0.251 |
| UO2SO4 | 8.891e-13 | 8.939e-13 | -12.051 | -12.049 | 0.002 |
| AlHSO4+2 | 8.673e-13 | 4.864e-13 | -12.062 | -12.313 | -0.251 |
| CdSO4 | 1.466e-13 | 1.474e-13 | -12.834 | -12.832 | 0.002 |
| UO2 (SO4) 2-2 | 3.371e-14 | 1.891e-14 | -13.472 | -13.723 | -0.251 |
| CuSO4 | 1.258e-14 | 1.265e-14 | -13.900 | -13.898 | 0.002 |
| Cd (SO4) 2-2 | 7.679e-15 | 4.307e-15 | -14.115 | -14.366 | -0.251 |
| U (SO4) 2 | 1.301e-18 | 1.308e-18 | -17.886 | -17.883 | 0.002 |
| FeSO4+ | 6.780e-19 | 5.867e-19 | -18.169 | -18.232 | -0.063 |
| USO4+2 | 1.426e-19 | 7.996e-20 | -18.846 | -19.097 | -0.251 |
| Fe (SO4) 2- | 3.661e-20 | 3.168e-20 | -19.436 | -19.499 | -0.063 |
| FeHSO4+2 | 2.848e-24 | 1.597e-24 | -23.546 | -23.797 | -0.251 |
| Si | 3.029e-05 | | | | |
| H4SiO4 | 3.029e-05 | 3.045e-05 | -4.519 | -4.516 | 0.002 |
| H3SiO4- | 3.926e-09 | 3.398e-09 | -8.406 | -8.469 | -0.063 |
| H2SiO4-2 | 2.461e-16 | 1.381e-16 | -15.609 | -15.860 | -0.251 |
| SiF6-2 | 1.266e-35 | 7.102e-36 | -34.898 | -35.149 | -0.251 |
| U (3) | 1.398e-30 | | | | |
| U+3 | 1.398e-30 | 3.805e-31 | -29.855 | -30.420 | -0.565 |
| U (4) | 9.503e-09 | | | | |
| U (OH) 4 | 9.459e-09 | 9.509e-09 | -8.024 | -8.022 | 0.002 |
| U (OH) 3+ | 4.428e-11 | 3.832e-11 | -10.354 | -10.417 | -0.063 |
| U (OH) 2+2 | 3.933e-14 | 2.206e-14 | -13.405 | -13.656 | -0.251 |
| UOH+3 | 5.810e-18 | 1.582e-18 | -17.236 | -17.801 | -0.565 |
| U (SO4) 2 | 1.301e-18 | 1.308e-18 | -17.886 | -17.883 | 0.002 |
| USO4+2 | 1.426e-19 | 7.996e-20 | -18.846 | -19.097 | -0.251 |
| UF2+2 | 1.157e-19 | 6.491e-20 | -18.937 | -19.188 | -0.251 |
| UF+3 | 4.518e-20 | 1.230e-20 | -19.345 | -19.910 | -0.565 |
| UF3+ | 1.122e-20 | 9.709e-21 | -19.950 | -20.013 | -0.063 |
| U (CO3) 4-4 | 5.671e-21 | 5.613e-22 | -20.246 | -21.251 | -1.004 |
| U+4 | 9.076e-23 | 8.983e-24 | -22.042 | -23.047 | -1.004 |
| UF4 | 5.189e-23 | 5.216e-23 | -22.285 | -22.283 | 0.002 |
| UC1+3 | 1.326e-23 | 3.610e-24 | -22.878 | -23.443 | -0.565 |
| U (CO3) 5-6 | 9.013e-27 | 4.952e-29 | -26.045 | -28.305 | -2.260 |
| UF5- | 9.859e-28 | 8.532e-28 | -27.006 | -27.069 | -0.063 |
| UF6-2 | 1.298e-31 | 7.282e-32 | -30.887 | -31.138 | -0.251 |
| U6 (OH) 15+9 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -60.428 | -65.513 | -5.085 |
| UNO3+3 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -102.334 | -102.899 | -0.565 |
| U (NO3) 2+2 | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -183.141 | -183.392 | -0.251 |
| U (5) | 9.648e-10 | | | | |
| UO2+ | 9.648e-10 | 8.349e-10 | -9.016 | -9.078 | -0.063 |
| UO2 (CO3) 3-5 | 3.388e-24 | 9.130e-26 | -23.470 | -25.040 | -1.569 |
| U (6) | 3.617e-11 | | | | |
| UO2CO3 | 2.059e-11 | 2.070e-11 | -10.686 | -10.684 | 0.002 |
| UO2 (CO3) 2-2 | 1.259e-11 | 7.064e-12 | -10.900 | -11.151 | -0.251 |
| UO2OH+ | 1.371e-12 | 1.186e-12 | -11.863 | -11.926 | -0.063 |
| UO2SO4 | 8.891e-13 | 8.939e-13 | -12.051 | -12.049 | 0.002 |

| | | | | | |
|-------------------|-----------|-----------|---------|---------|--------|
| UO2+2 | 5.444e-13 | 3.053e-13 | -12.264 | -12.515 | -0.251 |
| UO2 (CO3) 3-4 | 9.199e-14 | 9.105e-15 | -13.036 | -14.041 | -1.004 |
| UO2 (SO4) 2-2 | 3.371e-14 | 1.891e-14 | -13.472 | -13.723 | -0.251 |
| UO2F+ | 2.765e-14 | 2.393e-14 | -13.558 | -13.621 | -0.063 |
| UO2 (OH) 3- | 2.192e-14 | 1.897e-14 | -13.659 | -13.722 | -0.063 |
| UO2Cl+ | 3.018e-15 | 2.612e-15 | -14.520 | -14.583 | -0.063 |
| UO2F2 | 5.209e-17 | 5.237e-17 | -16.283 | -16.281 | 0.002 |
| UO2Cl2 | 8.141e-19 | 8.185e-19 | -18.089 | -18.087 | 0.002 |
| (UO2) 2 (OH) 2+2 | 2.528e-19 | 1.418e-19 | -18.597 | -18.848 | -0.251 |
| UO2F3- | 7.457e-21 | 6.454e-21 | -20.127 | -20.190 | -0.063 |
| (UO2) 2OH+3 | 6.797e-22 | 1.851e-22 | -21.168 | -21.733 | -0.565 |
| UO2 (OH) 4-2 | 5.332e-22 | 2.991e-22 | -21.273 | -21.524 | -0.251 |
| (UO2) 3 (OH) 5+ | 3.031e-24 | 2.623e-24 | -23.518 | -23.581 | -0.063 |
| (UO2) 3 (OH) 4+2 | 6.259e-26 | 3.510e-26 | -25.204 | -25.455 | -0.251 |
| UO2F4-2 | 4.809e-26 | 2.697e-26 | -25.318 | -25.569 | -0.251 |
| (UO2) 3 (OH) 7- | 3.173e-27 | 2.746e-27 | -26.499 | -26.561 | -0.063 |
| (UO2) 3 (CO3) 6-6 | 1.143e-28 | 6.280e-31 | -27.942 | -30.202 | -2.260 |
| (UO2) 4 (OH) 7+ | 1.220e-30 | 1.055e-30 | -29.914 | -29.977 | -0.063 |
| UO2NO3+ | 0.000e+00 | 0.000e+00 | -93.475 | -93.538 | -0.063 |
| Zn | 5.355e-07 | | | | |
| Zn (HS) 2 | 5.051e-07 | 5.078e-07 | -6.297 | -6.294 | 0.002 |
| Zn+2 | 2.219e-08 | 1.244e-08 | -7.654 | -7.905 | -0.251 |
| ZnSO4 | 6.956e-09 | 6.992e-09 | -8.158 | -8.155 | 0.002 |
| ZnHCO3+ | 7.672e-10 | 6.639e-10 | -9.115 | -9.178 | -0.063 |
| Zn (SO4) 2-2 | 2.734e-10 | 1.534e-10 | -9.563 | -9.814 | -0.251 |
| ZnCl+ | 1.732e-10 | 1.499e-10 | -9.761 | -9.824 | -0.063 |
| ZnCO3 | 4.136e-11 | 4.158e-11 | -10.383 | -10.381 | 0.002 |
| ZnOH+ | 8.751e-12 | 7.573e-12 | -11.058 | -11.121 | -0.063 |
| ZnOHCl | 2.562e-12 | 2.576e-12 | -11.591 | -11.589 | 0.002 |
| Zn (HS) 3- | 1.836e-12 | 1.589e-12 | -11.736 | -11.799 | -0.063 |
| ZnCl2 | 9.511e-13 | 9.561e-13 | -12.022 | -12.019 | 0.002 |
| Zn (OH) 2 | 1.542e-13 | 1.551e-13 | -12.812 | -12.810 | 0.002 |
| ZnF+ | 1.196e-13 | 1.035e-13 | -12.922 | -12.985 | -0.063 |
| Zn (CO3) 2-2 | 2.654e-14 | 1.489e-14 | -13.576 | -13.827 | -0.251 |
| ZnCl3- | 7.437e-15 | 6.436e-15 | -14.129 | -14.191 | -0.063 |
| ZnCl4-2 | 3.399e-17 | 1.907e-17 | -16.469 | -16.720 | -0.251 |
| Zn (OH) 3- | 5.637e-19 | 4.878e-19 | -18.249 | -18.312 | -0.063 |
| Zn (OH) 4-2 | 1.371e-25 | 7.691e-26 | -24.863 | -25.114 | -0.251 |

-----Saturation indices-----

| Phase | SI | log IAP | log KT | |
|---------------|--------|---------|--------|------------------------------------|
| Adularia | -2.76 | -23.91 | -21.16 | KAlSi3O8 |
| Al (OH) 3 (a) | 0.59 | 11.89 | 11.30 | Al (OH) 3 |
| AlAsO4:2H2O | -12.73 | -28.56 | -15.84 | AlAsO4:2H2O |
| Albite | -2.57 | -21.06 | -18.49 | NaAlSi3O8 |
| AlumK | -10.77 | -16.08 | -5.31 | KAl (SO4) 2:12H2O |
| Alunite | 8.16 | 7.71 | -0.45 | KAl3 (SO4) 2 (OH) 6 |
| Analcime | -3.50 | -16.54 | -13.05 | NaAlSi2O6:H2O |
| Anglesite | -3.64 | -11.47 | -7.83 | PbSO4 |
| Anhydrite | -2.00 | -6.34 | -4.34 | CaSO4 |
| Anilite | 15.11 | -17.59 | -32.70 | Cu0.25Cu1.5S |
| Annite | -0.18 | -87.01 | -86.83 | KFe3AlSi3O10 (OH) 2 |
| Anorthite | -4.00 | -23.93 | -19.93 | CaAl2Si2O8 |
| Antlerite | -27.66 | -19.37 | 8.29 | Cu3 (OH) 4SO4 |
| Aragonite | -3.23 | -11.52 | -8.29 | CaCO3 |
| Arsenolite | -13.68 | -15.19 | -1.52 | As2O3 |
| Artinite | -12.22 | -2.08 | 10.14 | MgCO3:Mg (OH) 2:3H2O |
| As2O5 (cr) | -46.94 | -38.57 | 8.37 | As2O5 |
| As2S3 (am) | -7.18 | -53.18 | -46.00 | As2S3 |
| As_native | -6.88 | -19.94 | -13.05 | As |
| Atacamite | -19.08 | -11.39 | 7.69 | Cu2 (OH) 3Cl |
| Azurite | -27.86 | -23.53 | 4.33 | Cu3 (OH) 2 (CO3) 2 |
| B-UO2 (OH) 2 | -6.32 | -0.52 | 5.80 | UO2 (OH) 2 |
| Basaluminite | 10.29 | 32.99 | 22.70 | Al4 (OH) 10SO4 |
| Beidellite | 3.94 | -42.47 | -46.41 | (NaK0.5)0.11Al2.33Si3.67O10 (OH) 2 |
| Bianchite | -8.74 | -10.50 | -1.76 | ZnSO4:6H2O |
| Birnessite | -29.93 | 13.68 | 43.60 | MnO2 |
| Bixbyite | -32.55 | -32.87 | -0.32 | Mn2O3 |
| BlaubeleiI | 9.46 | -14.70 | -24.16 | Cu0.9Cu0.2S |

| | | | | |
|----------------|---------|--------|--------|-------------------|
| BlaubleiiII | 11.24 | -16.03 | -27.28 | Cu0.6Cu0.8S |
| Boehmite | 2.78 | 11.89 | 9.12 | AlOOH |
| Brochantite | -36.31 | -20.97 | 15.34 | Cu4(OH)6SO4 |
| Brucite | -8.50 | 8.85 | 17.35 | Mg(OH)2 |
| Bunsenite | -8.67 | 4.24 | 12.90 | NiO |
| Ca3(AsO4)2:4w | -37.27 | -56.18 | -18.91 | Ca3(AsO4)2:4H2O |
| Calcite | -3.08 | -11.52 | -8.44 | CaCO3 |
| Cd(gamma) | -22.84 | -8.91 | 13.93 | Cd |
| Cd(OH)2 | -14.33 | -0.68 | 13.65 | Cd(OH)2 |
| Cd(OH)2(a) | -14.80 | -0.68 | 14.12 | Cd(OH)2 |
| Cd3(OH)2(SO4)2 | -37.93 | -31.22 | 6.71 | Cd3(OH)2(SO4)2 |
| Cd3(OH)4SO4 | -39.19 | -16.63 | 22.56 | Cd3(OH)4SO4 |
| Cd4(OH)6SO4 | -45.71 | -17.31 | 28.40 | Cd4(OH)6SO4 |
| CdCl2 | -16.48 | -17.08 | -0.60 | CdCl2 |
| CdCl2:2.5H2O | -15.11 | -17.08 | -1.97 | CdCl2:2.5H2O |
| CdCl2:H2O | -15.40 | -17.08 | -1.68 | CdCl2:H2O |
| CdF2 | -22.26 | -25.05 | -2.80 | CdF2 |
| CdMetal | -22.74 | -8.91 | 13.83 | Cd |
| CdOHCl | -12.54 | -8.88 | 3.66 | CdOHCl |
| CdSiO3 | -14.57 | -5.20 | 9.37 | CdSiO3 |
| CdSO4 | -15.45 | -15.27 | 0.18 | CdSO4 |
| CdSO4:2.7H2O | -13.48 | -15.27 | -1.79 | CdSO4:2.67H2O |
| CdSO4:H2O | -13.76 | -15.27 | -1.51 | CdSO4:H2O |
| Cerrusite | -3.43 | -16.65 | -13.22 | PbCO3 |
| CH4(g) | -7.66 | -10.45 | -2.80 | CH4 |
| Chalcanthite | -13.52 | -16.19 | -2.67 | CuSO4:5H2O |
| Chalcedony | -0.88 | -4.52 | -3.64 | SiO2 |
| Chalcocite | 16.85 | -18.70 | -35.55 | Cu2S |
| Chalcopyrite | 16.50 | -19.44 | -35.94 | CuFeS2 |
| Chloritel4A | -16.76 | 54.48 | 71.25 | Mg5Al2Si3O10(OH)8 |
| Chlorite7A | -20.20 | 54.48 | 74.69 | Mg5Al2Si3O10(OH)8 |
| Chrysotile | -15.64 | 17.51 | 33.15 | Mg3Si2O5(OH)4 |
| Claudetite | -13.72 | -15.19 | -1.47 | As2O3 |
| Clinoenstatite | -7.39 | 4.33 | 11.72 | MgSiO3 |
| CO2(g) | -1.60 | -2.97 | -1.37 | CO2 |
| Coffinite | 3.88 | -3.57 | -7.45 | USiO4 |
| Cotunnite | -8.40 | -13.28 | -4.88 | PbCl2 |
| Covellite | 8.47 | -14.26 | -22.72 | CuS |
| Cristobalite | -0.82 | -4.52 | -3.69 | SiO2 |
| Cu(OH)2 | -10.52 | -1.59 | 8.93 | Cu(OH)2 |
| Cu2(OH)3NO3 | -100.08 | -90.51 | 9.57 | Cu2(OH)3NO3 |
| Cu2SO4 | -18.77 | -20.63 | -1.86 | Cu2SO4 |
| Cu3(AsO4)2:6w | -50.58 | -85.70 | -35.12 | Cu3(AsO4)2:6H2O |
| CuCO3 | -11.74 | -21.37 | -9.63 | CuCO3 |
| CuF | -22.52 | -15.21 | 7.31 | CuF |
| CuF2 | -25.60 | -25.97 | -0.37 | CuF2 |
| CuF2:2H2O | -21.49 | -25.97 | -4.48 | CuF2:2H2O |
| CuMetal | 1.95 | -7.13 | -9.08 | Cu |
| CuOCuSO4 | -29.98 | -17.78 | 12.20 | CuO:CuSO4 |
| CupricFerrite | -11.43 | -4.81 | 6.61 | CuFe2O4 |
| Cuprite | -4.37 | -6.04 | -1.67 | Cu2O |
| CuprousFerrite | 4.22 | -4.63 | -8.85 | CuFeO2 |
| CuSO4 | -19.54 | -16.18 | 3.35 | CuSO4 |
| Diaspore | 4.55 | 11.89 | 7.35 | AlOOH |
| Diopside | -12.44 | 8.06 | 20.51 | CaMgSi2O6 |
| Diopase | -12.78 | -6.11 | 6.67 | CuSiO3:H2O |
| Djurleite | 16.42 | -18.41 | -34.83 | Cu0.066Cu1.868S |
| Dolomite | -5.54 | -22.45 | -16.91 | CaMg(CO3)2 |
| Dolomite(d) | -6.12 | -22.45 | -16.33 | CaMg(CO3)2 |
| Epsomite | -3.55 | -5.74 | -2.19 | MgSO4:7H2O |
| Fe(OH)2.7Cl.3 | -1.03 | -4.07 | -3.04 | Fe(OH)2.7Cl0.3 |
| Fe(OH)3(a) | -6.50 | -1.61 | 4.89 | Fe(OH)3 |
| Fe3(OH)8 | -15.96 | 4.26 | 20.22 | Fe3(OH)8 |
| FeS(ppt) | -1.27 | -5.18 | -3.92 | FeS |
| Fluorite | -5.43 | -16.12 | -10.69 | CaF2 |
| Forsterite | -16.04 | 13.18 | 29.22 | Mg2SiO4 |
| Galena | 3.60 | -9.54 | -13.15 | PbS |
| Gibbsite | 3.35 | 11.89 | 8.54 | Al(OH)3 |
| Goethite | -0.88 | -1.61 | -0.73 | FeOOH |
| Goslarite | -8.48 | -10.50 | -2.02 | ZnSO4:7H2O |
| Greenalite | -7.40 | 13.41 | 20.81 | Fe3Si2O5(OH)4 |

| | | | | |
|--|--------|--------|--------|---------------------------------|
| Greenockite | 2.90 | -13.34 | -16.24 | CdS |
| Greigite | -1.35 | -46.39 | -45.03 | Fe3S4 |
| Gummite | -11.36 | -0.52 | 10.84 | UO3 |
| Gypsum | -1.76 | -6.34 | -4.58 | CaSO4:2H2O |
| H2(g) | -8.23 | -11.34 | -3.12 | H2 |
| H2O(g) | -1.71 | -0.00 | 1.71 | H2O |
| H2S(g) | -4.71 | -5.62 | -0.91 | H2S |
| Halite | -5.70 | -4.14 | 1.56 | NaCl |
| Halloysite | 1.50 | 14.76 | 13.25 | Al2Si2O5(OH)4 |
| Hausmannite | -38.36 | 24.57 | 62.93 | Mn3O4 |
| Hematite | 0.21 | -3.22 | -3.42 | Fe2O3 |
| Huntite | -14.81 | -44.29 | -29.48 | CaMg3(CO3)4 |
| Hydrocerussite | -12.73 | -30.19 | -17.46 | Pb(OH)2:2PbCO3 |
| Hydromagnesite | -27.07 | -34.84 | -7.77 | Mg5(CO3)4(OH)2:4H2O |
| Illite | 1.82 | -39.49 | -41.30 | K0.6Mg0.25Al2.3Si3.5O10(OH)2 |
| Jarosite(ss) | -23.13 | -32.96 | -9.83 | (K0.77Na0.03H0.2)Fe3(SO4)2(OH)6 |
| Jarosite-K | -24.18 | -32.80 | -8.62 | KFe3(SO4)2(OH)6 |
| Jarosite-Na | -25.35 | -29.95 | -4.60 | NaFe3(SO4)2(OH)6 |
| JarositeH | -29.66 | -34.01 | -4.35 | (H3O)Fe3(SO4)2(OH)6 |
| Jurbanite | 0.53 | -2.70 | -3.23 | AlOHSO4 |
| Kaolinite | 6.65 | 14.76 | 8.10 | Al2Si2O5(OH)4 |
| Kmica | 9.52 | 23.34 | 13.83 | KAl3Si3O10(OH)2 |
| Langite | -38.51 | -20.97 | 17.54 | Cu4(OH)6SO4:H2O |
| Larnakite | -8.20 | -8.35 | -0.16 | PbO:PbSO4 |
| Laumontite | -1.25 | -32.96 | -31.71 | CaAl2Si4O12:4H2O |
| Laurionite | -5.70 | -5.08 | 0.62 | PbOHCl |
| Leonhardite | 5.53 | -65.93 | -71.46 | Ca2Al4Si8O24:7H2O |
| Litharge | -9.91 | 3.12 | 13.03 | PbO |
| Mackinawite | -0.53 | -5.18 | -4.65 | FeS |
| Magadiite | -13.25 | -27.55 | -14.30 | NaSi7O13(OH)3:3H2O |
| Maghemite | -9.60 | -3.22 | 6.39 | Fe2O3 |
| Magnesite | -3.01 | -10.92 | -7.91 | MgCO3 |
| Magnetite | -0.43 | 4.26 | 4.69 | Fe3O4 |
| Malachite | -18.08 | -12.56 | 5.52 | Cu2(OH)2CO3 |
| Manganite | -15.78 | 9.56 | 25.34 | MnOOH |
| Massicot | -10.11 | 3.12 | 13.23 | PbO |
| Matlockite | -7.69 | -17.27 | -9.58 | PbClF |
| Melanothallite | -21.96 | -17.99 | 3.96 | CuCl2 |
| Melanterite | -4.81 | -7.11 | -2.30 | FeSO4:7H2O |
| Millerite | -0.34 | -8.43 | -8.09 | NiS |
| Minium | -58.05 | 17.58 | 75.63 | Pb3O4 |
| Mirabilite | -5.00 | -6.47 | -1.47 | Na2SO4:10H2O |
| Mn2(SO4)3 | -71.67 | -76.64 | -4.97 | Mn2(SO4)3 |
| Mn3(AsO4)2:8H2O | -35.87 | -64.57 | -28.71 | Mn3(AsO4)2:8H2O |
| MnCl2:4H2O | -13.33 | -10.95 | 2.38 | MnCl2:4H2O |
| MnS(Green) | -11.12 | -7.21 | 3.91 | MnS |
| MnSO4 | -12.10 | -9.14 | 2.96 | MnSO4 |
| Monteponite | -14.92 | -0.68 | 14.24 | CdO |
| Montmorillonite-Aberdeen | -0.39 | -30.07 | -29.69 | |
| (HNaK)0.14Mg0.45Fe0.33Al1.47Si3.82O10(OH)2 | | | | |
| Montmorillonite-BelleFourche | 1.65 | -33.26 | -34.91 | |
| (HNaK)0.09Mg0.29Fe0.24Al1.57Si3.93O10(OH)2 | | | | |
| Montmorillonite-Ca | 3.95 | -42.18 | -46.13 | Ca0.165Al2.33Si3.67O10(OH)2 |
| Morenosite | -7.94 | -10.36 | -2.42 | NiSO4:7H2O |
| N2(g) | 0.44 | -2.79 | -3.23 | N2 |
| Na4UO2(CO3)3 | -27.30 | -43.59 | -16.29 | Na4UO2(CO3)3 |
| Nahcolite | -4.69 | -5.31 | -0.62 | NaHCO3 |
| Nantokite | -4.27 | -11.22 | -6.95 | CuCl |
| Natron | -10.04 | -11.65 | -1.61 | Na2CO3:10H2O |
| Nesquehonite | -5.41 | -10.92 | -5.51 | MgCO3:3H2O |
| NH3(g) | -9.02 | -7.09 | 1.92 | NH3 |
| Ni(OH)2 | -5.99 | 4.23 | 10.22 | Ni(OH)2 |
| Ni2SiO4 | -11.22 | 3.95 | 15.17 | Ni2SiO4 |
| Ni3(AsO4)2:8H2O | -42.70 | -68.21 | -25.51 | Ni3(AsO4)2:8H2O |
| Ni4(OH)6SO4 | -29.65 | 2.35 | 32.00 | Ni4(OH)6SO4 |
| NiCO3 | -8.88 | -15.54 | -6.65 | NiCO3 |
| Nsutite | -28.89 | 13.68 | 42.56 | MnO2 |
| O2(g) | -69.34 | -72.18 | -2.83 | O2 |
| Orpiment | -5.69 | -53.18 | -47.49 | As2S3 |
| Otavite | -8.35 | -20.45 | -12.10 | CdCO3 |
| Pb(OH)2 | -5.30 | 3.12 | 8.41 | Pb(OH)2 |

| | | | | |
|------------------|---------|---------|--------|----------------------|
| Pb2(OH)3Cl | -10.76 | -1.96 | 8.79 | Pb2(OH)3Cl |
| Pb2O(OH)2 | -19.96 | 6.24 | 26.20 | PbO:Pb(OH)2 |
| Pb2O3 | -46.58 | 14.46 | 61.04 | Pb2O3 |
| Pb2OCO3 | -13.25 | -13.53 | -0.28 | PbO:PbCO3 |
| Pb2SiO4 | -18.53 | 1.72 | 20.25 | Pb2SiO4 |
| Pb3(AsO4)2 | -36.16 | -71.56 | -35.40 | Pb3(AsO4)2 |
| Pb3O2CO3 | -21.94 | -10.42 | 11.52 | PbCO3:2PbO |
| Pb3O2SO4 | -16.03 | -5.23 | 10.79 | PbSO4:2PbO |
| Pb4(OH)6SO4 | -23.22 | -2.12 | 21.10 | Pb4(OH)6SO4 |
| Pb4O3SO4 | -24.88 | -2.12 | 22.76 | PbSO4:3PbO |
| PbF2 | -13.83 | -21.25 | -7.43 | PbF2 |
| PbMetal | -9.37 | -5.11 | 4.26 | Pb |
| PbO:0.3H2O | -9.86 | 3.12 | 12.98 | PbO:0.33H2O |
| PbSiO3 | -8.89 | -1.40 | 7.50 | PbSiO3 |
| Phillipsite | -2.61 | -22.49 | -19.87 | Na0.5K0.5AlSi3O8:H2O |
| Phlogopite | -18.00 | 26.10 | 44.10 | KMg3AlSi3O10(OH)2 |
| Phosgenite | -10.12 | -29.93 | -19.81 | PbCl2:PbCO3 |
| Plattnerite | -39.29 | 11.35 | 50.64 | PbO2 |
| Portlandite | -15.14 | 8.25 | 23.39 | Ca(OH)2 |
| Prehnite | -8.31 | -20.20 | -11.89 | Ca2Al2Si3O10(OH)2 |
| Pyrite | 9.08 | -9.62 | -18.69 | FeS2 |
| Pyrochroite | -9.75 | 5.45 | 15.20 | Mn(OH)2 |
| Pyrolusite | -28.94 | 13.68 | 42.61 | MnO2 |
| Pyrophyllite | 7.10 | -41.21 | -48.31 | Al2Si4O10(OH)2 |
| Quartz | -0.42 | -4.52 | -4.09 | SiO2 |
| Realgar | -3.84 | -24.37 | -20.53 | AsS |
| Retgersite | -8.30 | -10.36 | -2.06 | NiSO4:6H2O |
| Rhodochrosite | -3.22 | -14.32 | -11.10 | MnCO3 |
| Rhodochrosite(d) | -3.93 | -14.32 | -10.39 | MnCO3 |
| Rutherfordine | -5.87 | -20.29 | -14.42 | UO2CO3 |
| Schoepite | -6.15 | -0.52 | 5.63 | UO2(OH)2:H2O |
| Scorodite | -21.82 | -42.07 | -20.25 | FeAsO4:2H2O |
| Sepiolite | -11.81 | 4.15 | 15.96 | Mg2Si3O7.5OH:3H2O |
| Sepiolite(d) | -14.51 | 4.15 | 18.66 | Mg2Si3O7.5OH:3H2O |
| Siderite | -1.45 | -12.29 | -10.84 | FeCO3 |
| Siderite(d)(3) | -1.84 | -12.29 | -10.45 | FeCO3 |
| Silicagel | -1.41 | -4.52 | -3.10 | SiO2 |
| SiO2(a) | -1.74 | -4.52 | -2.78 | SiO2 |
| Smithsonite | -5.76 | -15.68 | -9.92 | ZnCO3 |
| Sphalerite | 3.20 | -8.57 | -11.77 | ZnS |
| Sulfur | -2.41 | -17.58 | -15.18 | S |
| Talc | -13.79 | 8.48 | 22.28 | Mg3Si4O10(OH)2 |
| Tenorite | -9.50 | -1.59 | 7.91 | CuO |
| Thenardite | -6.30 | -6.47 | -0.17 | Na2SO4 |
| Thermonatrite | -11.83 | -11.65 | 0.18 | Na2CO3:H2O |
| Tremolite | -33.79 | 24.61 | 58.41 | Ca2Mg5Si8O22(OH)2 |
| Trona | -16.51 | -16.96 | -0.45 | NaHCO3:Na2CO3:2H2O |
| U(OH)2SO4 | -10.45 | -13.65 | -3.20 | U(OH)2SO4 |
| U3O8(c) | -3.44 | 19.29 | 22.72 | U3O8 |
| U4O9(c) | 13.48 | 12.01 | -1.47 | U4O9 |
| UF4(c) | -29.55 | -47.80 | -18.25 | UF4 |
| UF4:2.5H2O | -20.24 | -47.80 | -27.56 | UF4:2.5H2O |
| UO2(a) | 0.84 | 0.94 | 0.10 | UO2 |
| UO3(gamma) | -8.60 | -0.52 | 8.08 | UO3 |
| Uraninite(c) | 5.39 | 0.94 | -4.45 | UO2 |
| Uranophane | -19.31 | -1.82 | 17.49 | Ca(UO2)2(SiO3OH)2 |
| Wairakite | -5.76 | -32.96 | -27.20 | CaAl2Si4O12:2H2O |
| Willemite | -12.30 | 3.67 | 15.96 | Zn2SiO4 |
| Wurtzite | 1.21 | -8.57 | -9.78 | ZnS |
| Zincite(c) | -7.46 | 4.09 | 11.55 | ZnO |
| Zincosite | -13.87 | -10.50 | 3.37 | ZnSO4 |
| Zn(NO3)2:6H2O | -173.89 | -170.55 | 3.34 | Zn(NO3)2:6H2O |
| Zn(OH)2-a | -8.36 | 4.09 | 12.45 | Zn(OH)2 |
| Zn(OH)2-b | -7.66 | 4.09 | 11.75 | Zn(OH)2 |
| Zn(OH)2-c | -8.11 | 4.09 | 12.20 | Zn(OH)2 |
| Zn(OH)2-e | -7.41 | 4.09 | 11.50 | Zn(OH)2 |
| Zn(OH)2-g | -7.62 | 4.09 | 11.71 | Zn(OH)2 |
| Zn2(OH)2SO4 | -13.91 | -6.41 | 7.50 | Zn2(OH)2SO4 |
| Zn2(OH)3Cl | -15.22 | -0.02 | 15.20 | Zn2(OH)3Cl |
| Zn3(AsO4)2:2.5w | -41.10 | -68.65 | -27.55 | Zn3(AsO4)2:2.5H2O |
| Zn3O(SO4)2 | -37.10 | -16.91 | 20.19 | ZnO:2ZnSO4 |

| | | | | |
|-------------|--------|--------|--------|-------------|
| Zn4(OH)6SO4 | -26.63 | 1.77 | 28.40 | Zn4(OH)6SO4 |
| Zn5(OH)8Cl2 | -34.45 | 4.05 | 38.50 | Zn5(OH)8Cl2 |
| ZnCl2 | -19.67 | -12.31 | 7.36 | ZnCl2 |
| ZnCO3:H2O | -5.42 | -15.68 | -10.26 | ZnCO3:H2O |
| ZnF2 | -19.01 | -20.28 | -1.27 | ZnF2 |
| ZnMetal | -30.59 | -4.14 | 26.45 | Zn |
| ZnO(a) | -7.22 | 4.09 | 11.31 | ZnO |
| ZnS(a) | 0.55 | -8.57 | -9.12 | ZnS |
| ZnSiO3 | -3.70 | -0.43 | 3.28 | ZnSiO3 |
| ZnSO4:H2O | -10.13 | -10.50 | -0.37 | ZnSO4:H2O |

 End of simulation.

 Reading input data for simulation 2.

 End of run.
