



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

INSTITUTO INTERAMERICANO DE TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA

Cuantificación del volumen y variaciones temporales del lixiviado generado en el vertedero del Municipio de Metepec, Estado de México

Tesis para obtener el grado de:
Maestra en Ciencias del Agua

Presentada:

Adriana del Carmen Bernal Villa

Director de tesis:
Dr. Jaime Max Gárfias Solíz

RESUMEN

La actividad humana y la mala disposición de residuos sólidos han provocado un aumento en el problema de la contaminación del agua, especialmente en el agua subterránea, que es la principal fuente de abastecimiento para uso doméstico y agrícola en muchas partes del mundo. La contaminación de acuíferos es una preocupación para la comunidad científica mundial, debido a que su renovación es muy lenta y su erradicación es difícil una vez que se contamina. Existen diferentes tipos de contaminación en las aguas subterráneas, como los nitratos, la salinidad y los residuos industriales. La disposición de residuos sólidos también es un problema grave, ya que los vertederos generan lixiviados que contaminan el agua subterránea. En esta situación, resulta relevante destacar que el valle de Toluca es una región que se apoya considerablemente en el agua subterránea como principal recurso para abastecer a su población. Por ende, la contaminación de los acuíferos representa una dificultad directa para garantizar el suministro de agua potable. A pesar de la seriedad de la situación, son escasas las investigaciones y esfuerzos dedicados a abordar este problema ambiental. En este sentido, el presente estudio se enfocó en la cuantificación de los lixiviados generados en el vertedero de residuos sólidos en Metepec, Estado de México. Para calcular la cantidad de lixiviados generados en el área de disposición final, se utilizaron dos métodos: el Modelo de Balance Hidrológico (WBM, siglas en inglés) y el modelo de Evaluación Hidrológica de Rellenos Sanitarios (HELP 3, siglas en inglés). Se realizaron análisis para considerar tres escenarios distintos a lo largo de tres años hidrológicos diferentes, contemplando un año con condiciones hidrológicas secas, otro con condiciones promedio y uno más con condiciones húmedas. El propósito es obtener una perspectiva más completa sobre cómo se comporta la producción de lixiviados en diversos escenarios hidrológicos. Se recopiló información sobre las tipologías de los sitios y de las propiedades físicas de los residuos sólidos. También se recopiló y analizó información meteorológica esencial para calcular el volumen de manera precisa. Los resultados obtenidos por ambos métodos aplicados mostraron que la generación de lixiviados depende de la precipitación registrada.

Los resultados del balance hidrológico indican que en los tres años analizados se observa percolación, asociada principalmente a la humedad generada por la lluvia. Durante los meses secos, la infiltración representa en promedio menos del 17 % anual de la precipitación. No obstante, comparando con la infiltración, en algunos meses la evapotranspiración real supera este valor, influenciada por las variaciones de temperatura, y en ocasiones llega a ser mayor que la precipitación. Esto sugiere que los volúmenes perdidos incluyen los lixiviados generados por los residuos.

En el modelo HELP 3 se evaluaron tres escenarios: el primero sin ningún tipo de tratamiento, solo con residuos sólidos; el segundo con una capa de arcilla y limo en la base del vertedero; y el tercero con una membrana en la base, seguida de una capa de grava y limo arcilloso en la superficie. En los tres años de análisis, se observó percolación en todos los escenarios, con una tendencia similar a los resultados del balance hídrico, aunque los valores del modelo HELP 3 fueron más altos debido a la humedad adicional generada por la descomposición de residuos orgánicos. Los resultados de la modelación revelan que, a medida que se aplican más tratamientos al vertedero, disminuye el riesgo de contaminación de los acuíferos. Los datos obtenidos del modelo HELP 3 destacan una variación considerable entre los tres escenarios analizados, con la generación de lixiviados que varían entre el 1 % y el 38 % de la precipitación total.

Por lo tanto, resulta imperativo dar preferencia a la adecuada gestión de los vertederos, particularmente en lo que respecta a las prácticas constructivas y operativas utilizadas para mitigar los impactos de la contaminación. Además, es esencial implementar estrategias y seguimientos del vertedero sanitario incluso después de su cierre. Se aboga por promover métodos que contribuyan a mejorar la gestión ambiental de los vertederos, desde su fase inicial de investigación hasta un periodo que trascienda su clausura.

ÍNDICE

CAPÍTULO I

Introducción

1.1	Generalidades	1
1.1.1	Diferentes tipos de contaminación en el agua subterránea	2
1.1.2	Problemas generados por el incremento de la disposición de los residuos sólidos	3
1.1.3	Contaminación provocada por los depósitos de residuos sólidos	4
1.2	Hipótesis.....	5
1.3	Objetivo de la investigación	5
1.4	Organización de la tesis	6

CAPÍTULO II

Problema de deterioro del medio ambiente generado por residuos sólidos

2.1	Introducción.....	7
2.2	Problemas generados por la falta de la disposición de los residuos sólidos a nivel mundial.....	8
2.3	Generación de contaminación por los lixiviados.....	9
2.4	Producción de Desechos en la República Mexicana.....	11
2.5	Problemas de contaminación por la disposición de residuos sólidos en el estado de México	15
2.6	Problemas de contaminación por la generación de lixiviados	18

CAPÍTULO III

Metodología para la estimación del volumen de lixiviado generado en un vertedero de residuos sólidos

3.1	Introducción.....	22
3.2	Método de Balance de Agua (WBM, Water Balance Method)	26
3.3	Modelo de Evaluación hidrológico de rendimiento del vertedero (HELP 3)	31

3.3.1	Estructura conceptual del modelo HELP 3	32
3.3.2	Descripción de los parámetros necesarios que utiliza el modelo HELP 3	34
3.3.3	Limitaciones del modelo HELP 3	37
3.4	Análisis y tratamiento de los datos para cuantificar el volumen de lixiviados.....	41
3.4.1	Datos climatológicos.....	41
3.4.2	Características del suelo.....	45
3.4.3	Diseño del vertedero	48

CAPÍTULO IV

Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero de Metepec, Estado de México

4.1	Introducción.....	51
4.2	Selección y caracterización del sitio de disposición final	52
4.3	Recopilación de la información hidrometeorológica	57
4.3.1	Análisis de los datos de precipitación de la zona de estudio	57
4.3.2	Análisis de los datos de temperatura representativos de la zona de estudio.....	60
4.3.3	Método para calcular evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR).....	60
4.3.4	Escurrimiento superficial (ESC).....	62
4.4	Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero.....	69
4.4.1	Balance de hidrológico WBM	69
4.4.2	Modelo HELP 3.....	75

CAPÍTULO V

Conclusiones y recomendaciones	85
---	-----------

BIBLIOGRAFÍA.....	88
--------------------------	-----------

ANEXO	93
--------------------	-----------

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Esquema general que muestra los procesos biológicos y químicos que se producen en un vertedero de residuos sólidos	10
Figura 2.2 Componentes claves de los desechos sólidos urbanos producidos en México. Según datos de SEMARNAT (2003), alrededor del 53% de los desechos sólidos urbanos en México provienen de materia orgánica.....	13
Figura 2.3 Esquema de generación de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos por efecto de la precipitación, en cuyo escenario la fuerza de gravedad da lugar a una pluma de contaminación en función de la dirección del flujo subterráneo.....	17
Figura 3.1 Esquema conceptual de la interacción de los distintos parámetros que se involucran en el método de balance de agua (WBM)	28
Figura 3.2 Modelo conceptual del programa HELP 3 que ilustra las repeticiones realizadas para analizar la dinámica de los lixiviados. Esta representación abarca las capas de suelo, los factores externos y su interacción con el flujo entre capas del vertedero (modificado se Schroeder et al. (1994).....	39
Figura 3.3 Representación conceptual del balance hídrico en el modelo HELP 3, que muestra la sección con cobertura o capa de percolación vertical, junto con la celda que carece de esta cobertura (modificado de Torres (2013)	40
Figura 3.4 Triángulo de texturas aplicable según los porcentajes de arena, limo y arcilla obtenidos de las pruebas de granulometría.	50
Figura 4.1 Estado de operación del vertedero de Metepec en el 2002	54
Figura 4.2 Localización espacial del municipio de Metepec, Estado de México, donde se ubica la zona de estudio. Así mismo se incluye el contexto nacional y estatal y municipios colindantes.....	55
Figura 4.3 Localización espacial del vertedero de residuos sólidos del municipio de Metepec, Estado de México. La zona de estudio se ubica en la colonia la Michoacana colindando con las avenidas Ocotitlán y de las Palmas (modificado de Moreno, 2008).....	56
Figura 4.4 Comparación de la precipitación y la temperatura mensual, para los años hidrológicos seco, promedio y húmedo de la estación 15266, Metepec, Estado de México.....	61
Figura 4.5 Localización de los pozos de monitoreo instalados en el vertedero de Metepec para toma de muestras de lixiviados. La ubicación de los pozos está orientada en la dirección del flujo subterráneo	64
Figura 4.6 Muestra de suelo tomada al realizar la perforación de los pozos de monitoreo para la toma de muestras de lixiviados.....	65

Figura 4.7 Sección hidrogeológica generalizada de la frontera norte de la periferia del vertedero de Metepec, establecida a partir de la estratigrafía de los pozos de monitoreo instalados en el año 2005	66
Figura 4.8 Perfil estratigráfico de cada uno de los pozos de monitoreo instalados en el año 2005 en la frontera norte de la periferia del vertedero de Metepec	67
Figura 4.9 Fotos panorámicas de las lagunas de lixiviado que se forman en la frontera norte de la periferia del vertedero de Metepec.....	68
Figura 4.10 Representación gráfica de los valores de infiltración y evapotranspiración real de los tres años hidrológicos (promedio, húmedo y seco) por el método de WBM, las cuales revelan la cantidad de agua que percola, que se recarga y donde existe humedad del suelo en el año de estudio	71
Figura 4.11 Valores de infiltración, evapotranspiración real y percolación: (a) Cincinnati, Ohio (b) Orlando Florida y (c) Los Ángeles, California.....	74
Figura 4.12 Perfiles esquemáticos de los tres escenarios utilizados para estimar las tasas de percolación en el vertedero de Metepec (a) statu quo, (b) vertedero con cobertura limosa y (c) vertedero con geomembrana	77
Figura 4.13 Comparación de los valores mensuales de precipitación y percolación, considerando los tres escenarios, obtenidos con el modelo HELP 3, para el año hidrológico 1998 - 1999, considerando los tres escenarios.....	79
Figura 4.14 Comparación de los valores mensuales de precipitación y percolación, considerando los tres escenarios, obtenidos con el modelo HELP 3, para el año hidrológico 2002 - 2003, considerando los tres escenarios.....	80
Figura 4.15 Comparación de los valores mensuales de precipitación y percolación, considerando los tres escenarios, obtenidos con el modelo HELP 3, para el año hidrológico 2004-2005, considerando los tres escenarios.....	83

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 <i>Clasificación de residuos sólidos según la norma NOM-083-SEMARNAT-2003, según su disposición final por volumen.....</i>	14
Tabla 2.2 <i>Valores típicos de parámetros de lixiviados que varían con la edad del vertedero</i>	20
Tabla 2.3 <i>Caracterización de lixiviados en distintos países</i>	21
Tabla 3.1 <i>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 (modificado de Torres (2013)).....</i>	30
Tabla 3.2 <i>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 (modificado de Torres (2013))</i>	38
Tabla 3.3 <i>Coefficiente de escurrimiento específicos según las condiciones de la zona que rodea el área de estudio</i>	49
Tabla 4.1 <i>Datos de precipitación mensual disponible para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005 de la estación meteorológica instalada en CODAGEM.....</i>	59
Tabla 4.2 <i>Datos de temperatura promedio mensual disponible para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005 de la estación meteorológica instalada en CODAGEM</i>	59
Tabla 4.3 <i>Valores estimados de la evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR) para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005, escenario 1</i>	61
Tabla 4.4 <i>Valores estimados de la evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR) para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005, escenario 2</i>	63
Tabla 4.5 <i>Síntesis de resultados estimados por el método de balance hidrológico (WBM) para los tres años hidrológicos de estudio</i>	73
Tabla 4.6 <i>Generación anual de lixiviados cuantificados en el sitio de disposición final de residuos sólidos a partir de la aplicación del método de balance hidrológico (WBM) para los años hidrológicos seco, promedio y húmedo</i>	73
Tabla 4.7 <i>Resumen de los valores de los balances hidrológicos para tres ciudades de los EEUU, publicado por Fenn et al. (1975)</i>	73
Tabla 4.8 <i>Información del vertedero de Metepec que se incluye en el modelo HELP 3 para la cuantificación de la producción de lixiviados</i>	76

Tabla 4.9 Resumen de los valores anuales obtenidos con el modelo HELP 3 para el año hidrológico 1998-1999 (año promedio), considerando los tres escenarios statu quo, vertedero con cobertura limosa y vertedero con geomembrana.	79
Tabla 4.10 Resumen de los valores anuales obtenidos con el modelo HELP 3 para el año hidrológico 2002 -2003 (año húmedo), considerando los tres escenarios statu quo, vertedero con cobertura limosa y vertedero con geomembrana	80
Tabla 4.11 Resumen de los valores anuales obtenidos con el modelo HELP 3 para el año hidrológico 2004 -2005 (año seco), en los tres escenarios statu quo, vertedero con cobertura limosa y vertedero con geomembrana	81
Tabla 4.12 Datos de percolación calculados con el modelo HELP 3 en un vertedero si tratamiento (residuos sólidos), los valores de percolación por el método de Balance hidrológico para su comparación de ambos métodos	84
Tabla 4.13 Resultados obtenidos con el modelo HELP 3, en el vertedero de fuente Álamo en Murcia, sellado con una capa Barrera impermeable de arcilla, capa drenante formada por arenas gruesas y arena arcillosa (Senent, 2012)	84

Capítulo I

Introducción

1.1 Generalidades

La contaminación se ha experimentado un aumento, por lo general, debido a las actividades del hombre y la incorrecta gestión de los desechos sólidos. A pesar de la evolución en los aspectos científicos y tecnológicos, no se puede compensar todos los cambios sufridos por los ecosistemas del planeta y, en algunos casos, es insuficiente o es demasiado tarde intentar recuperarlos. Por lo anterior, y muchas razones más, un tema de gran interés y preocupación para la comunidad científica mundial es la polución de las fuentes de agua tanto superficiales como subterráneas (Morales, 2008; Grossule y Stegmann, 2020).

El agua subterránea está considerada como la principal fuente de suministro de agua destinado a usos domésticos y a la irrigación en áreas agrícolas enfrenta desafíos en diversas partes del mundo. En muchas ocasiones, estas aguas son menos susceptibles a la contaminación en comparación con las aguas superficiales. Sin embargo, cuando ocurre la contaminación, su eliminación se vuelve más complicada. La razón de esto es que el agua subterránea se renueva a un ritmo extremadamente lento (Moreno, 2008). Se estima que, mientras el agua en los ríos permanece en promedio unos pocos días, en un acuífero este tiempo puede extenderse hasta varios cientos de años, lo que complica considerablemente su proceso de purificación.

Como ya se mencionó, la importancia del agua subterránea para el agua potable en todo

el mundo, por ejemplo, el 59% de la población total de los Estados Unidos se abastece de esta agua. Lo mismo sucede en gran parte de los países de Europa; en países como Francia es más del 60% y se acerca o supera al 70% en otras naciones de la comunidad europea; inclusive alcanzando prácticamente el 100% en Dinamarca (Sahuquillo, 1999). En México la extracción de agua subterránea es de 28,000 Mm^3 , de los cuales el 71% es para uso agrícola, el 20% para uso público urbano, el 6% para uso industrial y el 3% para doméstico abrevadero (CNA, 2001).

En casi todo el mundo hay problemas de contaminación de acuíferos y muchos países han realizado estudios de casos de contaminación puntual, provocado por contaminación industrial, que por carácter de confidencialidad no se han publicado; pero es más sorprendente que en muchas naciones con un grado de desarrollo importante no exista conocimiento más que de un número pequeño de casos estudiados. La contaminación puntual, con mucha probabilidad, no es todavía grave para algunas regiones, aunque con seguridad existen muchas más zonas que las detectadas (Sahuquillo, 1999).

1.1.1. Diferentes tipos de contaminación en el agua subterránea

Como se sabe la infiltración de la precipitación influye en la cantidad y la calidad de la agua subterránea y es la fuerza que impulsa principalmente el transporte de contaminantes, desde la superficie del suelo a través de la zona no saturada (Wu et al., 1996). Existen varios tipos de contaminación en las aguas subterráneas, entre los más comunes se encuentran los nitratos que pueden causar metahemoglobinemia, mejor conocido como el síndrome del niño azul (por la reducción de nitrato a nitritos en el cuerpo humano), cuando los niveles exceden los niveles permitidos. La fuente de los nitratos son principalmente las aguas residuales y los fertilizantes (Canter, 1996).

Otro de los problemas comunes son los relacionados con la salinidad de los acuíferos costeros, esto provocado por las concentraciones de cloruros y también de sulfatos. Muchos de estos sulfatos se formaron durante la oxidación de sulfatos orgánicos y sulfatos minerales presentes en depósitos de arcillas (Sahuquillo, 1999). También es preciso mencionar la problemática de los residuos industriales, los cuales todavía constituyen un problema sin resolver en muchos países, donde solamente existe un

número reducido de vertederos industriales, algunos han sido clausurados, por falta de permisos administrativos o por presión popular de tipo político debido a la mala gestión. Por lo anterior se supone que existen vertederos clandestinos, los cuales, al no tener un control, constituyen fuentes potenciales de contaminación para los acuíferos (Sahuquillo, 1999).

Otro tipo de fuente de contaminación son los vertederos de residuos sólidos, debido a que son susceptibles de generar lixiviados producto de la descomposición de los residuos sólidos, así como también por las entradas de agua derivada de la precipitación pluvial o de los deshielos (Jaramillo, 2007; Berger , 2022).

1.1.2. Problemas generados por el incremento de la disposición de los residuos sólidos

Desde la década de los cuarenta en México, la generación de residuos sólidos ha experimentado un aumento notable, atribuible a las modificaciones en los patrones de consumo, avances tecnológicos y el crecimiento demográfico (GEM, 2012). La mayoría de estos desechos se dispone en grandes vertederos a cielo abierto, vertederos clandestinos o en áreas naturales como barrancas o pozos, generando una seria amenaza de contaminación para cuerpos de agua, aire y suelo. Además, estos lugares se convierten en entornos propicios para la proliferación de fauna perjudicial, afectando la salud de la población y contribuyendo al deterioro de la imagen urbana de la zona.

La basura contiene materiales cada vez más peligrosos, materiales tóxicos y metales pesados. En otros casos, hay también contaminantes biológicos, de los cuales los más importantes son los organismos patógenos en formas resistentes. Otro problema que enfrentan los vertederos de residuos sólidos y rellenos sanitarios en diversas partes del país, es que el espacio para depositar desperdicios está llegando al límite de su capacidad (Morales, 2008; Torres, 2016). Para principios de los años 70's, la disposición de residuos se lleva a cabo en instalaciones llamadas rellenos sanitarios, que son áreas designadas para la disposición definitiva de los desechos sólidos en el suelo, con el propósito de preservar el medio ambiente. (Moreno, 2008).

1.1.3. Contaminación provocada por los depósitos de residuos sólidos.

Los vertederos de residuos sólidos representan una diversidad de fuentes de contaminación ambiental, generando problemas que afectan negativamente al suelo, provocando erosión y pérdida de sus características originales. Esta contaminación se extiende al agua superficial y subterránea, así como al aire, introduciendo materiales inertes y microorganismos en la atmósfera (Farquhar, 1995; Sinnathamby et al., 2024). Con el tiempo, los residuos sólidos experimentan descomposición mediante procesos químicos, físicos y biológicos. La descomposición anaeróbica, iniciada tras agotarse el oxígeno disponible, produce ácidos orgánicos y eventualmente da lugar a la formación de metano, junto con líquidos contaminantes conocidos como lixiviados (Khrig, 1989).

Los lixiviados surgen cuando la humedad se mezcla con los desechos sólidos, diluyendo los contaminantes hacia la fase líquida. Se acumula una cantidad significativa de humedad, lo que inicia el flujo de lixiviado a través de las capas de residuos sólidos. El origen de la humedad se inicia con la presencia de los residuos y la precipitación, para después empezar la infiltración hasta alcanzar el agua subterránea (Farquhar, 1989). Estos fluidos pueden exhibir un desplazamiento horizontal, avanzando a lo largo del terreno y generando contaminación que afecta el suelo y la vegetación. Además, se observa un movimiento vertical que se dirige hacia el subsuelo y, en numerosas ocasiones, llega a los acuíferos, ocasionando significativos problemas de contaminación en las aguas subterráneas (Abunama et al., 2021; Podlasek et al., 2021).

Un vertedero de residuos es como un reactor bioquímico, esto es por los procesos químicos y biológicos que sufren los residuos, dando lugar a la descomposición de la materia orgánica, la generación de gases y lixiviados, así como también la generación de calor. Es por esto, que para depositar los residuos sólidos se debe diseñar y construir un vertedero de residuos que minimice la infiltración, para ello la ubicación debe estar situada en un lugar hidrogeológicamente favorable. Los requisitos básicos, para el control y recuperación del sistema, son la estimación del volumen, así como también la composición de los gases y lixiviado, además de conocer el cambio de su composición química con el tiempo (Farquhar, 1989; Berger, 2022; Ghiasinejad et al., 2021).

1.2 Hipótesis

La dinámica de flujo de infiltración de lixiviados en el vertedero de Metepec, Estado de México, está condicionada principalmente por la capacidad de campo de los residuos sólidos y la distribución de los lentes de limo y arcilla que subyacen al vertedero. Estas condiciones evidencian, en cualquier caso, la necesidad de implementar medidas de control, como incrementar la retención específica por adhesión, capilaridad o impermeabilización de los materiales de cubierta del vertedero, lo cual limitará considerablemente el volumen de infiltración de lixiviado a largo plazo y reducirá el riesgo de contaminación del acuífero.

1.3 Objetivo de la investigación

Reconociendo el potencial impacto de contaminación por efecto del lixiviado generado en el vertedero de Metepec, y la importancia de los recursos hídricos en la región, el objetivo de esta investigación está dirigido a estimar cuantitativamente el flujo de lixiviado generado por las impulsiones externas y las variaciones temporales en el mismo, vinculando a la densidad de los residuos sólidos, la dinámica de acumulación y la conexión entre el almacenamiento y el proceso de lixiviación, prestando especial atención en el flujo preferencial que define una relación consistente entre almacenamiento-lixiviado.

Objetivos particulares.

A partir de este objetivo general se desprenden los siguientes objetivos particulares:

- i)* Obtención de datos bibliográficos y recopilación de información climatológica, hidrológica e hidrogeológica correspondiente a la región de investigación.
- ii)* Efectuar una descripción detallada de los materiales geológicos y de la geomorfología del área del proyecto, estudiando sus características geométricas, litológicas, hidrológicas, hidrogeológicas e hidroquímicas.
- iii)* Evaluar las impulsiones externas al vertedero, mediante un ensayo de balance hídrico en el que se estimara del volumen de lixiviados mediante balances hidrometeorológicos (WBM).

- iv) Estimar a partir del modelo HELP 3 el flujo de lixiviado generado por las impulsiones externas. Esto permitirá estudiar los mecanismos de interacción entre el agua superficial y el agua subterránea, la evolución y variaciones temporales que se pudieran presentar.
- v) Desarrollo de un modelo conceptual para describir el patrón de movimiento del agua subterránea alrededor del vertedero, con el objetivo principal de servir como fundamento para simular el flujo y transporte en etapas posteriores.

1.4 Organización de la tesis

El Capítulo 2 aborda una exhaustiva revisión bibliográfica centrada en los estudios realizados hasta la fecha. Esto incluye un análisis detallado de los fenómenos relacionados con el flujo de aguas subterráneas y el transporte de contaminantes, principalmente vinculados a la presencia o creación de vertederos de residuos sólidos y rellenos sanitarios

Se pone un enfoque especial en el desafío relacionado con la gestión de los desechos sólidos generados por las diversas actividades humanas diarias. A lo largo del tiempo, se ha intentado abordar esta cuestión mediante la creación de infraestructuras diseñadas para contener los residuos, ya sea a través de la implementación de rellenos sanitarios o la creación de confinamientos controlados, a pesar de los intentos realizados por la comunidad científica y las autoridades correspondientes, los desafíos vinculados a la gestión de residuos continúan siendo una realidad.

En el Capítulo 3, se detalla la metodología usada, describiendo los procesos utilizados, los pasos ejecutados para alcanzar los objetivos propuestos y las herramientas aplicadas. También se incluye la explicación de otros métodos comúnmente utilizados en el estudio de vertederos o rellenos sanitarios.

El Capítulo 4 inicia con una visión general de la zona de estudio, seguida del análisis de la información necesaria para implementar los modelos de balance de humedad. Luego, se exhiben los resultados de la medición del lixiviado generado en el lugar mediante las dos metodologías empleadas en este estudio. En el quinto capítulo, se resumen las conclusiones y recomendaciones, considerando las observaciones realizadas durante la investigación.

Capítulo II

Problema de deterioro del medio ambiente generado por residuos sólidos

2.1 Introducción

Los residuos sólidos en su mayoría se consignan en grandes tiraderos a cielo abierto, tiraderos clandestinos o en fosas naturales; tales como barrancos o pozos, los cuales constituyen un foco de contaminación grave para los cuerpos de agua, aire y suelos, así como un medio propicio para el desarrollo de fauna nociva, principal motivo por el que provocan problemas en la salud de la población, así como también contribuyen al deterioro de la imagen urbana del lugar. En otros casos, hay también contaminantes biológicos, de los cuales los más importantes son los organismos patógenos en formas resistentes, así como también la generación de lixiviados.

Los lixiviados se pueden definir como el líquido que se infiltra y drena a través de los desechos sólidos, portando materiales en solución o suspensión derivados de dichos desechos o su descomposición, se genera cuando la humedad se encuentra con los residuos sólidos. Este proceso disuelve los contaminantes en la fase líquida, acumulando una cantidad de humedad suficientemente significativa para desencadenar un flujo a través de las capas de desechos sólidos y posteriormente iniciar la infiltración hasta alcanzar el agua subterránea (Farquhar, 1989; Grossule y Stegmann, 2020; Berger, 2022).

2.2 Problemas generados por la falta de la disposición de los residuos sólidos a nivel mundial

Debido a las múltiples actividades productivas que llevan a cabo las sociedades, es común que se produzcan desechos sólidos, líquidos o gaseosos, los cuales pueden tener efectos nocivos en el medio ambiente y en la salud humana. Estos residuos, generados como consecuencia natural de la vida moderna, plantean desafíos significativos en términos de gestión ambiental y requieren medidas efectivas para su control y reducción. Es preciso mencionar la problemática de los residuos sólidos, los cuales todavía constituyen un problema sin resolver en muchos países, donde solamente existe un número reducido de vertederos sólidos, algunos han sido clausurados por falta de permisos administrativos o por presión popular de tipo político debido a la mala gestión. Por tal motivo, se supone que existen vertederos clandestinos, que al no tener un control constituyen fuentes potenciales de contaminación para los acuíferos (Sahuquillo, 1999).

Los vertederos sólidos son una fuente de contaminación debido a que son susceptibles de generar lixiviados, producido por la descomposición de los residuos sólidos, así como también por las aguas derivadas de la lluvia o de los deshielos (Jaramillo, 2007). El otro problema que enfrentan los rellenos sanitarios, los vertederos de residuos sólidos, en diversas partes del país, es que el espacio para depositar desperdicios está llegando al límite de su capacidad (Torres, 2016). En los primeros años de 70's, en ciertas áreas geográficas, la gestión de residuos sólidos se lleva a cabo mediante la utilización de instalaciones conocidas como rellenos sanitarios. Estos lugares están designados específicamente para la disposición definitiva de los desechos sólidos en el suelo, con la finalidad de preservar el medio ambiente (Moreno, 2008; Morales, 2008).

Sin embargo, el aumento constante en el volumen de residuos sólidos producidos ocasiona dificultades, como la recolección complicada y la rápida saturación de la capacidad de los rellenos sanitarios. En México se generan aproximadamente 34 millones de toneladas de residuos sólidos al año en el país, se recolectan 26 millones, pero 8 millones se depositan en sitios no controlados. El País cuenta aproximadamente con 500 rellenos sanitarios, sin embargo, poco menos del 10% tienen una situación relativamente aceptable. A partir de los años cuarenta ha incrementado la generación de los residuos

sólidos, debido al cambio en los patrones de consumo, al desarrollo tecnológico y la explosión demográfica (GEM, 2012). La mayor parte de los desechos sólidos en el país se generan principalmente en la zona Central (50%), continuando con la región Norte (18%), seguida de la Ciudad de México (13%), posteriormente región Sur (10%) y finalmente por la Frontera Norte (9%)

A pesar del incremento, la generación de residuos sólidos del país, la proporción reciclada sigue siendo mínima. Según los datos recopilados de los sitios de disposición de residuos sólidos, apenas se recicla un 2.4% del volumen total de los residuos generados a nivel nacional. No obstante, considerando que gran parte de los materiales reciclables se recuperan directamente de contenedores y vehículos de recolección, esta cifra podría alcanzar hasta el 12% (Cárdenas-Moreno et al., 2016). Los materiales prioritarios para el reciclaje, en términos de volumen, son papel, vidrio, metal, plástico y textiles. La proporción promedio reciclada de estos materiales en los últimos diez años ha sido del 42.8% para papel y cartón, 33% para vidrio, 23.6% para metal, 0.2% para plástico y 0.1% para textiles.

2.3 Generación de contaminación por los lixiviados

Los lugares de vertido de residuos sólidos generan inconvenientes ambientales que impactan negativamente en diferentes aspectos. Afectan el suelo, dando lugar a la erosión del suelo y provocando la alteración de características originales como textura, porosidad, permeabilidad, intercambio catiónico, y niveles de macro y micronutrientes. Además, afectan el agua, tanto superficial como subterránea, y contaminan el aire al liberar materiales inertes y microorganismos, contribuyendo así a la contaminación atmosférica. El funcionamiento del sistema inicia con impulsiones externas representadas por la precipitación que se infiltra sobre los residuos sólidos municipales, que a través del tiempo entran en un proceso de descomposición por medio de una composición de procesos físicos-químicos y biológicos (Farquhar, 1995), dando como consecuencia la generación de lixiviados y gases, ver Figura 2.1.

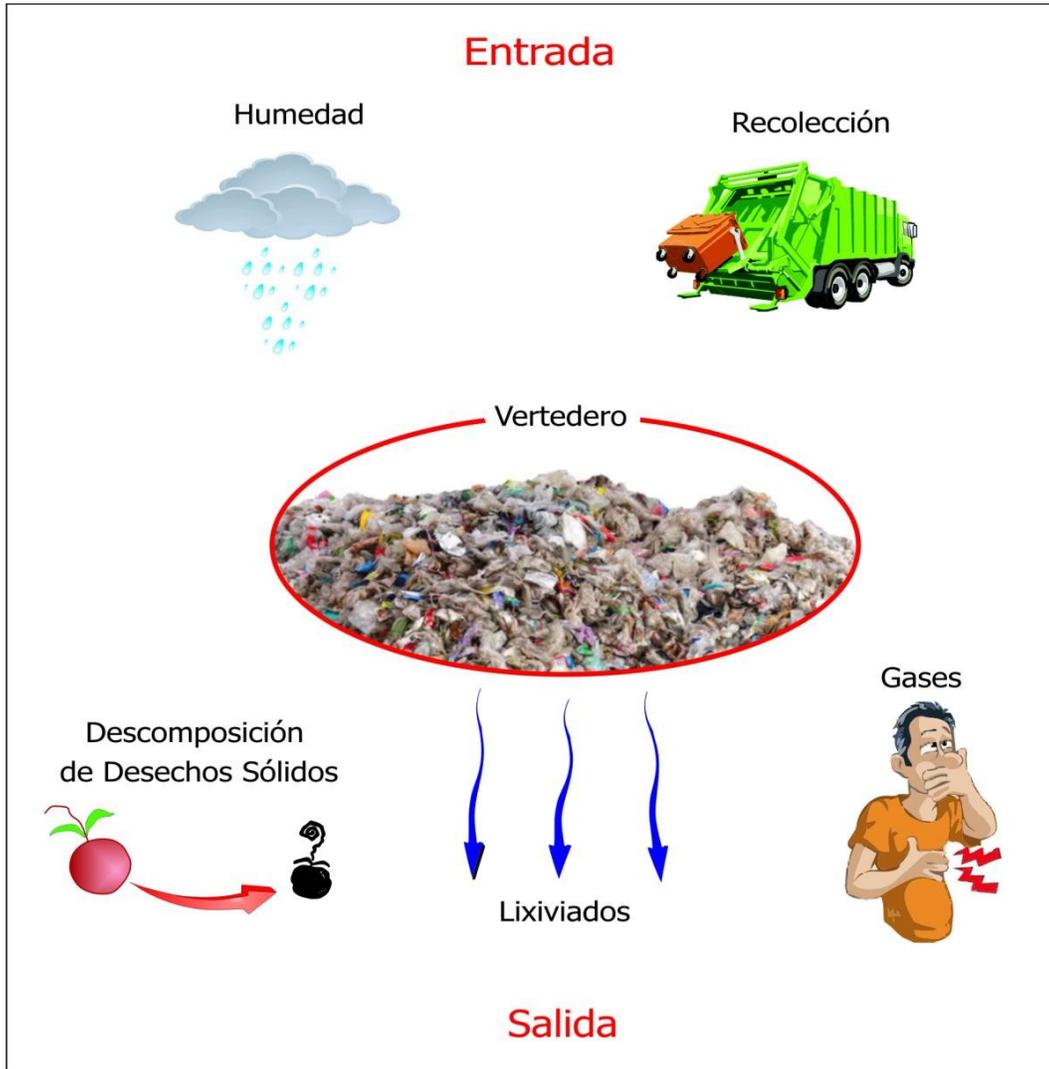


Figura 2.1 Esquema general que muestra los procesos de descomposición biológicos y químicos que se generan en un vertedero de residuos sólidos.

Un vertedero de residuos sólidos es como un reactor bioquímico, debido a los procesos químicos y biológicos que sufren los residuos, dando lugar a la desintegración de la materia orgánica, la generación de gases y lixiviados, así como también la generación de calor. Es por ello, que para depositar los residuos sólidos se debe diseñar y construir rellenos sanitarios que minimicen la infiltración, cuya ubicación debe estar situada en un lugar hidrogeológicamente no permeable. Los requisitos básicos para el control y recuperación del sistema, para el cálculo del volumen de lixiviados, asimismo la composición de los gases y lixiviados, además de conocer el cambio de éstos con el tiempo (Farquhar, 1989).

Estos procedimientos generan diversos ácidos orgánicos, dando lugar a la formación de lixiviados en etapas intermedias antes de la producción de metano, según Khrig (1989). Dentro de este marco, el principal desafío radica en no solo detener la deposición de residuos en el vertedero, dado que el daño ya está hecho, sino también en evaluar de manera exhaustiva el impacto de los lixiviados en la calidad del agua subterránea. Este enfoque resalta la importancia de comprender y mitigar los efectos a largo plazo de la contaminación generada por los desechos en nuestro entorno. La necesidad de implementar medidas para mitigar estos problemas se ve incrementada. El estudio de la pluma de lixiviados se divide en tres zonas: la aeróbica, la de transición y la anaeróbica. La región anaeróbica genera compuestos perjudiciales como metano, amonio, etano, propano, fosfina, ácido sulfhídrico, nitrógeno y óxidos nitrosos, los cuales afectan negativamente a la vegetación y otros organismos (Cherry et al., 1987). Estos líquidos pueden desplazarse horizontalmente a lo largo del terreno, causando contaminación y daño al suelo y la vegetación. Asimismo, se presenta un desplazamiento vertical, penetrando en el subsuelo y, en muchas ocasiones, alcanzando los mantos acuíferos, generando significativos problemas de contaminación en las aguas subterráneas.

2.4 Producción de Desechos en la República Mexicana

En México, la generación de residuos sólidos municipales (RSM) ha experimentado un significativo aumento en las últimas décadas. La producción per cápita diaria aumentó de 0.30 kg en la década de 1950 a 0.853 kg en el año 2000, según Sancho y Rosiles (2003). Entre 1992 y 2004, los RSM generados creció un 57%, llegando a 34.7 millones de

toneladas en 2004, según datos de la SEMARNAT (2005). Este incremento se atribuye probablemente al crecimiento demográfico y al aumento en la generación de residuos por habitante. En 2003, el Estado de México, el Distrito Federal y Jalisco fueron los principales productores de residuos sólidos a nivel estatal, con una producción per cápita superior a 1 *kg/día* y producciones anuales de 5,709, 4,500 y 2,407 miles de toneladas, respectivamente (El Norte, 2006).

En Nayarit, Colima, Tlaxcala y Baja California Sur, se registró el menor impacto en tasas per cápita de generación de residuos sólidos municipales (RSM), con un promedio de 0.65 *kg/día* según datos de la SEMARNAT (2005). En México, la variación porcentual en la generación de residuos supera el aumento poblacional, posiblemente debido a la estabilidad económica alcanzada, lo que ha mejorado el nivel de vida y permitido un mayor consumo de productos. Las composiciones de los RSM en México incluyen elementos como materia orgánica, como textiles, plásticos, vidrio y metales, entre otro (Figura 2.2).

La gestión de los residuos sólidos municipales (RSM) involucra diversas etapas, desde su generación hasta su disposición final, con el propósito de proteger la salud de la población al minimizar los riesgos asociados con la exposición a lesiones y enfermedades derivadas de los desechos. Kurniawan et al. (2006) destacan que la mayoría de los RSM a nivel mundial, más del 95%, se depositan en vertederos, siendo esta la técnica dominante también en México.

Desafortunadamente, hasta el año 2001, escasas ciudades contaban con instalaciones operativas que cumplieran con las condiciones sanitarias adecuadas, según información de SEMARNAT (2005). Existe una baja tasa de reciclaje y compostaje a nivel nacional, aproximadamente el 2.4% del total de residuos generados, según la misma fuente. Aunque estas cifras son notables, surgen controversias significativas debido a la ineficiente operación de muchos vertederos causada por falta de mantenimiento y una gestión deficiente. Un ejemplo palpable se observa en el Estado de México, donde varios vertederos enfrentan riesgos de colapso y, lamentablemente, carecen de espacios para su construcción.

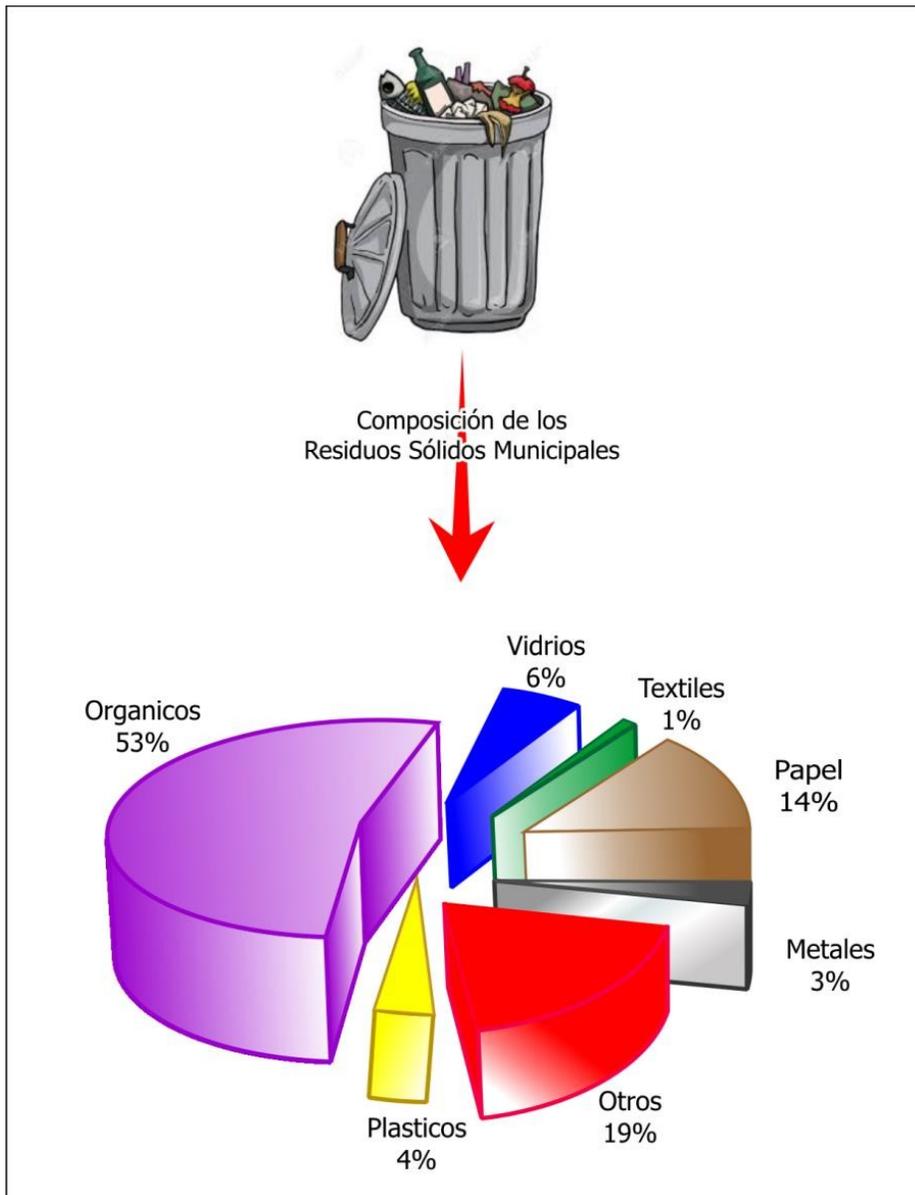


Figura 2.2 Componentes claves de los desechos sólidos urbanos producidos en México. Según datos de SEMARNAT (2003), alrededor del 53% de los desechos sólidos urbanos en México provienen de materia orgánica.

Tabla 2.1 *Clasificación de residuos sólidos según la norma NOM-083-SEMARNAT-2003, según su disposición final por volumen.*

Clasificación	Rango (toneladas al día)
A	Mayor a 100
B	50 hasta 100
C	10 a menos de 50
D	Menor a 50

Las entidades federativas que generan una lata cantidad de rellenos sanitarios son el estado de México (28), Jalisco (27), Veracruz y Chihuahua (con 18 cada uno), y Guanajuato (17). De acuerdo con las estadísticas de la SEMARNAT (2013), el estado de México (EDOMEX) es el principal generador de residuos sólidos en el país, representando el 16% del total. Entre 2001 y 2011, se observó un crecimiento anual promedio del 2.5%, y se logró reducir en un 34% el porcentaje de residuos sólidos en lugares no regulados desde 1998 hasta 2012. El Diagnóstico Ambiental de las 16 Regiones del Estado de México (Secretaría del Medio Ambiente, 2012) destaca la existencia de 16 rellenos sanitarios, 49 sitios de disposición controlados y 37 vertederos a cielo abierto en el estado. Del total de 5.71 millones de toneladas generadas anualmente, el 68.1% de los residuos recolectados se destinan a estos centros de disposición final. De este porcentaje, el 22.47% se deposita en rellenos sanitarios, el 28.0% en sitios de disposición controlados y el 49.53% en tiraderos a cielo abierto.

La norma NOM-083-SEMARNAT-2003 categoriza los lugares de disposición final en función del volumen de residuos sólidos depositados, como se muestra en la Tabla 2.1. Generalmente, los vertederos contienen tanto residuos orgánicos, como inorgánicos. No obstante, la ausencia de regulación, en estos lugares resulta en la disposición de residuos peligrosos. En este escenario, la contaminación por lixiviados se intensifica debido a la diversidad en la composición de los residuos (LaGrega et al., 2010), lo que los hace más peligrosos, así como también más tóxicos, según estudios de Kiss y Encarnación (2006) y Breza-Boruta et al. (2016).

2.5 Problemas de contaminación por la disposición de residuos sólidos en el Estado de México

De manera similar a muchas localidades en México y, en términos generales, a nivel mundial, el Estado de México se enfrenta a uno de sus problemas fundamentales, que es la reproducción y el manejo final de los residuos sólidos municipales (Figura 2.3). Dicho estado genera 10,364 toneladas al día (INEGI, 1997), los cuales no son controlados y se pueden definir como residuos peligrosos y no peligrosos (Torres, 2016). Estos residuos durante décadas eran depositados fuera de la mancha urbana, por lo que esta acción no planteó un desafío significativo para las autoridades responsables del servicio de limpieza. La cantidad de residuos generados y sus características de composición posibilitaron su reintegración rápida al ciclo natural, sin provocar impactos negativos en el entorno ambiental. Sin embargo, la población ha crecido tan rápido que ya se encuentra habitando muy cerca de los vertederos (GEM, 2012).

Ante la inconformidad de las poblaciones y los problemas de contaminación se publicó en la Norma Oficial Mexicana 083-ECOL-1996, que establece las condiciones que deben reunir los sitios destinados a la disposición final de los residuos sólidos municipales (Sancho y Rosiles, 2003). Sin embargo, antes que existiera esta Norma, la disposición de los residuos sólidos se hacían en vertederos donde no se tenía control de éstos (INEGI, 1997). Dado los antecedentes del estado de los residuos sólidos, la Secretaría de Ecología ha promovido el cumplimiento de esta norma en los 124 municipios de la entidad a través de asesorías técnicas y normativas (GEM, 2012), todo ello para el mejor control de los residuos.

El Estado de México cuenta con rellenos sanitarios localizados en distintas áreas, siendo los más importantes los de Atizapán de Zaragoza, Cuautitlán, Izcalli, Ixtapan del Oro, Naucalpan de Juárez, Nezahualcóyotl y Valle de Bravo. Los rellenos sanitarios son una solución de ingeniería, donde la vida útil de éstos depende de diferentes factores entre los que se encuentran: la superficie del predio, el ingreso diario de residuos, el grado de compactación de los desechos, etc. De estos rellenos sólo el que se encuentra en el municipio de Atizapán de Zaragoza cuenta con la infraestructura adecuada. También se cuenta con 88 vertederos que en conjunto abarcan una superficie de 127.8 hectáreas donde

entre los más importantes se encuentran Acolman, Atizapán Chimalhuacán, Coacalco de Berriozábal, Ecatepec, Huypextla, Metepec, y Tultitlan. Siendo el municipio de Metepec el segundo municipio que genera más basura de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), después del municipio de Toluca (GEM, 2012). Cabe señalar, que los municipios de Toluca, Lerma, Metepec, San Mateo Atenco Ocoyacac y Zinacantepec, que conforman la ZMVT, recolectaron un volumen de 1,085.3 toneladas al día para el año de 1996 (INEGI, 1997) y 1,442 toneladas al día para el 2000 (INEGI, 2001).

El vertedero de Metepec, conocido como El socavón de Metepec, en el pasado, este sitio se empleaba como una cantera para la extracción de arcillas, arenas, gravas y tezontle. Estos materiales se destinaban a la elaboración de artesanías características de la zona y a la elaboración de materiales empleados en la construcción. El socavón de Metepec se comenzó a utilizar como vertedero sin ningún control, por lo cual se tienen problemas con la calidad del agua y del aire. El mal manejo de éste afecta en forma negativa al sistema acuífero subyacente y a la calidad del agua subterránea (Moreno, 2008). A mediados del año 2002, se comenzó a tratar como sitio de disposición de residuos sólidos debido a que recibía un promedio de 40 toneladas diarias de basura (INEGI, 1997), aunque sin contar con la infraestructura que justifique la denominación de relleno sanitario. Este vertedero terminó su funcionamiento en el año 2007 y representa un problema de tipo ecológico, cultural y económico para el municipio de Metepec.

Inicialmente, el relleno sanitario recibía únicamente residuos sólidos del municipio de Metepec. Sin embargo, para principios de 1994 se estableció un convenio de colaboración entre los municipios de Metepec, Toluca y San Mateo Atenco. Este acuerdo tenía como objetivo la operación y el mantenimiento conjunto del vertedero, permitiendo que parte de los desechos generados en estas áreas pudieran ser depositados en él. A cambio, se compartían los gastos de mantenimiento del mismo. A partir de 1994, la diversidad de la basura recibida en este vertedero experimentó un aumento significativo. En algunos casos, esto se debía a los residuos industriales presentes en la zona o a la materia prima utilizada en el área, abarcando desde fragmentos de fibra hasta separadores orgánicos, catalizadores gastados, aceites, materiales como PCBs e incluso metales pesados.

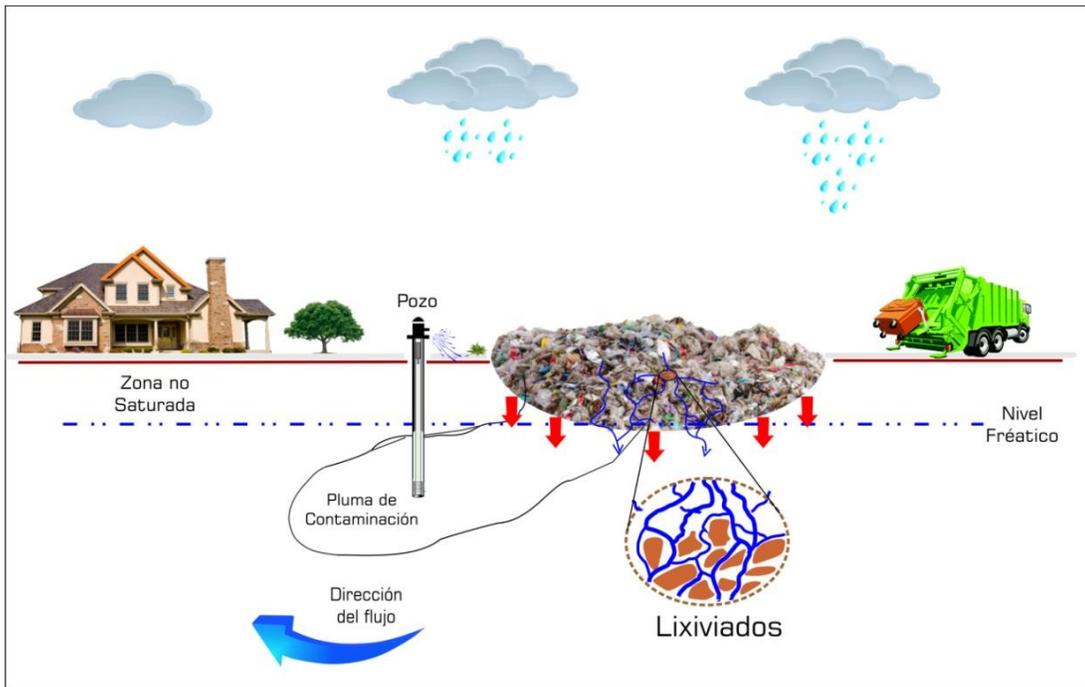


Figura 2.3 Esquema de generación de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos por efecto de la precipitación, en cuyo escenario la fuerza de gravedad da lugar a una pluma de contaminación en función de la dirección del flujo subterráneo.

La localidad enfrenta desafíos ambientales centrados en la posible contaminación del agua subterránea del acuífero asociado al vertedero de Metepec. Así como en las colonias cercanas, sufren problemas de contaminación del aire, suelo y agua debido a este relleno sanitario, según información proporcionada por la Dirección de Ecología de Metepec. Además, los negocios y servicios en la periferia de la zona afectada también se ven afectados por esta contaminación, impactando a residentes locales y visitantes en esa región (Figura 2.3).

2.6 Problemas de contaminación por la generación de lixiviados

La disposición final de residuos sólidos conlleva un problema ambiental significativo: la generación de residuos líquidos, denominados lixiviados, durante las fases de operación y clausura. Estos lixiviados, compuestos por subproductos altamente contaminantes debido a la filtración del agua a través de los desechos sólidos y al metabolismo microbiano en el vertedero, pueden tener un impacto potencial en la calidad de los mantos freáticos o acuíferos.

El líquido lixiviado se caracteriza por contener una notable cantidad de sólidos suspendidos y disueltos, resultado de reacciones químicas y bioquímicas durante las fases de operación y cierre del vertedero. Estas reacciones no solo contribuyen a la formación de lixiviados, sino que también dan origen a la producción de gases como metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) y amoníaco (NH_3). A pesar de implementar medidas para controlar la entrada de agua pluvial, la generación de lixiviados persiste, ya que estos se originan tanto por la liberación del agua contenida en los propios residuos confinados como por la actividad microbiana presente en el vertedero (Berger, 2022). Este proceso complejo no solo implica la formación de lixiviados, sino que también desencadena la emisión de gases, lo que amplía la magnitud de los impactos ambientales asociados con la disposición final de residuos sólidos.

Los valores de los componentes de los lixiviados presentados en la Tabla 2.2 están dentro de un rango general, dependiendo de la combinación de elementos y componentes que propician su producción (Montejo, 2010):

- ✓ Infiltración de agua: donde influye la precipitación pluvial y la cobertura de los residuos sólidos municipales, la ubicación geográfica, aspectos climatológicos, evaporación, evapotranspiración, espesor impermeable, tipo de materiales, así como la topografía.
- ✓ Características de los residuos: influyen la topografía, diversos elementos como la composición, humedad, tamaño y grado de compactación.
- ✓ Actividades microbianas: comprenden las actividades aeróbicas y anaeróbicas, las cuales están condicionadas por factores como la naturaleza de los materiales, temperatura, relación carbono/nitrógeno, potencial de hidrógeno (pH) y el contenido de sustancias tóxicas.
- ✓ Operación de relleno: cuyos elementos están vinculados a un conjunto de factores como obras para desviar el agua y la cobertura diaria de los residuos sólidos.
- ✓ Intrusión de aguas subterráneas: la eficiencia operativa controla dicha intrusión al aplicar una impermeabilización adecuada.

Los componentes presentes en los lixiviados, detallados en la Tabla 2.2, exhiben valores típicos, los cuales pueden experimentar variaciones en función a la antigüedad del vertedero. No obstante, la ubicación geográfica del lugar y la naturaleza de los residuos depositados están vinculados al aumento de las actividades comerciales e industriales, así como a las formas de vida de los diferentes países.

En la Tabla 2.3 se recopila información de diversos estudios de caracterización de lixiviados realizados en múltiples vertederos de distintos países. Estos estudios presentan los valores obtenidos de los parámetros principales que caracterizan a los lixiviados, como la bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno Kjeldhal total (NKT), sólidos suspendidos (SS) y nitrógeno amoniacal (NH₃-N). Estos resultados evidencian que la edad del sitio de disposición final y el grado de estabilización de los residuos sólidos ejercen un efecto significativo en la composición de los lixiviados.

Tabla 2.2 Valores característicos de los parámetros de lixiviados que experimentan cambios en función de la antigüedad del vertedero.

Parámetros	Relleno de reciente creación (menor a 5 años)	Relleno maduro (mayores a 10 años)
DBO ₅ (mg/L)	2,000-30,000	100-200
Carbono Orgánico Total (mg/L)	1,500 – 20,000	80 – 160
DQO(mg/L)	3,000 – 60,000	100 - 500
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	200 -2,000	100 - 400
N-org (mg/L)	10 - 800	80 - 120
NO ₄ (mg/L)	10 - 800	80 – 120
NO ₃ (mg/L)	10 - 100	5 - 10
P total (mg/L)	5 - 100	5 – 11
Ortofosfato (mg/L)	4 – 80	4 - 8
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	1,000-10,000	200 – 1,000
pH	4.5 -7.	6.6 – 7.5
Dureza total	30 – 10,000	200 - 500
Ca (mg/L)	200 – 3,000	100 - 400
Mg (mg/L)	50 – 1,500	50 – 200
K (mg/L)	200 – 1,000	50 – 400
Na (mg/L)	200 – 2,500	100 - 200
Cl(mg/L)	200 – 3,000	100 – 400
SO ₄ (mg/L)	50 – 1,000	20 -50
Fe total (mg/L)	50 – 1,200	20 - 200

Fuente Tchobanoglous y Kreith (2002)

Tabla 2.3 Caracterización de lixiviados en distintos países.

Edad	Ubicación	DQO	DBO	DBO/DQO	pH	SS	NTK	NH ₃ -N (mg/L)
		(mg/L)						
J	Canadá	13,800	9,600	0.70	5.80		212	42
J	Canadá	1,870	90	0.05	6.60		75	10
J	China Hong Kong	15,700	4,200	0.27	7.70		2,260	2,260
J	China Hong Kong	17,000	7,300	0.43	7.00 8.30	> 5,000	3,200	3,000
J	Grecia	70,900	26,800	0.38	62	950	3,400	3,100
J	Italia	19,900	4,00	0.20	8.00			3,917
J	Turquía	16,200- 20,000	10,800 11,000	0.55-0.67	7.30-7.80	2,400		1,682
J	Colombia	25,622	17,456	0.68	7.90	2,069		1,649
EM	Canadá	3,210- 9,190			6.90-9.00			
EM	China Hong Kong	7,439 5,350	1,436	0.19	8.22	784		
EM	Grecia	5,350	1,050	0.20	7.90	480	1,100	940
EM	Italia	5,050	1,270	0.25	8.38			1,330
EM	Turquía	9,500			8.15		1,450	1,270
V	Brasil	3,460	0.04	0.04	8.20			800
V	Francia	500	0.01	0.01	7.50	130	540	430

J=Joven, EM=Edad Media, V=Viejo. Fuente: Vargas (2009)

Capítulo III

Análisis del Volumen de Lixiviado en Vertederos de Residuos Sólidos

3.1 Introducción

Los vertederos de residuos sólidos son entornos porosos altamente complejos, caracterizados por aspectos significativos como la considerable heterogeneidad, la composición en constante cambio y la degradación continua. Estas peculiaridades dificultan la aplicación de modelos matemáticos originalmente diseñados para suelos o para la modelación de flujos en el subsuelo. Sin embargo, en ciertos escenarios, podría ser de interés explorar estos sistemas mediante simulaciones más avanzadas, haciendo uso de programas informáticos especializados, con el fin de mejorar el control y la gestión adecuada de los vertederos. Estos modelos podrían ser útiles para contrastar las conclusiones obtenidas o para profundizar en el estudio de fenómenos específicos, como la evolución en la calidad de los lixiviados, la generación de biogás, los asentamientos, entre otros.

La creación de modelos capaces de representar sistemas posibilita la cuantificación de peligros y sus consecuencias, permitiendo simular y analizar con mayor precisión los riesgos que necesitan ser identificados. Este enfoque conduce a una gestión más efectiva del riesgo (Butt et al., 2008). Se disponen de modelos asistidos por computadora, con

diversos enfoques, que pueden servir como herramientas valiosas en aspectos como la cuantificación de emanaciones, la capacidad de retención de humedad, la ubicación geográfica del sitio, entre otros. De este modo, como se mencionó en capítulos anteriores, han sido numerosos los intentos de modelar los fenómenos que afectan la generación de lixiviados en un vertedero. En tal sentido, se han creado expresiones matemáticas con el objetivo de replicar el desplazamiento del agua dentro de los residuos. En las primeras aproximaciones, se abordaba cada fenómeno de manera separada, procurando abordarlos simplemente como el método del balance hidrológico superficial, debido a que este modelo no toma en cuenta las variaciones de humedad que se producen en la generación de lixiviado, sin embargo, para tener un mejor control y gestionarlo bien. Resulta necesario establecer el balance hidrológico del vertedero. Este balance implica la estimación de los ingresos y salidas de humedad en el vertedero en un período definido dependiendo las necesidades del estudio. La complejidad radica en que los parámetros involucrados en el balance hidrológico varían con el tiempo y, a su vez, también cambian según el tipo de residuos depositados.

En los últimos veinte años, se han creado varios programas informáticos con el propósito de ser útiles en este contexto específico. Algunas de estas herramientas incluyen el Método de Balance de Agua (WBM) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), desarrollado por Fenn et al. (1975); el modelo computacional HELP 3 (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) presentado por Schroeder et al. (1994) (Berger, 2022; Sinnathamby et al., 2024); y la investigación del flujo de lixiviados de vertederos (FILL, Flow Investigation of Landfill Leachate) desarrollada por Khanbilvardi et al. (1995). Estas herramientas predicen con anticipación la generación y movilidad de lixiviados en vertederos o rellenos sanitarios.

El software más ampliamente utilizado es el modelo HELP 3 (Schroeder et al., 1994; Berger, 2022; Sinnathamby et al., 2024) (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). Este programa, de distribución gratuita, fue diseñado exclusivamente para la simulación hidráulica de vertederos cerrados, utilizando una representación cuasi-bidimensional fija del vertedero. Realiza una discretización unidimensional del vertedero fragmentando su altura en múltiples

capas de diversos tipos, calculando el flujo de humedad a través de ellas, con un modelo horizontal del fluido en las capas. Se emplea un esquema de análisis del balance superficial extremadamente detallado, por la vegetación en cada capa utilizada para su modelación.

La evapotranspiración del modelo se basa en los estudios de Penman (1963) modificado por Ritchie (1972) y Schroeder et al. (1994). La escorrentía superficial se calcula a partir de la lluvia útil mediante el método del número de curva del SCS (Soil Conservation Service de EE.UU.), estimando la infiltración a través del equilibrio correspondiente.

Desde su lanzamiento en 1994, el programa HELP 3 ha sido ampliamente usado en diversas instalaciones y, en algunos casos, es necesario en ciertas administraciones, especialmente en los Estados Unidos, para realizar cálculos. Sin embargo, la representación estática del vertedero en este programa dificulta el seguimiento preciso de los cambios durante el período de balance, y se han reconocido limitaciones en los modelos utilizados (Berger, 2002). Por ello, han sido desarrollados modelos similares, tales como LDAT, HBM y MODUELO, con el fin de mejorar la descripción de los procesos hidrológicos e incluir otros aspectos como la degradación y los asentamientos de los residuos.

El modelo numérico LDAT (Landfill Degradation and Transport Model) soluciona las ecuaciones constitutivas del proceso de vertedero mediante un algoritmo de diferencias finitas, enmarcado dentro de volúmenes elementales rectangulares. El formato de la cuadrícula de elementos tiene la capacidad de representar en una dimensión como una pila sencilla o en tres dimensiones para situaciones más complejas. Las condiciones límite se establecen mediante elementos de límite designados. La capa externa de elementos conforma el límite de los residuos dentro del vertedero, siendo llamados elementos de límite. Aquellos elementos dentro del límite que representan los residuos se denominan elementos activos.

El modelo de un único elemento activo tiene la capacidad de crecer verticalmente y constituir una pila vertical de elementos, así como expandirse horizontalmente para generar disposiciones de elementos en 2D y 3D. Mediante la adaptación de las dimensiones de los elementos, todas estas estructuras de modelo pueden ajustarse

geométricamente para representar el mismo volumen de espacio, pero con variaciones en la cantidad de elementos (White et al., 2003). Este método es limitado debido a que no involucra los parámetros del balance superficial.

El modelo HBM (Hydro-Bio-Mechanical), desarrollado por Mcdougall (2007), se implementa mediante el método de elementos finitos, con todos los modelos del sistema compartiendo una malla común. Esta aproximación permite abordar aspectos materiales y operativos, como geometría de sección compleja, heterogeneidad de residuos y simulación de la fase de llenado. A través del control de la divulgación de elementos, la biodegradación y las transferencias de humedad tanto dentro de los residuos como por transferencia climática, se logra producir un perfil de residuos que, al concluir el llenado, presenta una estructura más adecuada, este método tiene como límite que la infiltración es calculada de forma independiente.

El software MODUELO, creado por Cuartas-Hernández (2013), representa una herramienta tridimensional de simulación diseñada para facilitar el diseño y funcionamiento de vertederos de residuos (Lobo y Tejero, 2007). Al permitir la creación de varios escenarios mediante la combinación de diversas variables, como tipos y cantidades de residuos y opciones de manejo de lixiviados, este modelo busca optimizar la gestión del vertedero mediante la integración de criterios económicos, técnicos y ambientales. Su flexibilidad radica en su capacidad para adaptarse a las necesidades específicas de cada instalación y modelizarla en detalle, así como también variables superficiales como la evaporación e la infiltración con los modelos de Penman y Horton (Penman, 1963; Berger, 2022). El programa puede ser utilizado con diversos objetivos, como el diseño de elementos de protección, la predicción de la evolución del vertedero en el tiempo, el diagnóstico de su situación actual, así como para el seguimiento y control continuo.

En este capítulo se mencionaron diferentes métodos de estimación del volumen de lixiviado en un vertedero o relleno sanitario, todos ellos ampliamente empleados para realizar una evaluación cuantitativa (aunque no cualitativa) de los lixiviados, teniendo en cuenta tres factores cruciales que incluyen la retención de humedad en el suelo, la

evapotranspiración y el escurrimiento superficial del agua. Sin embargo, dadas las condiciones del vertedero de Metepec debido a que es un vertedero sin control, se utilizará el WBM y del modelo HELP 3, lo cual permitirá el análisis y comparación, abarcando el mismo periodo de tiempo. Por tal motivo, se mencionarán a continuación las particularidades de cada uno, así como los diferentes parámetros requeridos para su aplicación, para cuantificar el volumen de lixiviado en el vertedero de Metepec.

3.2 Método de Balance de Agua (WBM, Water Balance Method)

Se ha denominado “método de balance de agua (WBM)” a la distribución del agua que alcanza la superficie del vertedero entre los diversos fenómenos que lo suministran involucra diferentes aspectos. De la cantidad de lixiviados que llega a la capa superficial del área de vertido, una porción se infiltra hacia el interior del vertedero (infiltración), mientras que la parte restante se acumula en la superficie, formando charcos (almacenamiento superficial) hasta llegar a la capacidad de campo, o escurre hacia otras zonas, la cual representan el agua que fluye directamente sobre el área de interés. La capacidad de almacenar humedad del suelo representa el agua que puede ser retenida en el suelo.

Si la pérdida mensual de humedad del suelo debido a la evapotranspiración se compara con la precipitación mensual, se puede hacer una contabilización de la humedad del suelo con un simple procedimiento contable. La humedad en el suelo se compara con una cuenta bancaria, en donde la precipitación representaría los depósitos mientras que la evapotranspiración los retiros (Fenn et al., 1975). Los factores críticos que se deben considerar en el método de balance hidrológico son los conceptos de almacenamiento de la humedad del suelo, la evapotranspiración y las corrientes de agua superficiales.

Una forma en la que la capa superficial del suelo de un vertedero influye en la cantidad de percolación es, por lo general, a través de su capacidad de almacenar agua, que se traducen la humedad del suelo donde se produce la infiltración de lixiviado. La cantidad de almacenamiento depende principalmente del tipo de suelo, estructura y la capacidad del terreno, así como la profundidad del estrato del suelo o residuos sólidos, lo cual da lugar a la

definición de la capacidad de campo. La capacidad de campo está compuesta de dos componentes: la primera componente es el “agua higroscópica” que oscila desde contenido de humedad igual a cero hasta el punto de marchitez. Esta cantidad de agua está estrechamente ligada a las partículas del suelo, no está disponible a las plantas para transpiración, y nunca se agotará en el suelo. El segundo componente es el “Agua Disponible” que oscila entre el punto de marchitez y la capacidad de campo, esta agua se somete a movimiento capilar y está sujeta a pérdidas por evapotranspiración.

La cantidad de agua disponible depende de la capacidad de almacenamiento de humedad del suelo. Es una porción que varía por las pérdidas, siendo éstas por evapotranspiración (Thornthwaite y Matter, 1957). La cantidad de agua disponible que puede ser almacenada dependerá de la profundidad de las raíces, del tipo de suelo y su estructura. Esta cantidad varía de unos cuantos milímetros para un cultivo con raíces superficiales en un suelo arenoso, hasta algunos cientos de milímetros para un suelo de textura fina con cultivo de raíces profundas. Estos valores serán utilizados en los cálculos de balance de agua más adelante en el caso del vertedero de Metepec. Una parte del agua que se infiltra y se retiene en las áreas menos profundas se reintegrará a la atmósfera mediante procesos de evaporación o evapotranspiración, especialmente si hay una capa vegetal en la superficie.

La Figura 3.1 esquematiza la interacción de los distintos parámetros que se involucran en el método de balance de agua (*WBM*, sus siglas en Inglés), el proceso se inicia con las entradas de precipitación (*P*) al vertedero, una parte se convierte en escurrimiento superficial (*ESC*), otra cantidad se infiltra (*I*), otra se evapora (*E*) de la superficie y/o transpira (*T*) a través de la cobertura vegetal. Una porción se almacena (ΔS) y una vez que se satura el medio poroso, comienza el movimiento por efecto de la gravedad dando lugar a la presencia de la percolación (*PERC*), que corresponde al lixiviado, a esto se suman las entradas de agua subterránea (*G*) según sea el caso.

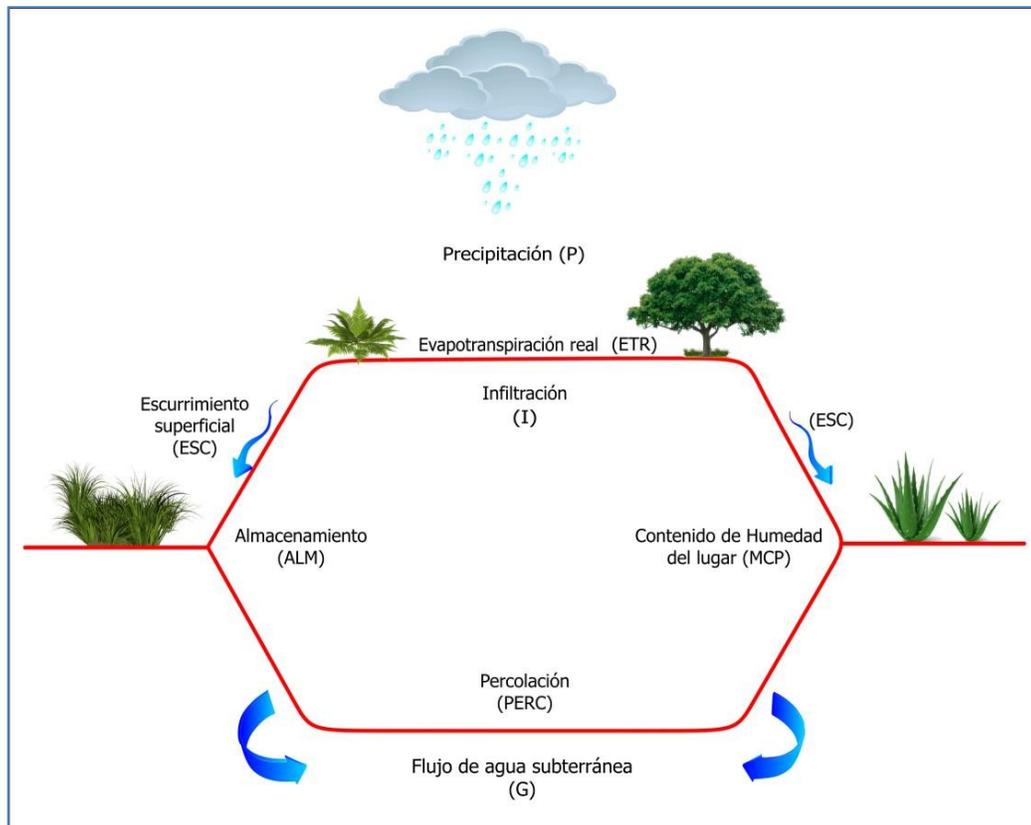


Figura 3.1 Esquema conceptual de la interacción de los distintos parámetros que se involucran en el método de balance de agua (WBM).

El método empleado para medir el proceso previamente mencionado, es denominado método del balance de agua (WBM) y su representación algebraica puede expresarse con la ecuación 3.1 (Farquhar, 1989):

$$PERC = P - ETR - Esc \pm \Delta S \quad (3.1)$$

donde:

$PERC$ = percolación en el fondo del vertedero [L]

P = precipitación [L]

ETR = evapotranspiración real [L]

ESC = escurrimiento [L]

ΔS = cambios en el almacenamiento [L]

La ecuación 3.1, aunque conceptualmente precisa y completa, enfrenta dificultades en la predicción exacta de los lixiviados debido a la incertidumbre asociada con la cuantificación de varios términos algebraicos. El método del Balance de Agua (WBM, por sus siglas en inglés Water Balance Method) se fundamenta en el principio derivado de estudios de balances de agua en el ciclo hidrológico y aplicaciones de irrigación, aplicando estos principios en el modelo Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP 3). Los términos implicados en el WBM, como la precipitación, temperatura y velocidad del viento, a menudo son estocásticos o dependen de parámetros difíciles de definir con alta precisión, como el coeficiente de escorrentía, el grado de compactación de los residuos o el contenido de humedad. En la Tabla 3.1, se presenta un resumen de los parámetros de entrada del método de balance de agua (*WBM*), junto con las unidades asociadas a cada parámetro, para asegurar la coherencia en los cálculos y proporcionar información adicional para la determinación de sus valores respectivos.

Tabla 3.1 *Parámetros de Entrada del Método WBM para un Balance Hídrico: Detalles de Unidades para Garantizar Coherencia en los Cálculos y Aportar Información Adicional para Evaluar cada Valor (Basado en la Modificación de Torres, 2013).*

No	Parámetro	Unidades*	Restricciones
1	Temperatura medio mensual	°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 sin corregir ($UPET$)	mm	$UPET =$ función (T, H); valor de tablas
5	Factor de corrección de horas de luz solar (r)	adimensional	$r =$ función (latitud, mes); valor de tablas
6	Evapotranspiración potencial corregida (PET)	mm	$PET = UPET * r$
7	Precipitación media mensual	mm	≥ 0
8	Coefficiente superficial de escurrimiento (Cr/o)	adimensional	Valor de tablas
9	Escurrecimiento superficial (ESC)	mm	$ESC = P * Cr/o$
10	Infiltración	mm	$I = P - ESC$
11	Agua almacenamiento ($IPET$)	mm	
12	Pérdida de agua ($ACCWL$)	mm	$\Sigma - (I - PET)$, suma de agua almacenada $(I - PET) > 0$
13	Almacenamiento de humedad en el suelo (ST)	mm	Ver la información complementaria paramayores detalles
14	Cambio de almacenamiento de humedad del suelo en tiempo (ΔST)	mm	$\Delta ST = ST$ (mes actual) - ST (mes anterior)
15	Evapotranspiración actual (AET)	mm	Ver la información complementaria paramayores detalles
16	Percolación ($PERC$)	mm	Ver la información complementaria paramayores detalles
17	Verificación de la precipitación	mm	$P = PERC + AET + \Delta ST + ESC$

Información complementaria de los parámetros ST, AET y PERC	
ST	<ol style="list-style-type: none"> Determine la capacidad de retención inicial de humedad en el suelo según la profundidad y el tipo de suelo, utilizando los valores de las tablas correspondientes. Aplique este valor durante el último mes en el que la diferencia entre la precipitación efectiva y la evapotranspiración potencial ($I - PET$) sea mayor que cero. Para los meses siguientes en los que la diferencia entre la precipitación efectiva y la evapotranspiración potencial ($I - PET$) sea menor que cero, determine el almacenamiento de humedad (ST) utilizando tablas. En los meses donde la diferencia entre la precipitación efectiva y la evapotranspiración potencial ($I - PET$) sea mayor o igual que cero, añada el valor de esta diferencia al mes anterior en términos de almacenamiento de humedad (ST), asegurándose de que la suma no exceda la capacidad de campo del suelo
AET	<ol style="list-style-type: none"> Para meses húmedos, es decir, $I - PET \geq 0$; la $AET = PET$ Para meses secos, es decir, $I - PET < 0$; la $AET = PET + [(I - PET) - \Delta ST]$
$PERC$	<ol style="list-style-type: none"> Meses húmedos, es decir, $I - PET \geq 0$; la $PERC = [(I - PET) - \Delta ST]$ Meses secos, es decir, $I - PET < 0$; la $PERC = 0$

3.3 Modelo Evaluación Hidrológica de Rendimiento del Vertedero (*HELP 3*)

El modelo HELP 3 tiene su origen en la adaptación del modelo Hydrologic Simulation Model for Estimating Percolation at Solid Waste Disposal Sites (HSSWDS), desarrollado por la Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos (Perrier y Gibson, 1980; Schroeder y Gibson, 1982). Para mejorar y complementar ciertos módulos del modelo HELP 3, se incorporaron otros modelos contemporáneos, como el Modelo CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980), el Modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Olmo y Hervé., 2001), el Modelo SNOW-17 del NWSRFS (National Weather Service River Forecast System) (Anderson, 2002), el Modelo de Ablación y Acumulación de nieve (Anderson, 2002), y el Generador climático sintético WGEN (Richardson y Wright, 1984).

La primera versión del modelo HELP 3 representó una mejora significativa respecto a su predecesor, el modelo HSSWDS. A diferencia del HSSWDS, que se enfocaba exclusivamente en el sellado del sistema sin considerar el flujo lateral de las capas de drenaje y calculaba de forma imprecisa el drenaje vertical, la versión inicial del modelo HELP 3 incorporó un modelo de drenaje subsuperficial lateral. Para calcular la infiltración, la percolación y la evapotranspiración, adoptó los avances del modelo CREAMS con cambios mínimos. También se basó en el manual de la USDA (1985) para calcular el escurrimiento y la infiltración. En resumen, esta versión mejoró los cálculos relacionados con el drenaje no saturado y las pérdidas del sistema de impermeabilización, permitiendo la simulación completa del vertedero e incluyendo los sistemas de drenaje de lixiviados y el sistema de impermeabilización del relleno de residuos sólidos.

La primera versión del modelo HELP 3 fue validada exhaustivamente mediante comparaciones con datos de campo y de laboratorio. Se compararon los resultados del modelo con datos medidos en 20 celdas de siete vertederos diferentes, y se llevó a cabo una investigación adicional que comparó los componentes del drenaje lateral del modelo con resultados experimentales de un modelo físico a gran escala. Estas validaciones llevaron a la conclusión de que era necesario desarrollar una segunda versión del modelo HELP 3 para mejorar la versión inicial.

La segunda versión del modelo HELP 3 (Schroeder et al., 1988a y 1988b) representó una mejora significativa en comparación con su predecesora. Se realizaron ajustes en el generador climático sintético para permitir la incorporación de datos diarios de precipitación, temperatura y radiación solar, ya que la versión anterior solo admitía datos mensuales promedio. Además, se incorporó el módulo de crecimiento vegetativo del modelo SWRRB, lo que permitió el cálculo del índice de área foliar (LAI). También se mejoró la precisión en los cálculos del drenaje lateral y de la conductividad y flujo en la zona no saturada. Se añadieron más datos sobre diferentes tipos de suelos, lo que permitió al modelo utilizar más capas y la inclusión del contenido de humedad del suelo.

Por otro lado, la versión más reciente del modelo HELP 3, utilizada en los cálculos presentados en esta tesis, presenta diversas mejoras en comparación con la versión anterior. Estas incluyen: i) un aumento en el número de capas que pueden ser ajustadas; ii) una expansión de la base de datos del modelo con la inclusión de nuevos tipos de residuos, geomembranas, geosintéticos, suelos compactados, etc.; iii) la posibilidad para el usuario de introducir su propia base de datos sobre diversas texturas de suelo; iv) la incorporación en los cálculos del drenaje subterráneo hacia el vertedero y el porcentaje de lixiviados recirculados; v) la consideración por primera vez de posibles pérdidas a través de las geomembranas, ya sea por defectos de fabricación o por fallas en su colocación; vi) la mejora en la estimación de la escorrentía al tener en cuenta tanto las pendientes de la superficie del vertedero como la longitud de la misma; vii) la sustitución del módulo para el cálculo de la fusión de la nieve por un modelo de tipo energético; viii) el reemplazo del modelo de cálculo de la evapotranspiración potencial por Priestly-Taylor por un modelo basado en el método de Penman (1963), incorporando los efectos del viento, la humedad y las pérdidas de radiación de onda larga; ix) la incorporación de un modelo para suelos helados que mejora la predicción de la infiltración y la escorrentía en climas muy fríos; x) por último, la mejora del modelo de cálculo del drenaje vertical no saturado para facilitar el establecimiento del balance.

3.3.1 Estructura conceptual del modelo HELP 3

El modelo HELP 3 se fundamenta principalmente en un enfoque de balance hídrico,

similar al desarrollado en la sección 3.1 de este informe. Los diversos procesos que tienen lugar en todo el vertedero están interconectados en una secuencia ordenada, comenzando con un balance hídrico superficial. Este proceso simula la evapotranspiración, así como el escurrimiento superficial y el flujo intersticial del agua. Esta simulación progresa con la infiltración y el flujo a través de las capas del vertedero, hasta que finalmente se descarga como lixiviado. De esta manera, la modelización se usa de manera repetitiva por día del período de simulación establecido.

En el modelo HELP 3, las capas que componen la sección de un vertedero se organizan según su comportamiento hidráulico en cuatro tipos principales: capas de percolación vertical, capa de drenaje lateral, línea de barrera de suelo y línea de geomembrana. Las capas utilizadas para la cobertura o que contienen residuos se clasifican como capas de percolación vertical. Las capas de arena, sobre las barreras de impermeabilización, actúan como capas de drenaje lateral. Las barreras impermeables, generalmente de arcilla compactada, son similares a las líneas de barrera de suelo. La Figura 3.2 muestra un sistema conceptual del modelo HELP 3 que ilustra cómo se realizan iteraciones a través de estas capas para analizar el comportamiento de los lixiviados, los parámetros externos y su relación con el flujo.

El flujo que ocurre en las capas de percolación vertical, identificadas como capas 1 y 5 en el esquema anterior, se debe al drenaje inducido por la gravedad y se ve influenciado por la evapotranspiración. Se parte de la premisa de que el drenaje vertical en la zona no saturada se genera debido a la gravedad, siempre y cuando el contenido de humedad del suelo supere su capacidad de campo. En consecuencia, la percolación generada en estas capas está principalmente determinada por el contenido de humedad presente en el suelo.

Las capas 2, 6, 7 y 9 en el esquema previo, tienen la función de recolectar los lixiviados generados y dirigirlos hacia los sistemas de captación correspondientes. En estas capas, HELP 3 modela el drenaje vertical de manera similar a las capas de percolación vertical, pero permite la saturación del drenaje lateral. Para facilitar el drenaje, la conductividad hidráulica de las capas debe ser superior a 10^{-3} cm/s. Siempre y cuando la pendiente sea inferior, sino el valor puede variar en un rango entre 0 y 40%.

Las barreras de impermeabilización, representadas por las capas 4 y 11 en el esquema mencionado, muestran que el flujo vertical debe ser la parte principal. Las capas presentan conductividades hidráulicas considerablemente más bajas que las demás, generalmente inferiores a 10^{-6} cm/s. La filtración en estas capas ocurre cuando la humedad en la capa superior excede la capacidad de campo de la barrera. Las geomembranas, correspondientes a las capas 3, 8 y 10 en el esquema mencionado, se colocan junto a las capas impermeables para minimizar posibles filtraciones. Estas filtraciones, o percolaciones, pueden deberse a tres factores distintos: difusión de vapor, defectos en la fabricación de la membrana o errores en la instalación. La Tabla 3.2 representa los datos de entrada y salida del modelo, necesarios para elaborar un balance hídrico y estimar los volúmenes de lixiviado en un vertedero o relleno sanitario de residuos sólidos. Además, la Figura 3.3 ilustra el modelo conceptual para el balance hídrico en el modelo HELP 3.

3.3.2 Descripción de los parámetros necesarios que utiliza el modelo HELP 3

Para llevar a cabo una simulación hidrológica precisa, el modelo demanda datos diarios climatológicos, detalles sobre las propiedades del suelo y las especificaciones de diseño del vertedero. Como se explica más adelante de manera más detallada, los datos climatológicos pueden ser proporcionados por el interesado o creados de manera estocástica utilizando un historial climático almacenado en la base de datos. En términos generales, la información necesaria incluye:

- i)* Datos climatológicos: Precipitación, radiación solar, temperatura y evapotranspiración. El modelo emplea un conjunto de parámetros para representar la evapotranspiración, los cuales permanecen constantes durante todo el período de simulación.
- ii)* Características del suelo, capacidad de campo, incluyen la porosidad, conductividad hidráulica, punto de marchitez, el número de curva del SCS y humedad inicial.
- iii)* Diseño del vertedero: abarca aspectos como las capas, sistemas de recolección de lixiviados, la pendiente de la superficie, y escurrimiento. Utilizando estos datos, el modelo puede realizar la estructura del perfil del vertedero, que puede consistir en varias capas compuestas por una combinación de materiales naturales (suelo) y

artificiales (residuos, geomembranas).

El modelo HELP 3 cuenta con un método para generar valores diarios de precipitación, temperatura media y radiación solar, desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola del USDA (USDA, 1985) y basado en el método descrito por Richardson (1981). Permite al usuario generar datos sintéticos diarios de precipitación en lugar de utilizar datos históricos predeterminados o especificados por el usuario. La generación diaria de precipitación se realiza mediante un modelo de distribución gamma de dos parámetros y una cadena de Markov de primer orden, lo que conserva la dependencia temporal y la correlación entre variables. También es posible generar series sintéticas de temperaturas medias diarias y radiación solar.

Para calcular la evapotranspiración, el modelo HELP 3 se basa en la propuesta de Ritchie (1972) y Schroeder et al. (1994), que utiliza la evapotranspiración potencial para estimar la evaporación de la superficie del agua, del suelo y la transpiración de las plantas. La evapotranspiración potencial es la máxima tasa de evaporación que la atmósfera puede extraer del terreno en un día. El modelo adapta la ecuación de Penman para considerar la energía disponible para la evapotranspiración (Penman, 1963).

La estimación de la evaporación del agua del suelo se realiza mediante las ecuaciones desarrolladas en los estudios de Penman (1963). Los procesos de transpiración de las plantas, la evapotranspiración y el crecimiento de las plantas se explican en detalle en Schroeder et al. (1994). El modelo utiliza un coeficiente de evaporación que indica la facilidad con la que el agua puede ser extraída del suelo o de las capas de residuos. Según Ritchie (1972), este coeficiente puede estar correlacionado con la conductividad hidráulica no saturada a 0.1 bar de presión capilar, según datos de laboratorio para el suelo.

En lo concerniente a las propiedades de los materiales depositados, el modelo HELP 3 permite la opción de ingresar las características más relevantes de cada uno de los materiales que conforman el vertedero. Dentro de estas propiedades, la capacidad de retención de agua en el suelo, la porosidad total, el punto de marchitez y la conductividad hidráulica son los cuatro elementos clave que definen cómo estos materiales afectan al

equilibrio hídrico del vertedero. Es común que, en algunas ocasiones, no se disponga de ensayos específicos sobre estos materiales y, por ende, se carezca de información al respecto. Para abordar esta situación, HELP 3 ofrece una base de datos para 42 tipos diferentes de suelos y materiales. Estos materiales son categorizados mediante dos sistemas de clasificación: el sistema estándar de clasificación de suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1985) y el sistema de clasificación de suelos (USCS).

En relación con el diseño específico del vertedero, el modelo HELP 3 facilita una representación bastante precisa del vertedero bajo estudio. Inicialmente, se deben ingresar los datos clave sobre el vertedero, como su área total, el porcentaje de esta área propenso a la generación de escurrimiento, contenido inicial de nieve y contenido inicial de humedad, en caso de que aplique. La información proporcionada por el modelo HELP 3 no se limita únicamente a tipos de suelos, ya que también permite elegir entre diferentes tipos de geomembranas de manera predeterminada. Para definir manualmente, se debe ingresar las características de terreno, tipo de cobertura vegetal superficial de las diferentes capas el número de curva SCS (USDA, 1985), así como, la conductividad hidráulica de saturación y transmisividad. Para finalmente, obtener el escurrimiento, multiplicando la salida de este método por un "porcentaje de escurrimiento", que representa la parte de la superficie donde, debido a sus pendientes, el agua de lluvia puede fluir, mientras que el resto se integra al lixiviado (Lobo, 2003).

En relación con la infiltración a través de las distintas capas del vertedero, esta se encuentra directamente relacionada con el grosor del material. Las posibles fugas o filtraciones a través de las geomembranas se determinan considerando que estos materiales se hallan dentro del perfil del vertedero, ya sea como un conjunto de capas o en forma individual, con una permeabilidad muy baja. En el modelo, se permite que las geomembranas se ubiquen dentro del perfil por encima, entre y por debajo de las capas de suelo con alta, mediana y baja permeabilidad. Las fugas de este tipo de material en el modelo HELP 3 se calculan para secciones intactas o en situaciones donde existan perforaciones y/o defectos de instalación en algunas áreas de la geomembrana.

Schroeder et al. (1994) se basan en los estudios de Giroud y Bonaparte (1989) para determinar las filtraciones a través de capas compuestas, utilizando métodos matemáticos revisados por Brown et al. (1987). Giroud y Bonaparte (1989) asumen que la cabeza hidráulica y la profundidad del líquido en las capas son equivalentes, siempre que los efectos de la cabeza de velocidad sean pequeños. El drenaje lateral en un medio poroso se modela en el HELP 3 utilizando la ecuación de Boussinesq, bajo las hipótesis de Dupuit-Forcheimer, donde el flujo hacia un sumidero somero es paralelo a la capa inferior y la velocidad es proporcional a la pendiente de la superficie libre, siendo independiente de la profundidad del flujo. Esto permite desestimar la pérdida de carga por flujo normal a la superficie, aplicable en capas de drenaje con alta permeabilidad y profundidades de flujo pequeñas.

3.3.3 Limitaciones del modelo HELP 3

El modelo puede simular la dirección, retención y almacenamiento del agua en hasta veinte capas, incluyendo suelo, residuos, geosintéticos u otros materiales, durante un período de 1 a 100 años. Se pueden usar hasta cinco sistemas de capas diferentes, que incluyen barreras de impermeabilización, geomembranas o capas compuestas. Sin embargo, existen restricciones en la disposición de estas capas, i) como la prohibición de colocar una capa vertical directamente debajo de una capa de drenaje lateral, ii) No se debe de colocar capas de impermeabilización o geomembranas de forma consecutiva, iii) la capa superficial de cobertura del vertedero tampoco puede ser una capa de barrera de suelo o una geomembrana.

Además, el modelo tiene relaciones específicas entre las propiedades de almacenamiento de humedad de materiales. Por ejemplo, se requiere que la porosidad sea mayor que la capacidad de campo, y que esta última sea superior al punto de marchitez. El contenido inicial de humedad del suelo no puede superar la porosidad ni ser inferior al punto de marchitez. Durante la simulación, se establecen valores iniciales de humedad cerca del equilibrio, pero pueden ser demasiado altos en regiones áridas o demasiado bajos en climas húmedos (Vargas, 2009).

Tabla 3.2 *Parámetros necesarios para llevar a cabo un balance hídrico dentro del modelo HELP3. Se detallan las unidades correspondientes para garantizar la coherencia en los cálculos, y se establecen restricciones con el objetivo de facilitar la identificación de posibles errores en la introducción de datos por parte del usuario (modificado de Torres (2013)).*

No	Parámetros HELP 3	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 (\square)	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	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

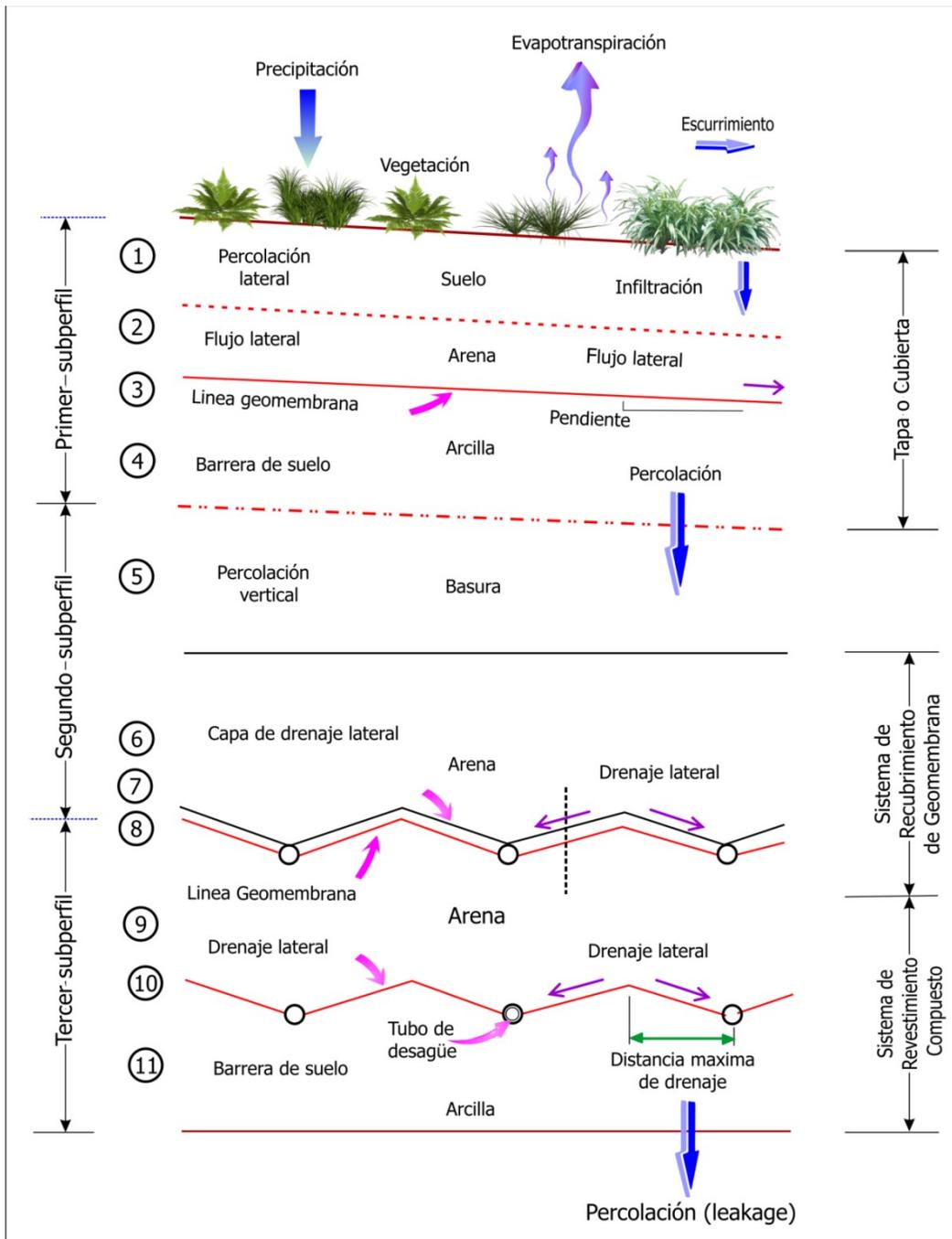


Figura 3.2 Modelo conceptual del programa HELP 3 que ilustra las repeticiones realizadas para analizar la dinámica de los lixiviados. Esta representación abarca las capas del suelo, los factores externos y su interacción con el flujo entre capas del vertedero (modificado de Schroeder et al. (1994).

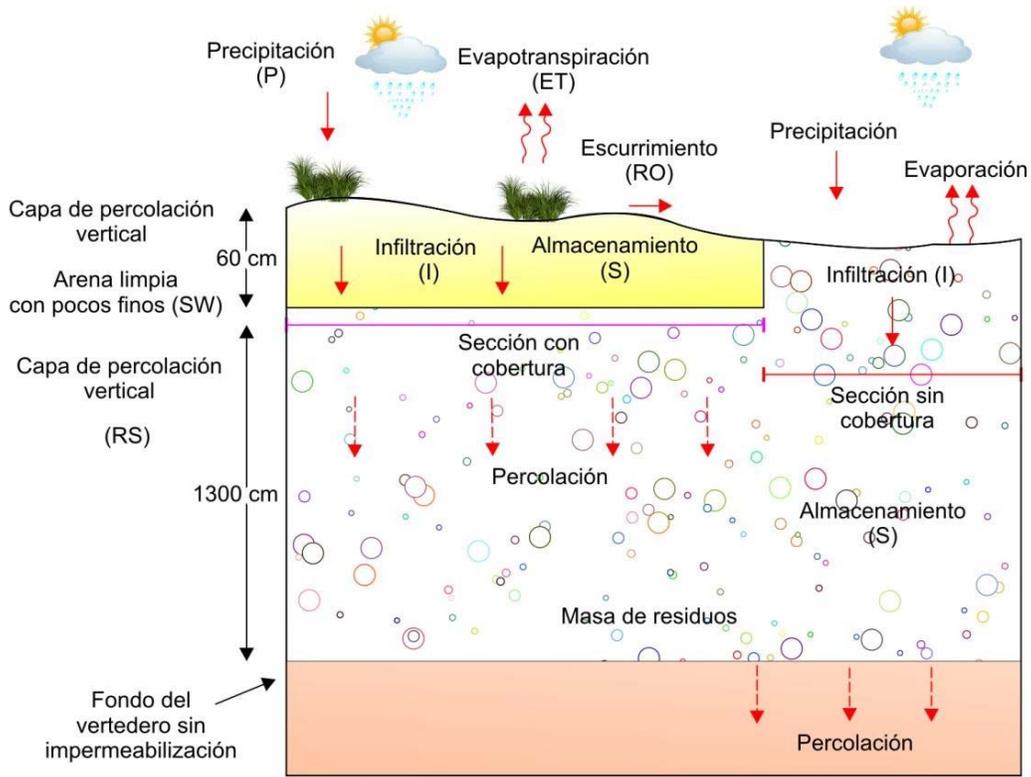


Figura 3.3 Representación conceptual del balance hídrico en el modelo HELP 3, que muestra la sección con cobertura o capa de percolación vertical, junto con la celda que carece de esta cobertura (modificado de Torres (2013)).

El análisis del balance hídrico se realiza durante un período de sequía de un año. Se asume que las condiciones del vertedero y las propiedades del suelo permanecen constantes a lo largo de la simulación. Es importante señalar que el modelo no tiene la capacidad de simular el proceso de llenado de un vertedero activo. En el caso de vertederos activos, se modelan año tras año, incorporando incrementos de materiales y actualizando la humedad inicial de cada capa en cada año de simulación.

3.4 Análisis y tratamiento de los datos para cuantificar el volumen de lixiviados

Como se ha venido mencionando en este capítulo, para la cuantificación de lixiviado tanto por el método de balance hidrológico (WBM) o por el modelo HELP 3, es necesario identificar los factores que lo generan, los cuales se basan y depende directamente de los datos de: clima, características del suelo y diseño del vertedero (Jaber y Nassar, 2007).

3.4.1 Datos climatológicos

Los datos climatológicos como la precipitación, la temperatura, la radiación solar, la humedad relativa y la velocidad del viento. Son variables que se obtienen de la base de datos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y de las estaciones meteorológicas localizadas cerca del vertedero de estudio, los datos se adquieren con una frecuencia diaria entre las cuales se tiene: la precipitación, la temperatura máxima, la temperatura mínima y la evaporación.

La elección de las estaciones a emplear en el cálculo de la cantidad de lixiviado debe basarse en su proximidad al lugar de estudio, por lo que es esencial tener información sobre el área de influencia para cada estación. Después, se llevó a cabo la imputación estadística de los datos diarios faltantes en el conjunto de estaciones meteorológicas elegidas.

a) Precipitación

Debido a que casi todas las estaciones no cuentan con un registro de precipitación diaria continua, es necesario seleccionar aquellas estaciones, que tienen una mayor continuidad de datos, y en éstas últimas completar los datos faltantes. A este objeto, existen varios

métodos para completar los valores faltantes, como la correlación lineal, la proporción normal, el promedio aritmético, la ponderación de distancia inversa y el análisis acumulativo son algunas de las técnicas utilizadas en hidrología y climatología (Salas-García, 2012). No obstante, el enfoque más frecuentemente empleado tanto en hidrología como en climatología es, el promedio ponderado (Teegavarapu y Chandramouli, 2005), siendo éste último el utilizado para el desarrollo de este proyecto.

De este modo, la determinación de la precipitación faltante q_f , se calcula considerando los datos ponderados, disponibles en las estaciones más próximas q_i , utilizando el coeficiente de determinación (R_i) como factor de ponderación, en la siguiente expresión:

$$q_f = \frac{\sum_{i=1}^n R_i q_i}{\sum_{i=1}^n R_i} \quad (3.2)$$

donde q_i : representa las n estaciones con datos de la precipitación del día en cuestión. Las estaciones obtenidas en el entorno a la zona de interés, para el posible análisis fueron un total de 21, donde es necesario considerar, la distancia y su influencia relativa, en la información de las diferentes estaciones ubicadas lejos del sitio final se consideraron, junto con la serie de datos de frecuencia diaria. Se realizaron cálculos para obtener valores mensuales y promedios anuales con el objetivo de determinar los años hidrológicos elegidos.

b) Temperatura

Los datos de temperatura, al igual que en la precipitación, fue necesario completar algunos datos diarios, que incluye una función lineal para ajustar la variación de altitudes entre las estaciones, se aplicó un enfoque detallado presentado por Stahl et al. (2006) denominado LWR-G (Lapse Rate by Weighted Regression with Gaussian Filter).

$$T_a = \frac{\sum_{i=1}^n w(r)_i [T_i + b_0 + b_1 (h_p - h_i)]}{\sum_{i=1}^n w(r)_i} \quad (3.3)$$

En este enfoque, se utilizan los coeficientes de regresión b_0 y b_1 para establecer una

relación entre la temperatura registrada en la estación de referencia i , identificada como T_i , y la temperatura de una estación vecina. Considerando tanto la altura de la estación de estudio (h_p) como la altura de la estación vecina (h_i), así como el número de estaciones (n) involucradas en la obtención de datos, se incorpora el parámetro $w(r)_i$. Este parámetro, que actúa como un factor de peso derivado de un filtro gaussiano, varía según la distancia r entre las estaciones y se define mediante la siguiente expresión:

$$w(r) = \begin{cases} 0; & r > R_p, \\ \exp\left[-\left(\frac{r}{R_p}\right)^2\right] \propto e^{-\alpha}; & r \leq R_p \end{cases} \quad (3.4)$$

donde α es una constante que influye en la forma del filtro gaussiano, asumiendo un valor de $\alpha=2$. La distancia R_p representa la separación entre estaciones pivote donde se calcula T_a y la estación meteorológica más alejada que se incluye en la estimación del dato faltante. Bajo estas condiciones más cercanas, el factor $w(r)$ de la Ecuación 3.4 asigna una ponderación mayor a las estaciones más cercanas. Así, el máximo valor que puede tener $w(r)$ es cuando $r=0$, es decir, $w(0)=0.8644$ y, a medida que se incrementa r , el valor de $w(r)$ disminuye hasta adoptar un valor de 0 cuando $r=R_p$.

c) Radiación solar, la humedad relativa y la velocidad del viento

Por otra parte, la información sobre radiación solar, humedad relativa y velocidad del viento se recopiló a través de las Estaciones Meteorológicas Automáticas (EMAs). Estas estaciones, compuestas por un conjunto de sensores de medición y dispositivos electrónicos y mecánicos, se ubican estratégicamente para transmitir de manera automática información meteorológica desde sus ubicaciones. Su función principal consiste en recopilar y monitorear variables meteorológicas como la velocidad y dirección del viento, la temperatura, la precipitación, entre otros parámetros generando archivos con promedios diarios de todas estas variables (SMN, 2018).

La estación más próxima al lugar de estudio es la estación Toluca, situada en el municipio de Zinacantepec, Estado de México, con coordenadas de latitud 19.29 y longitud -99.714.

Los datos proporcionados por esta estación tienen una frecuencia horaria, por lo que se procedió a calcular promedios diarios por año. Dado que el periodo de registros no coincide con ninguno de los años hidrológicos elegidos, se decidió utilizar un promedio de los registros de los últimos cinco años. Además, se llevó a cabo la conversión de unidades únicamente para la radiación solar, pasando de W/m^2 a MJ/m^2 , las unidades requeridas por el modelo HELP 3, utilizando la siguiente expresión:

$$MJ = W \times 10^{-6} \times 24 \times 60 \times 60 \quad (3.5)$$

d) Estimación de la evapotranspiración potencial y real

La evapotranspiración es un dato adoptado en el método WBM, necesario para el proceso de cuantificación de la generación de lixiviados en un vertedero. Este dato fue deducido a partir de expresiones empíricas o semiempíricas, basadas en el método de Thornthwaite (Thornthwaite y Matter, 1957), que permite estimar la evaporación potencial media del mes ETP y la evapotranspiración real ETR de un lugar, a partir de los valores de temperatura promedio mensual y el índice de calor mensual.

La evapotranspiración potencial según Thornthwaite (Thornthwaite y Matter, 1957), es un método que relaciona la temperatura media del aire y un índice de calor anual, el cual, se encuentra definida por las siguientes ecuaciones:

$$ETP = 1.6 \left[\frac{10t_i}{I} \right]^a \quad (3.6)$$

donde: t_i es la temperatura media mensual, I es la suma total del índice solar anual, obtenida de la sumatoria del índice de calor mensual i , el cual se calcula con la siguiente expresión.

$$i = \left(\frac{t_i}{5} \right)^{1.514} \quad (3.7)$$

donde i es el índice de calor mensual, t_i es la temperatura mensual.

$$a = 675 \times 10^{-9} \cdot I^3 - 771 \times 10^{-7} \cdot I^2 + 1.972 \times 10^{-5} \cdot I + 492.39 \times 10^{-3} \quad (3.8)$$

El valor de a es el valor obtenido de la expresión 3.8, donde I es la suma total del índice solar anual.

Se realiza una adaptación de los datos de evapotranspiración potencial ETP para encontrar la evapotranspiración real ETR , teniendo en cuenta el número máximo de horas de sol N , que varía según el mes y la latitud, y los días del mes d , con el fin de obtener la evapotranspiración real (ETR).

$$ETR = ETP \frac{N}{12} \cdot \frac{d}{30}, \quad (3.9)$$

3.4.2. Características del suelo

a) Topografía.

En el método de balance de agua (BWM) uno de los factores que se requieren es el coeficiente de escurrimiento, que depende del tipo de suelo y del terreno, por tal motivo, se llevó a cabo un meticuloso estudio topográfico que posibilitó la evaluación detallada de las condiciones físicas tanto del vertedero, así como de los terrenos agrícolas circundantes. Durante el proceso, se identificaron taludes poco profundos en la zona norte del vertedero, donde, mediante visitas de campo, se observaron materiales granulares de naturaleza arenosa y limosa, confirmando su apariencia y estado físico durante la inspección en el lugar de estudio.

La determinación precisa de las fronteras del vertedero fue crucial para establecer los límites de la zona. Por este motivo, fue necesario delimitar el polígono del vertedero con el fin de llevar a cabo el diseño y la construcción de 9 pozos de monitoreo a diferentes profundidades en la frontera norte. Las actividades de campo incluyeron la preparación del sitio para las perforaciones, el desplazamiento de una perforadora, la extracción de muestras del material sólido resultante, la preservación y traslado de dichas muestras, la instalación de la tubería de revestimiento del pozo, así como la provisión y colocación de

grava para formar el filtro de protección del pozo. Finalmente, se instalaron tapas externas en la superficie con el objetivo de resguardar los pozos contra actos de vandalismo.

En el desarrollo de este procedimiento, se llevó a cabo una etapa crucial que consistió en extraer muestras del material sólido proveniente de los pozos de monitoreo mediante perforaciones. Se llevaron a cabo varias actividades para el manejo y análisis de muestras durante el proceso. Se prepararon recipientes adecuados para preservar las muestras y se crearon etiquetas para identificarlas correctamente. Se capturaron imágenes durante las operaciones de perforación y se empaquetaron las muestras de manera segura para su transporte al Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA) a su laboratorio de materiales del para su análisis. Cada muestra fue tamizada para entender las características del material sólido presente en los diferentes estratos del área.

b) Conductividad hidráulica

En el modelo HELP 3, el usuario tiene la capacidad de especificar o elegir, a partir de una lista predeterminada, los valores de la conductividad hidráulica. Estos valores son esenciales para estimar el almacenamiento de humedad, el drenaje vertical no saturado, la cantidad de agua en sus capas y la evaporación del suelo. El modelo utiliza la conductividad hidráulica saturada como la no saturada del suelo, así como las capas de residuos sólidos, para calcular el drenaje vertical y lateral, así como la percolación en las capas de suelo dentro del vertedero (Senent, 2012).

La conductividad hidráulica saturada se emplea para caracterizar el flujo a través de los poros en los cuales los vacíos están completamente llenos de un fluido, como el agua. El usuario proporciona un valor específico para cada capa como dato de entrada. Por otro lado, la conductividad hidráulica no saturada se utiliza para describir el flujo a través de una capa en la que los espacios vacíos están ocupados tanto por agua como por aire. El modelo realiza el cálculo de la conductividad hidráulica no saturada para cada capa de suelo y residuos utilizando la fórmula siguiente (Campbell, 1974).

$$K_u = K_s \left[\frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta} \right]^{3 + \left(\frac{2}{\lambda}\right)} \quad (3.10)$$

donde K_u representa la conductividad hidráulica no saturada (expresada en cm/s), K_s es la conductividad hidráulica saturada (expresada en cm/s), θ denota el contenido volumétrico de agua presente (expresado en vol/vol), θ_r indica el contenido volumétrico de agua residual (expresado en vol/vol), ϕ representa la porosidad total (expresada en vol/vol), y λ es el índice de distribución del tamaño de los poros (adimensional). La determinación de la conductividad hidráulica saturada en el modelo HELP 3 se realiza mediante la siguiente expresión:

$$(K_s)_v = \left[\begin{array}{l} 1.0 + 0.5966LAI + 0.132659LAI^2 \\ + 0.1123454LAI^3 - 0.04777627LAI^4 \\ + (K_s)_{uv} 0.004325035LAI^5 \end{array} \right] (K_s)_{uv} \quad (3.11)$$

donde $(K_s)_v$ representa la conductividad hidráulica con vegetación en la mitad superior de la zona de evaporación (en cm/s), LAI es el índice de área foliar (adimensional), y $(K_s)_{uv}$ denota la conductividad hidráulica de los materiales sin vegetación en la mitad superior de la zona de evaporación (en cm/s).

El índice de área foliar experimenta cambios según la cobertura vegetal empleada para sellar el vertedero y generalmente oscila entre 0 y 5, incrementándose a medida que la densidad de la vegetación aumenta. Este índice se puede describir como la proporción entre la superficie de la vegetación que está efectivamente llevando a cabo la transpiración y la superficie total en la que dicha vegetación se desarrolla (adimensional).

c) Esguerrimiento

El modelo de Balance de Aguas (WBM) utiliza principios de la mecánica de suelos para calcular el esguerrimiento. Se emplea el Triángulo de Clasificación de Suelos (USBS) de la Figura 3.4 para obtener una clasificación del tipo de suelo. Posteriormente, en función de los resultados de esta clasificación, se determina el coeficiente de esguerrimiento

utilizando la Tabla 3.3.

El modelo HELP 3 también emplea el método del número de curva del SCS (Soil Conservation Service) para calcular el escurrimiento superficial. Este cálculo se basa en la *retención* que representa la capacidad del suelo para retener agua sin generar escurrimiento. Esta capacidad se determina considerando el contenido de humedad del suelo, sus características hidrológicas y el parámetro del *número de curva*.

Sin embargo, El modelo HELP 3 ofrece diversas opciones de geomembranas y permite la introducción de datos adicionales como densidad de poros, errores en la instalación y conductividad hidráulica saturada. Requiere el ingreso SCS (número de curva según) USDA (1985), ofreciendo tres alternativas: ingresar el número directamente, suministrarlo y permitir ajustes por pendiente y longitud de la superficie, o dejar que el modelo realice sus cálculos basados en datos de la superficie y la vegetación (Senent, 2012)

3.4.3 Diseño del vertedero

La comprensión del potencial de retención de humedad en los residuos sólidos es esencial para calcular la cantidad de humedad que puede incorporarse a un vertedero antes de generar lixiviados y evacuarlos hacia la base. Esta medida, denominada capacidad de campo de los residuos sólidos, se expresa en peso o como un porcentaje del volumen total de residuos sólidos. Aunque la capacidad de campo suele describir la retención máxima de agua en el suelo antes de que ocurra el flujo, en el contexto del vertedero, se aplica de manera similar para calcular la retención de humedad antes de la lixiviación.

En el caso de los vertederos, el desplazamiento de la humedad y la generación de lixiviados están influenciados por las propiedades de los residuos sólidos, junto con factores físicos de cada capa. Evaluar estas propiedades es crucial para comprender la formación de lixiviados y diseñar sistemas eficaces de contención y almacenamiento en vertederos.

La composición de los residuos también afecta la retención de humedad; residuos con alto contenido de humedad, como residuos alimenticios líquidos, disminuyen la capacidad de retención, favoreciendo la producción de lixiviados. Por otro lado, proporciones elevadas de materiales absorbentes, como papel o cartón, mejoran la capacidad de absorción y reducen la generación de lixiviados.

En esta investigación, se recopilaron datos sobre los parámetros hidráulicos, considerando información del sitio, así como el porcentaje de superficie propenso al escurrimiento, contenido inicial de humedad y la configuración del perfil del vertedero. El modelo permite definir capas, como percolación vertical, drenaje lateral, barrera de suelo y geomembranas, proporcionando una representación detallada del perfil del vertedero.

Tabla 3.3 *Coefficiente de escurrimiento específicos según las condiciones de la zona que rodea el área de estudio.*

Condiciones de la superficie	Coefficiente de escurrimiento
Suelo arenoso, plano, 2%	0.05 – 0.10
Suelo arenoso, promedio, 2%-7%	0.10 – 0.15
Suelo arenoso, escarpado, 7%	0.15 - 0.20
Suelo arcillo, plano, 2%	0.13 – 0.17
Suelo arcilloso, promedio, 2%-7%	0.18 – 0.22
Suelo arcilloso, escarpado, 7%	0.25 – 0.35

Información obtenida de Chow (1964).

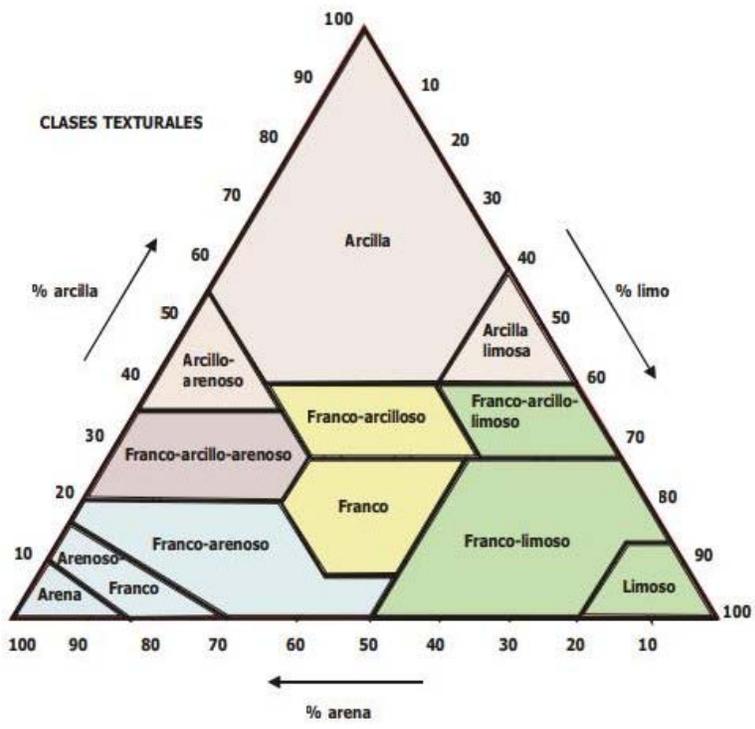


Figura 3.4 Triángulo de texturas aplicable en función de los porcentajes de arena, limo y arcilla derivados de los análisis de granulometría.

Capítulo IV

Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero de Metepec, Estado de México

4.1 Introducción

Una parte importante para realizar un balance es la recopilación y análisis de datos. Abordar numerosos problemas hidrológicos resulta desafiante mediante un enfoque de razonamiento deductivo estricto, así como no siempre es posible comenzar con una ley básica y determinada para la obtención de los resultados deseados. El hidrogeólogo dispone en la actualidad de diversas y variadas herramientas, las cuales con frecuencia son útiles principalmente para tener una noción del orden de magnitud de los parámetros que maneja. Por lo general, cada problema hidrológico es único en cuanto al conjunto de condiciones físicas presentes en la cuenca hidrológica específica o una zona determinada.

En este apartado se presenta la estimación del volumen de lixiviados en el balance hidrológico como modelo simple (*WBM*). Así como también se describen los módulos utilizados en el HELP3, como programa actual de referencia en la evaluación hidrológica de vertederos.

Por tal motivo, se describe la obtención de los resultados de cada uno de los componentes que requieren los métodos antes mencionados. De este modo, se tiene la precipitación que representa la cantidad de agua que ingresa al sistema, la evapotranspiración real que es la

combinación de la evaporación proveniente de las plantas con la evaporación del suelo y la transpiración de las mismas, dicho fenómeno representa el transporte del agua de la tierra a la atmósfera, se entiende como lo contrario a la precipitación. La escorrentía superficial representa el agua que fluye directamente sobre el área de interés. La capacidad de almacenamiento de la humedad del suelo es aquella cantidad de agua que puede ser retenida por el suelo. En tal sentido, el objetivo de este capítulo es analizar los resultados obtenidos por los dos métodos que se pretenden contrastar, los cuales, a su vez, serán comparados con otras investigaciones con el objetivo de contrastar los resultados obtenidos.

4.2 Selección y caracterización del sitio de disposición final

El Estado de México cuenta con rellenos sanitarios localizados en distintas áreas, siendo los más importantes los de Atizapán de Zaragoza, Cuautitlán, Izcalli, Ixtapan del Oro, Naucalpan de Juárez, Nezahualcóyotl y Valle de Bravo. Los rellenos sanitarios son una solución de ingeniería, donde la vida útil de éstos depende de diferentes factores entre los que se encuentran: la superficie del predio, el ingreso diario de residuos, el grado de compactación de los desechos, etc. De estos rellenos sólo el que se encuentra en el municipio de Atizapán de Zaragoza cuenta con la infraestructura adecuada. También se cuenta con 88 vertederos que en conjunto abarcan una superficie de 127.8 hectáreas donde entre los más importantes se encuentran Acolman, Atizapán Chimalhuacán, Coacalco de Berriozábal, Ecatepec, Huypextla, Metepec, y Tultitlan. Siendo el municipio de Metepec el segundo municipio que genera más basura de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), después del municipio de Toluca (GEM, 2012) (ver Figura 4.1), recolectaron un volumen de 1,085.3 toneladas al día para el año de 1996 (INEGI, 1997) y 1,442 toneladas al día para el 2000 (INEGI, 2001).

El vertedero de Metepec, conocido como El socavón de Metepec (Figura 4.2), era utilizado como mina para la extracción de materiales pétreos. El socavón de Metepec se comenzó a utilizar como vertedero sin ningún control, por lo cual se tienen problemas con la calidad del agua y del aire. El mal manejo de éste afecta en forma negativa al sistema acuífero subyacente y a la calidad del agua subterránea (Moreno, 2008). Para mediados del año 2002, se comenzó a tratar como sitio de disposición de residuos sólidos debido a

que recibía un promedio de 40 toneladas diarias de basura (INEGI, 1997), aunque sin contar con la infraestructura que justifique la denominación de relleno sanitario, Figura 4.1. Este vertedero terminó su funcionamiento en el año 2007, sin embargo, sigue representando un problema de tipo ecológico, cultural y económico para el municipio de Metepec, debido que continúa el proceso de contaminación, a consecuencia de que solo se colocó una capa de tierra en la superficie.

La zona de estudio se encuentra en el municipio de Metepec, ubicada en el altiplano del Valle de Toluca, esto es, en la porción central del Estado de México con una superficie de 22,500 km^2 . Este municipio pertenece a la Región Hidrológica número 12 (RH12) denominada cuenca del Alto Lerma, la cuenca está limitada por las cuencas Río Panuco, Río Balsas y Valle de México (GEM., 1997). Su ubicación geográfica es de Latitud Norte 19°15' y Longitud Oeste de 99°36', a una Altitud de 2610 *msnm* (INEGI, 2001), contando con una superficie de 2,116 km^2 , lo que equivale al 9.4% del Territorio Estatal (INEGI, 2001). La zona colinda al norte con los Municipios de Toluca y San Mateo Atenco; al este con los Municipios de San Mateo Atenco, Lerma Capulhuac y Tianguisteco, al sur con los municipios de Tianguistenco, Mexicaltzingo y Calimaya y al oeste con los municipios de Calimaya y Toluca, ver Figura 4.2.

La Figura 4.3 ilustra la posición del vertedero sanitario de Metepec en relación con áreas urbanas, carreteras, universidades, centros comerciales y zonas residenciales. Destaca la proximidad del sitio de disposición de residuos, subrayando así el riesgo potencial de contaminación. La carencia de una planificación urbana adecuada en la ubicación inicial de los vertederos sanitarios existentes ha dado lugar a diversas problemáticas sociales y ambientales a lo largo del tiempo. Un ejemplo específico es la expansión urbana hacia áreas cercanas al vertedero de Metepec, que contradice las normativas ambientales determinadas por el Gobierno del Estado de México a través de la Secretaría de Ecología.



Figura 4.1 Estado de operación del vertedero de Metepec en el 2002.

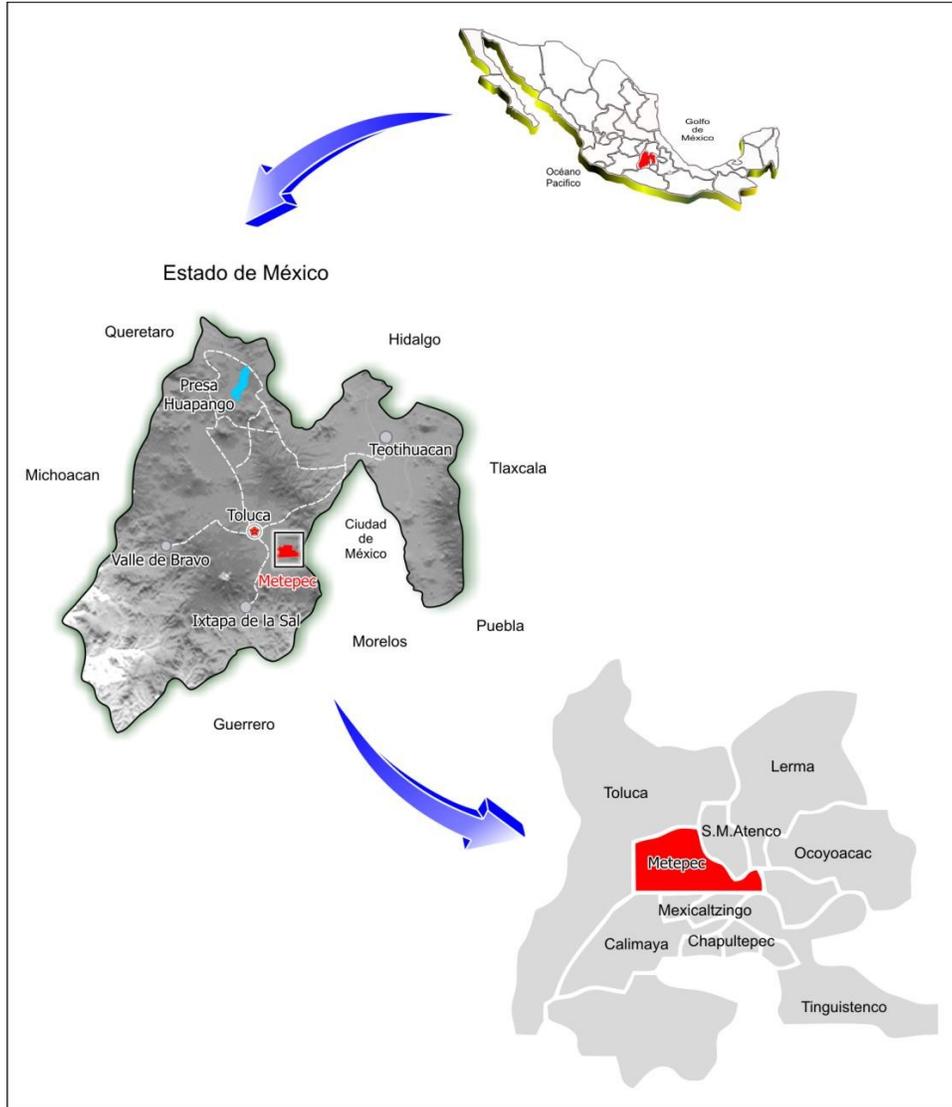


Figura 4.2 Localización espacial del municipio de Metepec, Estado de México, donde se ubica la zona de estudio. Así mismo se incluye el contexto nacional y estatal y municipios colindantes.

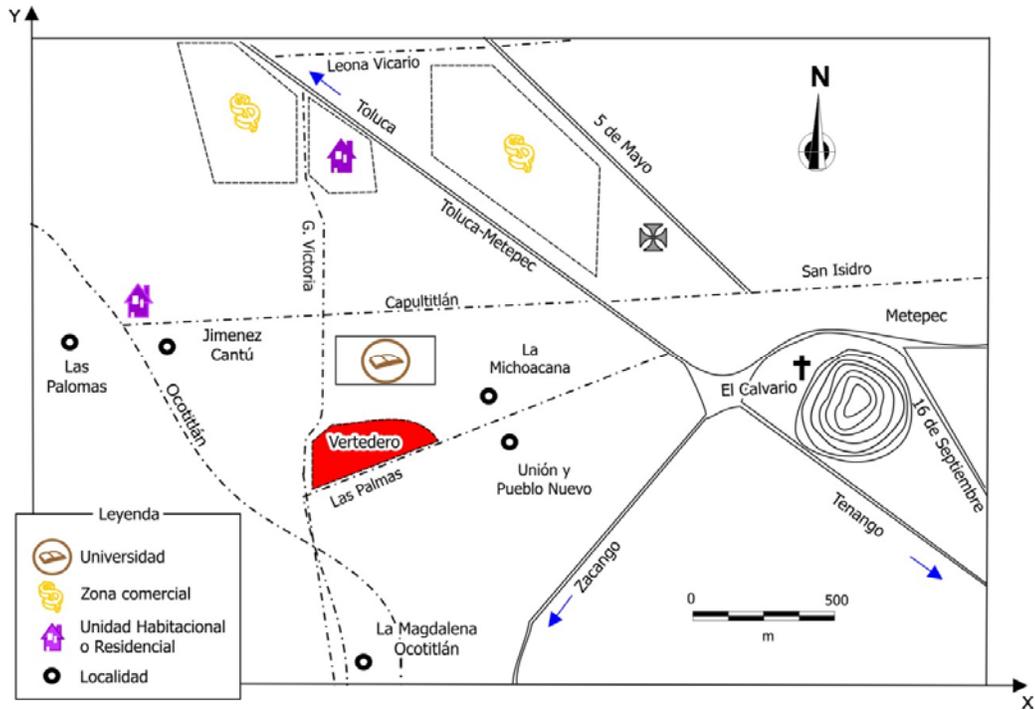


Figura 4.3 Localización espacial del vertedero de residuos sólidos del municipio de Metepec, Estado de México. La zona de estudio se ubica en la colonia la Michoacana colindando con las avenidas Ocotitlán y de las Palmas (modificado de Moreno, 2008).

La rápida concentración de población en áreas parcialmente ubicadas en el municipio de Metepec se atribuye a varios factores, incluido el rápido proceso de industrialización experimentado en el corredor Toluca-Lerma en las últimas décadas, así como la proximidad a la Ciudad de México. Este crecimiento ha impulsado la urbanización acelerada de áreas cercanas a los complejos industriales y en municipios periféricos a Toluca. La falta de rentabilidad en las actividades agropecuarias también ha contribuido al cambio en el uso del suelo, resultando en una disminución de la población rural y obligando a una parte significativa de la población a migrar hacia áreas urbanas e industriales. Además, el desarrollo urbano en la región requiere con urgencia la instalación de infraestructuras viales, como la Carretera Federal No. 55 que conecta ciudades como Metepec, Toluca, Tenango del Valle, Villa Guerrero, Ixtapan de la Sal, Ixtlahuaca y Atlacomulco de sur a norte, así como la Carretera Federal #15 que comunica Toluca, Metepec, Ciudad de México y Zitácuaro de oriente a poniente.

4.3 Recopilación de la información hidrometeorológica

Con el objetivo de llevar a cabo los cálculos, fue necesario analizar la información climatológica, haciendo mención de los pros y los contras para su obtención. Uno de los principales problemas fue que no se presentaba una serie de datos completa de la estación meteorológica localizada en las cercanías del vertedero de Metepec. En tal sentido, como se mencionó en el Capítulo 3, se acudió a completar estadísticamente los datos diarios faltantes

4.3.1 Análisis de los datos de precipitación de la zona de estudio

Reforzando lo mencionado anteriormente, es crucial destacar que la precipitación constituye la variable principal en un balance hidrológico al calcular el volumen de lixiviados. Esto se debe a que la precipitación es la entrada principal de la infiltración en el vertedero de residuos sólidos, ejerciendo una influencia directa en la cantidad de producción de lixiviados en dicho vertedero. Asimismo, representa la contribución más significativa de infiltración a través de escurrimiento directo durante las fases de construcción y clausura del vertedero de residuos sólidos. La falta de una planificación

adecuada en el desarrollo urbano ha llevado a que este sitio se encuentre prácticamente en el epicentro de áreas comerciales, instituciones educativas y centros de salud, los cuales han sido y siguen siendo afectados por las operaciones del vertedero.

A este efecto, en el estudio, de principio, se analizó la serie temporal de datos comprendida entre 1989 y 2018, ya que este período exhibe una mayor coherencia y continuidad. No obstante, para cuantificar el lixiviado, se llevó a cabo una selección de años hidrológicos representativos, abarcando un año con condiciones húmedas, otro con condiciones promedio y uno con condiciones secas. El propósito fue presentar diversos escenarios que permitieran visualizar cómo podría comportarse la generación de lixiviado ante diferentes tasas de precipitación.

En la región de estudio, la estación más cercana es la operada por el organismo CONAGUA – DGE, localizada en las instalaciones de CODAGEM con clave 15266, Metepec, Estado de México, orientada en la latitud de 10°14' 54.00" N y longitud 99°34'32.00" O y una altitud aproximada de 2,762 msnm. La estación dispone de datos de registro diarios desde el año 1989 hasta el 2018. Los datos obtenidos a niveldiario están constituidos por la precipitación, la temperatura y la radiación solar.

El período de análisis abarca 20 años de registros, iniciando en octubre de 1989 y concluyendo en septiembre de 2009. Este período se seleccionó debido a su consistencia y continuidad en los registros. Se procedió a completar los datos faltantes durante este intervalo la estación seleccionada descrita en el Capítulo 3 de este estudio, así como también en este periodo el vertedero de Metepec se encontraba en operación y, a su vez, próximo a su máxima capacidad de operación. Con los datos obtenidos de las estaciones se calculó el promedio anual para determinar los años hidrológicos que oficialmente en México se inicia en octubre y concluye en septiembre, siendo el año hidrológico promedio de 1998-1999, el año hidrológico más húmedo de 2002-2003 y el año más seco de 2004-2005, representado el año promedio, máximo y mínimo de los registros de años de precipitación respectivamente. La Tabla 4.1 presenta un resumen de los valores de la precipitación promedio anual en milímetros (mm), de la estación seleccionada para este estudio.

Tabla 4.1 Datos de la precipitación mensual disponible para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005 en la estación meteorológica instalada en CODAGEM.

Año	Mes	Precipitación mensual (mm)	Año	Mes	Precipitación mensual (mm)	Año	Mes	Precipitación mensual (mm)
1998	10	120	2002	10	67	2004	10	18
	11	22		11	31		11	8
	12	0		12	0		12	0
1999	1	0	2003	1	3	2005	1	18
	2	0		2	0		2	17
	3	1		3	0		3	3
	4	26		4	76		4	49
	5	57		5	44		5	61
	6	164		6	253		6	88
	7	153		7	184		7	253
	8	202		8	250		8	152
	9	116		9	150		9	73

Tabla 4.2 Datos de la temperatura promedio mensual disponible para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005 en la estación meteorológica instalada en CODAGEM.

Año	Mes	Temperatura mensual (°C)	Año	Mes	Temperatura mensual (°C)	Año	Mes	Temperatura mensual (°C)
1998	10	14.7	2002	10	14.7	2004	10	10.4
	11	12.4		11	10.9		11	14.4
	12	10.3		12	10.7		12	11.8
1999	1	9.2	2003	1	10.9	2005	1	10.4
	2	11.3		2	12.1		2	12.9
	3	12.7		3	14.4		3	12.8
	4	14.9		4	16.5		4	16.2
	5	14.4		5	16.5		5	15.7
	6	16.3		6	16.8		6	17.3
	7	13.8		7	15.2		7	15.0
	8	15.2		8	15.7		8	13.9
	9	13.4		9	15.4		9	15.5

4.3.2 Análisis de los datos de temperatura representativos de la zona de estudio

En cuanto a la temperatura, se efectuó el relleno de los datos ausentes exclusivamente para los tres años de estudio previamente seleccionados anteriormente, es decir, el año seco 2004-2005, el año promedio 1998-1999 y el año húmedo 2002-2003. No obstante, para determinar los coeficientes, se empleó el intervalo temporal comprendido entre 1989 y 2009.

Cabe mencionar que las características de las propiedades del fluido dependen de la temperatura, entre los que se encuentran: el peso específico y la viscosidad. Es decir, si la viscosidad del fluido varía con la temperatura, esto es, si se presenta un aumento de calor en el vertedero la viscosidad disminuye, facilitando el movimiento del flujo con relación a la permeabilidad de las capas para el vertedero en el modelo HELP 3.

En la Figura 4.4 se presenta el comportamiento de la precipitación y de la temperatura mensual, de los tres años hidrológicos en estudio. Es evidente que la temperatura máxima alcanza su punto más alto durante los meses de abril, mayo y junio. En cambio, las temperaturas más bajas empiezan a registrarse en noviembre, siendo diciembre y enero los meses más fríos. En cuanto a la precipitación, se observa un patrón más pronunciado entre los meses de junio a septiembre, mientras que la temporada de estiaje se considera de noviembre a abril.

4.3.3 Método para calcular evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR)

El cálculo de la *ETP* y el *ETR* para el método de *WBM*, se realizó en condiciones del terreno natural, sin embargo, en el modelo HELP 3 se efectuó en tres escenarios diferentes. Estos cálculos se realizaron sobre residuos sólidos, modificando el tipo de suelo y la humedad de almacenamiento (*HS*). En el escenario 1, se utilizó un suelo de arena fina con una profundidad radicular propia de cultivos de raíz profunda y una *HS* de 100 mm. En el escenario 2, se empleó un suelo arcilloso limoso con una profundidad radicular propia de cultivos de raíz moderada y una *HS* de 200 mm, por último, en el escenario 3, se consideró un suelo limo arcilloso con una profundidad radicular propia de bosques cerrados y una *HS* de 250 mm en la profundidad de gravay finalmente una membrana.

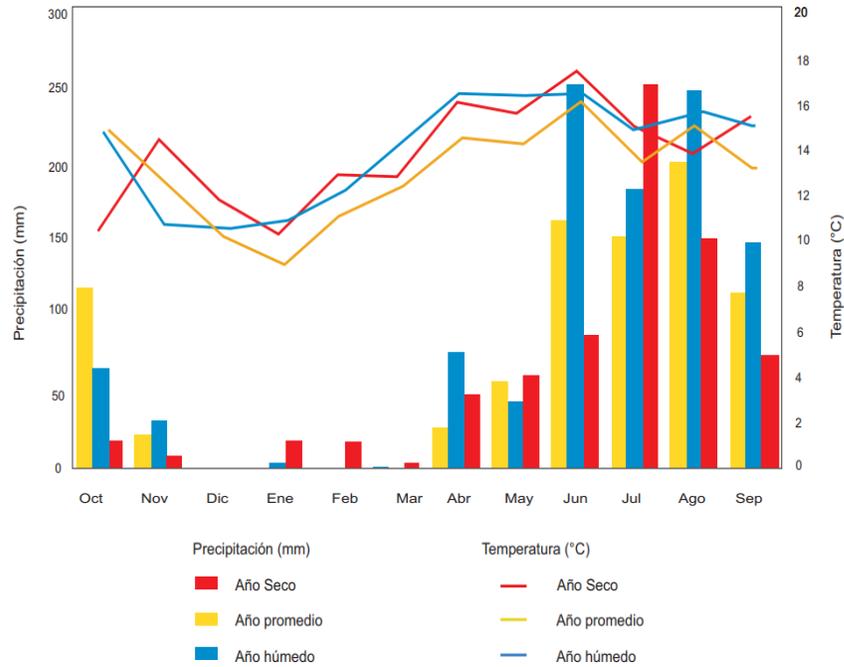


Figura 4.4 Comparación de la precipitación y la temperatura mensual, para los años hidrológicos seco, promedio y húmedo de la estación 15266, Metepec, Estado de México.

Tabla 4.3 Valores estimados de la evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR) para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005, escenario 1.

Año	ETP mm	ETR mm	Año	ETP mm	ETR mm	Año	ETP mm	ETR mm
	61	61		61	56		38	17
1998	50	46	2002	36	34	2004	57	32
	36	23		36	28		43	15
	29	13		36	19		36	21
	41	13		41	15		48	17
	55	11		55	11		55	05
	64	27		72	65		72	41
1999	69	49	2003	77	41	2005	77	52
	75	75		75	75		84	84
	61	61		70	70		78	78
	75	75		75	75		59	59
	54	54		62	62		62	62

4.3.4 *Esguerrimiento superficial (ESC)*

Para obtener información sobre las características del terreno y el tipo de suelo, se llevó a cabo un detallado levantamiento topográfico. Este procedimiento permitió examinar en detalle las condiciones físicas tanto del vertedero como de los terrenos agrícolas circundantes al depósito de residuos sólidos. Durante este proceso, se identificó la presencia de taludes poco profundos en la zona norte del vertedero, donde se pudieron reconocer materiales granulares con una composición de arena y limo. Se procedió a verificar visual y táctilmente la apariencia y el estado físico de dichos materiales.

Conocer la ubicación de los límites exactos del vertedero resultó esencial para delimitar la zona principal de estudio. Por este motivo, se llevó a cabo la referencia de los límites territoriales del polígono que conforma el vertedero, con el propósito de planificar y construir nueve pozos a diversas profundidades a lo largo de la frontera norte del vertedero (ver Figura 4.5). Las labores de campo abarcaron diversas etapas, desde la preparación del sitio para la perforación hasta la instalación de tapas exteriores en la superficie para proteger los pozos contra actos de vandalismo. Esto incluyó el traslado y ejecución de la maquinaria perforadora, la toma de muestras del material sólido, la preservación y transporte de las muestras, la instalación de la tubería de revestimiento del pozo, y la provisión y colocación de grava para formar el filtro de protección del pozo.

Se aplicó el protocolo de muestreo para almacenar de manera adecuada el material sólido obtenido de las perforaciones de los pozos de monitoreo. En este proceso, se prepararon etiquetas que facilitaron la identificación de las muestras, se capturaron fotografías durante la ejecución de las perforaciones, se embalaron las muestras y se trasladaron al laboratorio de materiales del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA) para su análisis. Con el objetivo de obtener información detallada sobre las características del material sólido presente en los diferentes estratos del lugar, se procedió a tamizar todas y cada una de las muestras.

En este estudio, tras aplicar la metodología de muestreo y prueba de materiales, se determinó que el acuífero hasta una profundidad promedio de 28 *m* presenta tres capas distintas. La primera capa, de 0 a 3 *m* de profundidad, está compuesta por arcillas orgánicas

y arenas. La segunda capa, de 3 a 11.50 m de profundidad, consiste en materiales arcillo- limosos. La tercera capa, con un espesor estimado de 16.50 m de 11.50 a 28 m de profundidad, se caracteriza principalmente por materiales areno-arcillosos, con inclusiones de grumos de gravilla y grava que varían entre 10 mm y 30 mm. Estas arenas presentan texturas que van de finas a medias y exhiben colores blancos, grisáceos y cafés.

Durante la perforación de los pozos de observación de la serie PO, se identificó la presencia de material sólido en la capa vegetal en la parte superior del terreno natural, a una profundidad de 60 cm. Esta capa vegetal, mezclada con una cantidad significativa de materia orgánica, muestra un alto contenido de raíces y plantas en estado semi-seco, junto con una presencia abundante de microorganismos. Este tipo de suelo está directamente relacionado con el uso agrícola actual de la porción de terreno cercano al vertedero.

Tabla 4.4 *Valores estimados de la evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR) para los años hidrológicos 1998-1999, 2002-2003 y 2004-2005, escenario 2.*

Año	ETP <i>mm</i>	ETR <i>mm</i>	Año	ETP <i>mm</i>	ETR <i>mm</i>	Año	ETP <i>mm</i>	ETR <i>mm</i>
	61	61		61	56		38	15
1998	50	47	2002	36	35	2004	57	44
	36	28		36	30		43	23
	29	17		36	24		36	24
	41	18		41	20		48	26
	55	19		55	20		55	16
1999	64	32	2003	72	66	2005	72	48
	69	52		77	46		77	55
	75	75		75	75		84	75
	61	61		70	70		78	78
	75	75		75	75		59	59
	54	54		62	62		62	62

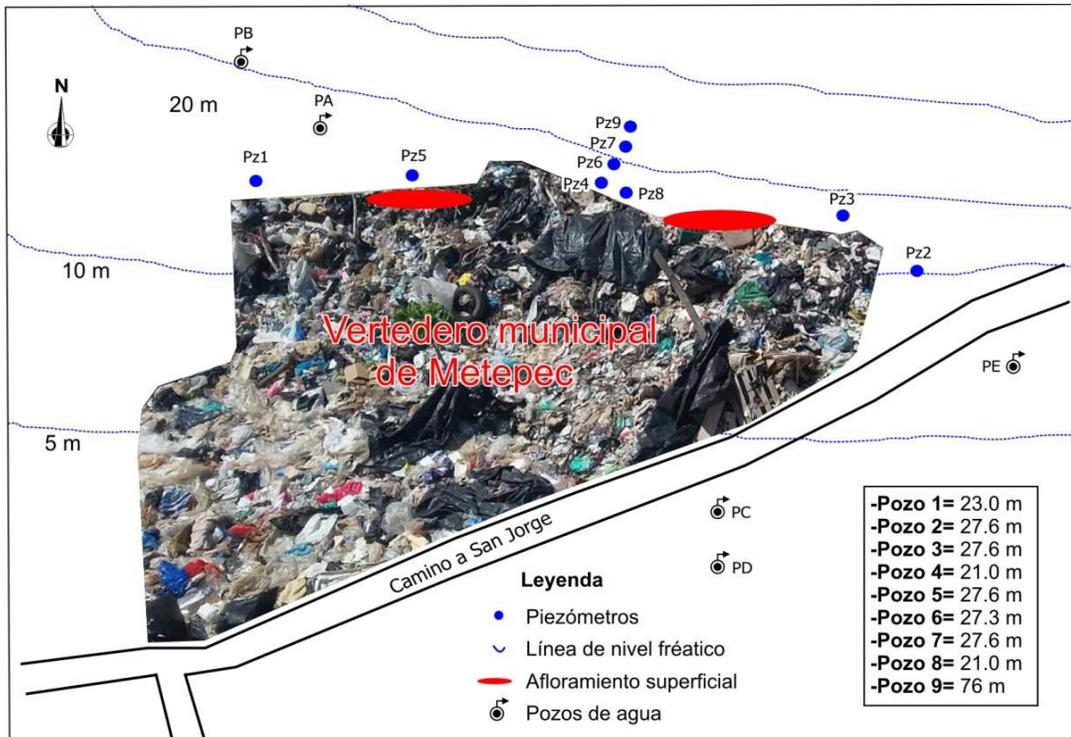


Figura 4.5 Localización de los pozos de monitoreo instalados en el vertedero de Metepec para toma de muestras de lixiviados. La ubicación de los pozos está orientada en la dirección del flujo subterráneo.



Figura 4.6 *Muestra de suelo tomada al realizar la perforación de los pozos de monitoreo para la toma de muestras de lixiviados.*

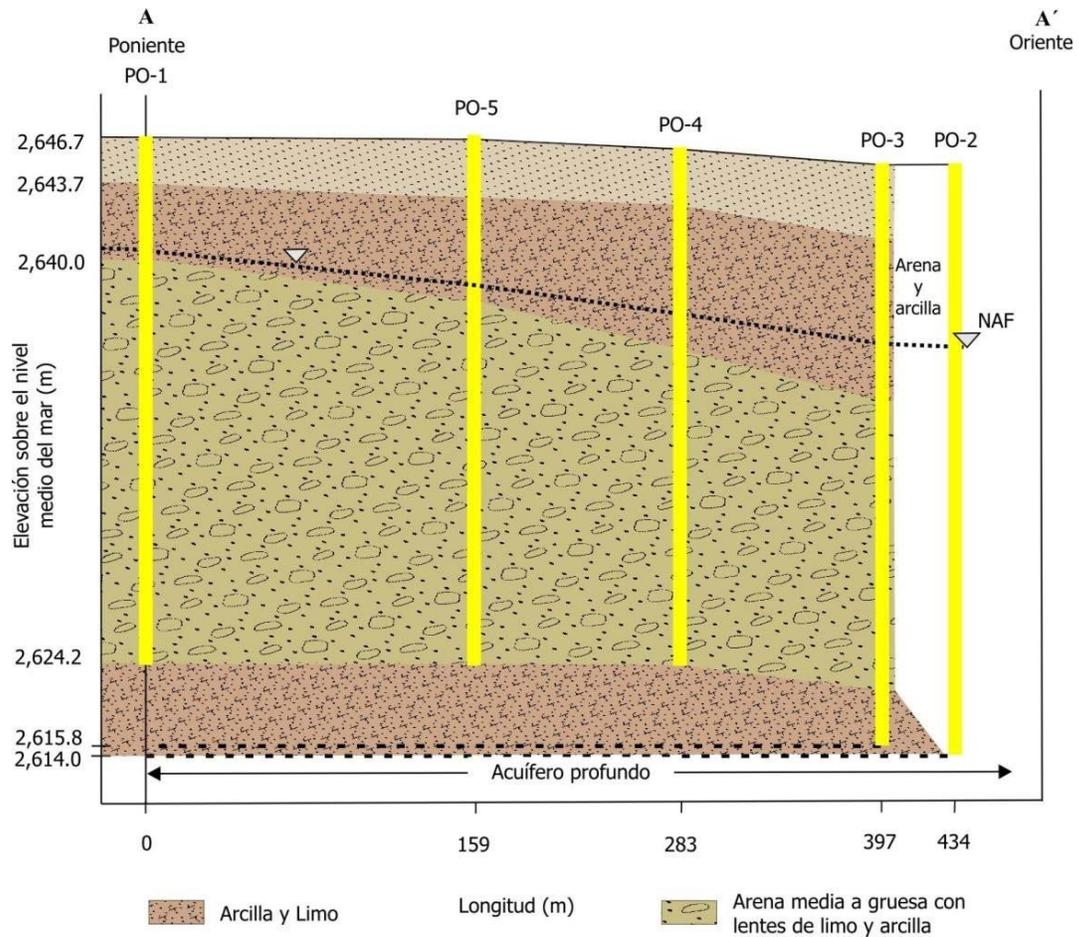


Figura 4.7 Sección hidrogeológica generalizada de la frontera norte de la periferia del vertedero de Metepec, establecida a partir de la estratigrafía de los pozos de monitoreo instalados en el año 2005.

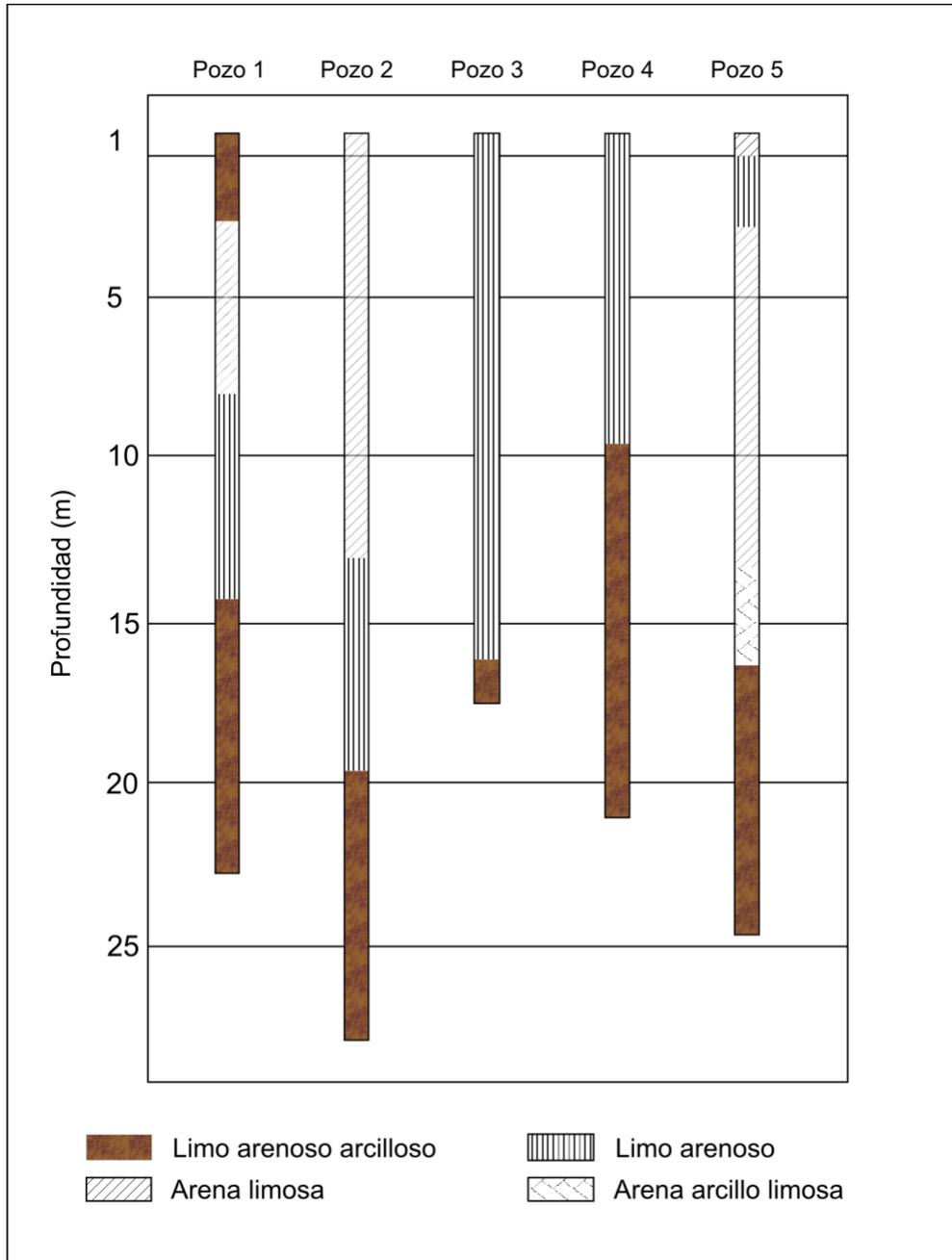


Figura 4.8 Perfil estratigráfico de cada uno de los pozos de monitoreo instalados en el año 2005 en la frontera norte de la periferia del vertedero de Metepec.



Figura 4.9 Fotos panorámicas de las lagunas de lixiviado que se forman en la franja norte de la periferia del vertedero de Metepec.

4.4 Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero

Debido a que el área de estudio no está cerca de un río, no se cuenta con registros históricos hidrométricos en la base de datos del IMTA, así como tampoco es posible realizar aforos. Por tal motivo, el enfoque utilizado es el coeficiente de escorrentías empíricos, que se utilizan comúnmente para diseñar sistemas de drenaje de agua superficiales. El coeficiente se determina en función del tipo de suelo y su cobertura vegetal, como ya se describió en el apartado anterior.

El propósito del cálculo realizado fue proporcionar una estimación del volumen de lixiviados que podría infiltrarse en la zona ocupada por un vertedero. Los resultados obtenidos se emplean para analizar el patrón de generación de lixiviados en tres escenarios diferentes: un año hidrológico promedio (1998-1999), un año hidrológico húmedo (2002-2003) y un año hidrológico seco (2004-2005). Para llevar a cabo esta estimación de la generación de lixiviados, se utilizó tanto el modelo WBM como el modelo HELP 3. Este proceso requería la recopilación de los parámetros detallados anteriormente. En este sentido, los modelos mencionados proporcionan una herramienta integral para evaluar y comprender el comportamiento de los lixiviados en diferentes condiciones hidrológicas, permitiendo así una evaluación más precisa y detallada de los posibles impactos ambientales asociados con la gestión de residuos sólidos.

4.4.1 Método de Balance de hidrológico (WBM)

El modelo de balance hidrológico, descritos en capítulos anteriores, parte de datos climáticos mensuales, tipo de suelo y un coeficiente de escurrimiento y el uso de las fórmulas antes descritas, donde la estimación se realiza mediante la percolación mediante la infiltración; la evapotranspiración real (*ETR*); el almacenamiento de humedad en el suelo y el cambio de almacenamiento.

En la Figura 4.10 se representa los valores de infiltración y evapotranspiración real, en la Figura 4.10 a, durante el período promedio de 1998-1999, se observa que los niveles de infiltración se manifiestan en octubre y muestran una tendencia a disminuir hasta alcanzar valores insignificantes. A medida que avanzamos hacia marzo, los valores de infiltración

comienzan a aumentar debido al incremento en el registro de precipitaciones. A principios de junio, se evidencia el proceso de percolación, el cual se extiende hasta el final del año hidrológico en septiembre. Durante mayo y la primera mitad de junio, prevalece el proceso de recarga de humedad en el suelo. En la Figura 4.10 b) el año húmedo 2002-2003, se puede observar que la recarga de humedad del suelo tiene su inicio en abril, lo cual es consecuencia de la primera ocurrencia de lluvias en este año. A medida que avanzamos hacia mayo, los registros de precipitación experimentan una marcada reducción. No obstante, en junio se inicia la aparición del proceso de percolación debido a la temporada de lluvias, el cual se prolonga hasta septiembre, coincidiendo con el final del año hidrológico. En el año seco 2004- 2005, inciso c) de la Figura 4.10, se observa que, por los niveles de humedad por lluvia en los meses de octubre a enero, la evapotranspiración real ETR está por encima de la infiltración, provocando que este año tenga pérdida de humedad del suelo. Desde febrero hasta finales de mayo, la infiltración y la ETR muestran similitud, manteniéndose en equilibrio en los niveles de humedad hasta el mes de junio, la tasa de infiltración aumenta debido al incremento en los registros de precipitación. En julio, se registra el valor máximo de lluvia para este año. Finalmente, en los meses de agosto y septiembre, a pesar de que los registros de lluvia disminuyen, se observa la presencia de percolación.

La Tabla 4.5 presenta los datos anuales de percolación obtenidos con el modelo WBM, en los tres años hidrológicos; 1998 -1999 año promedio, 2002-2003 año húmedo y 2004-2005 año seco, en el Anexo se presenta la información detallada del cálculo de lixiviados mensual, para cada uno de los escenarios.

Por último, resulta de suma importancia resaltar que el cálculo de los lixiviados generados por el modelo WBM depende en gran medida de la temperatura, la cual constituye el fundamento para la cuantificación precisa de la evapotranspiración real. En consecuencia, es innegable que una elevación en la temperatura conlleva de manera directa a una amplificación en la magnitud de la ETR (Evapotranspiración Real), generando así un impacto directo en la cantidad de agua disponible para el proceso de infiltración y, por ende, en la subsiguiente génesis de lixiviado.

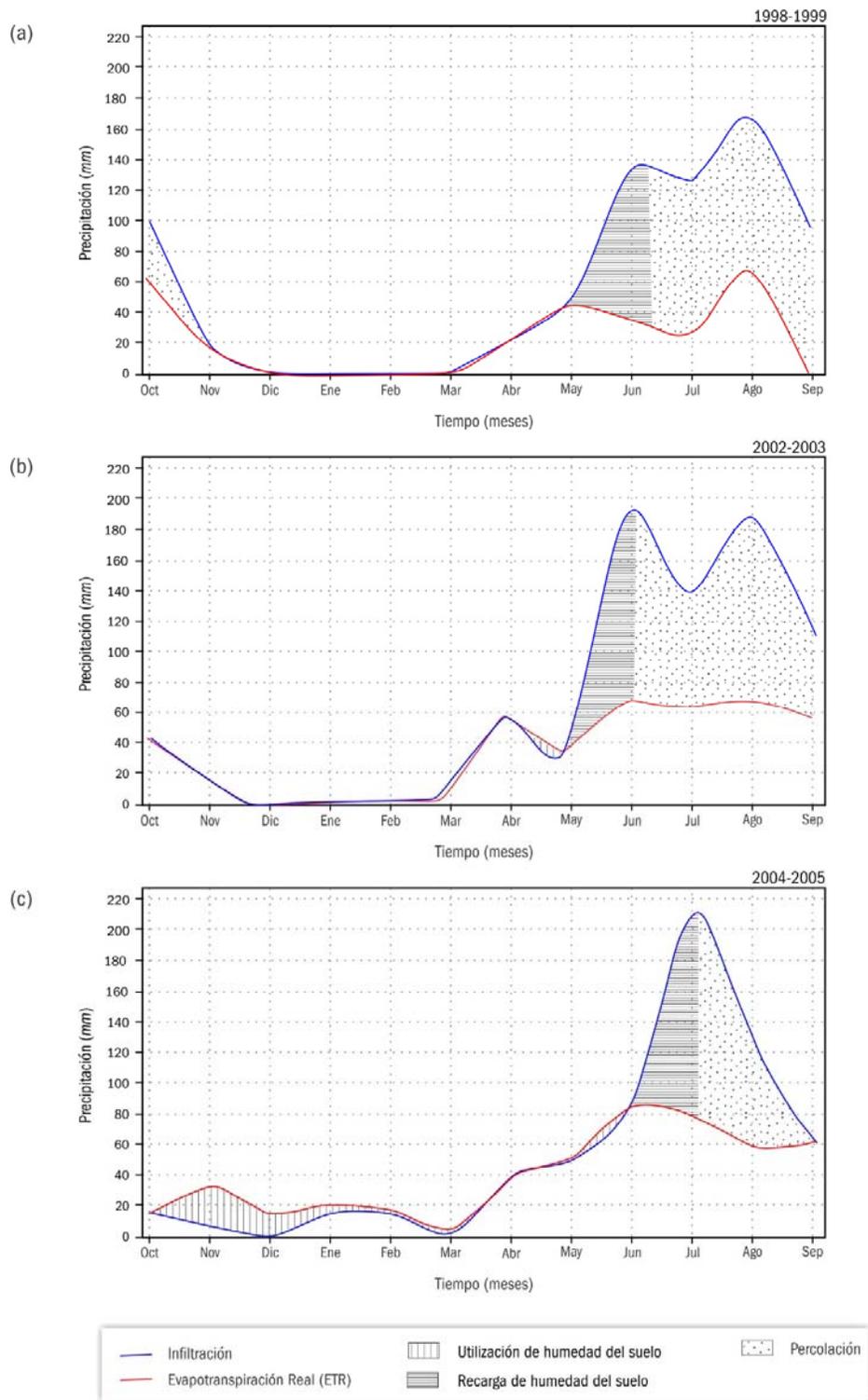


Figura 4.10 Representación gráfica de los valores de infiltración y evapotranspiración real de los tres años hidrológicos (promedio, húmedo y seco) por el método de WBM, las cuales revelan la cantidad de agua que percola, que se recarga y donde existe humedad del suelo en el año de estudio.

La Tabla 4.6 se presenta los valores anuales de percolación derivados de este método. En ella se exhiben las cifras que reflejan la cantidad de agua que se infiltran a lo largo de cada año. Estos datos, obtenidos mediante el enfoque basado en el modelo WBM, proporcionan una comprensión detallada de la dinámica de lixiviado, permitiendo así un análisis profundo de la interacción entre las condiciones climáticas y la formación de lixiviados en el contexto estudiado.

Con el propósito de tener mayor certeza de los valores de percolación que se obtuvieron, y como una manera de comparación, se tomaron tres casos con diferente clima del reporte elaborado para la oficina de administración del programa de desechos sólidos de la U.S. Environmental Protection Agency 1975, cabe mencionar que el tipo de suelo es variable debido a que son regiones diferentes. En la Figura 4.11 se representan los valores de infiltración, evapotranspiración real y percolación del reporte, entre tres ciudades que presentan variaciones en sus latitudes, condiciones climáticas y tipos de suelo.

Los casos que se presentan son en la ciudad de Cincinnati, Ohio, con un clima húmedo con un tipo de suelo arcilloso arenoso; Orlando, Florida, un clima húmedo con un tipo de suelo arenoso también; y Los Ángeles, California, para representar un clima seco con un suelo de grano fino.

En la Tabla 4.7 se resumen los valores del balance hidrológico de las tres ciudades antes mencionadas y como era de esperarse, los periodos en regiones húmedas experimentaron percolación, mientras que en zonas áridas no se observa una percolación significativa. Es interesante notar que los tres casos se caracterizan por al menos una temporada de lluvias y una de secas durante el ciclo anual. Sin embargo, es solamente en las regiones húmedas que la cantidad de precipitación es mayor que la evapotranspiración, lo cual hace que se sobrepase la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, dando lugar que se produzca la percolación. Por el contrario, para los meses de estiaje los valores de evapotranspiración real se encuentran por encima de la infiltración dando origen a que la evapore la humedad del suelo.

Observando los valores obtenidos para los años hidrológicos del proyecto y comparándolos con los datos del reporte de comparación mencionada en el párrafo anterior, se puede observar que los datos tienen una afinidad en los parámetros son los de la ciudad de Cincinnati, Ohio.

Tabla 4.5 Síntesis de resultados estimados por el método de balance hidrológico (WBM) para los tres años hidrológicos de estudio.

Periodo	Parámetros media anual				
	Precipitación (mm)	Escorrentamiento (mm)	Infiltración (mm)	ETR (mm)	Percolación (mm)
1998-1999	861	146	715	508	187
2002-2003	1058	180	878	551	301
2004-2005	740	125	615	511	84

Tabla 4.6 Cuantificación anual de la generación de lixiviados en el lugar de disposición final de residuos sólidos, derivada partir de la aplicación del método de balance hidrológico (WBM) para los años hidrológicos seco, promedio y húmedo.

Periodo	Precipitación (mm)	Percolación (mm)
1998-1999	861	201
2002-2003	1058	308
2004-2005	740	100

Tabla 4.7 Resumen de los valores de los balances hidrológicos para tres ciudades de los EEUU, publicado por Fenn et al. (1975).

Ubicación	Parámetros media anual				
	Precipitación (mm)	Escorrentamiento (mm)	Infiltración (mm)	ETR (mm)	Percolación (mm)
Cincinnati, Ohio	1025	154	872	658	213
Orlando, Florida	1342	100	1243	1172	70
Los Ángeles, California	378	44	334	334	0

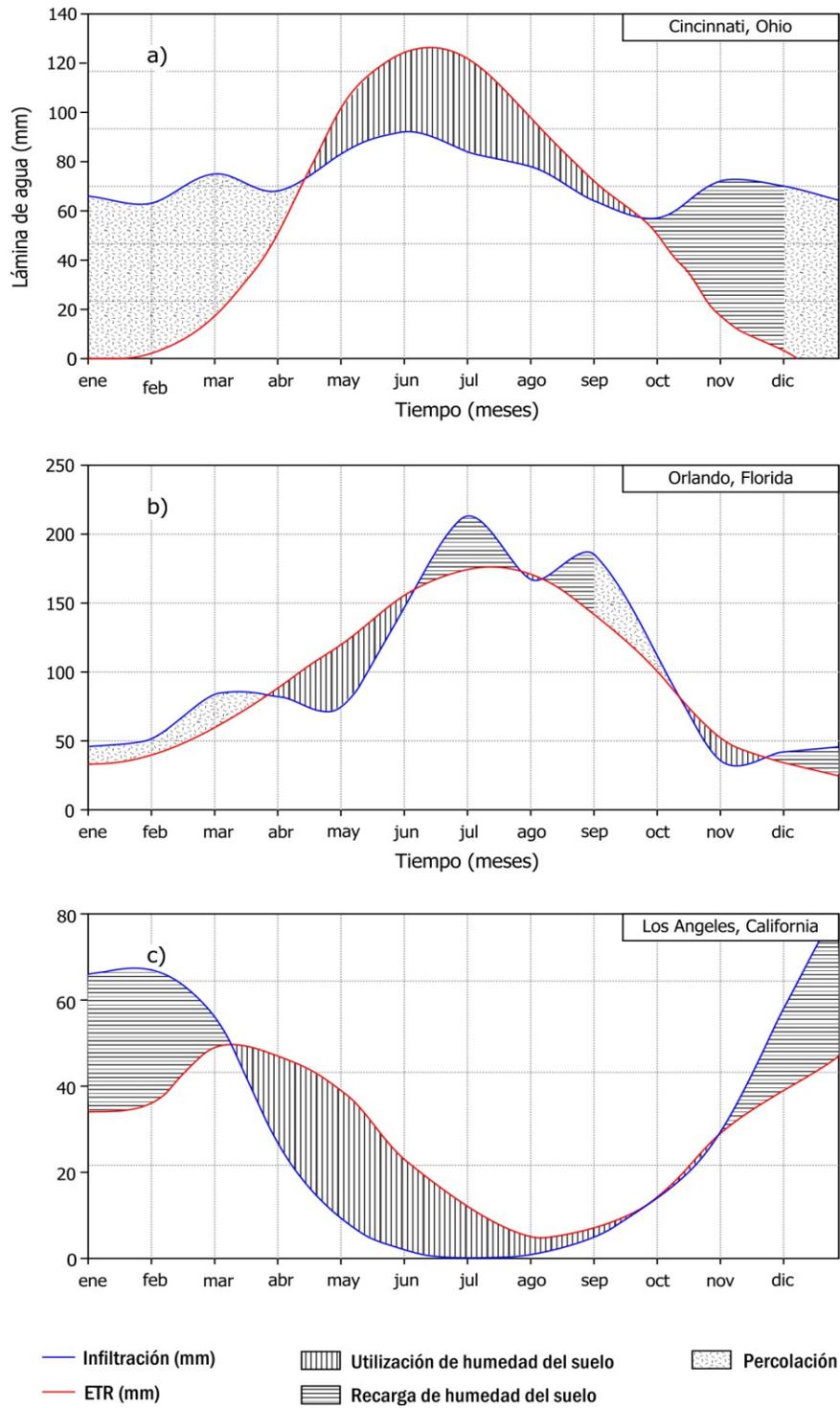


Figura 4.11 Valores de infiltración, evapotranspiración real y percolación: (a) Cincinnati, Ohio (b) Orlando Florida y (c) Los Ángeles, California.

4.4.2 Modelo HELP 3

Como se ha mencionado en secciones anteriores que describen el modelo HELP 3, se pretende calcular el volumen de lixiviados generados en el vertedero de Metepec para los tres años hidrológicos. La Tabla 4.8 muestra los datos empleados en el modelo.

Se llevaron a cabo una serie de simulaciones exhaustivas, con el objetivo principal de analizar cómo la implementación de diferentes métodos de sellado influiría en los resultados de producción de lixiviados. En primer lugar, se efectuó un análisis inicial sin realizar ningún cambio, replicando las condiciones naturales de un vertedero de residuos sólidos. Como segunda estrategia, se crearon condiciones que incorporan capas protectoras diseñadas específicamente para actuar como una barrera efectiva, evitando así la filtración de líquidos, una de estas capas consistía en una cobertura limosa, y como cobertura un material limo arcilloso, el cual se asimila a una geomembrana. Esta última condición fue asumida para reducir costos, el hecho de utilizar una geomembrana implica un alto costo, tal vez poco probable de ser implementada en la zona de estudio. Estas simulaciones proporcionaron una valiosa información sobre cómo cada enfoque afectaba los resultados de producción de lixiviados en el sistema. La Figura 4.12, presenta los tres métodos de sellado propuestos. El primero corresponde al estado actual o *statu quo*, el segundo representa un vertedero con una capa de suelo limoso como cobertura, y el tercero muestra un vertedero con geomembrana.

Una vez que se establecieron los perfiles correspondientes a los tres escenarios de sellado del vertedero, se procedió a realizar la simulación utilizando el modelo HELP 3. En la Tabla 4.9, se muestran los valores anuales obtenidos para la percolación en el año promedio. La obtención de los valores anuales para la percolación en el año promedio. Los valores anuales para la percolación resultan fundamentales, debido a que permite estimar el volumen total de lixiviados que se generarían en el vertedero en un período determinado. Esto a su vez es esencial para evaluar la necesidad de implementar medidas adicionales para tratamiento y disposición de los lixiviados producidos.

Tabla 4.8 Información del vertedero de Metepec que se incluye en el modelo HELP 3, para la cuantificación de la producción de lixiviados.

Sitio: Metepec Latitud: 19.25		Estación SMN: 15266 Instalada en CODAGEM					
Profundidad de la zona evaporativa (cm)	40	Humedad relativa (%)					
Índice del área foliar	2	1°	2°	3°	4°		
Día de inicio y fin de la temporada de crecimiento vegetativo	39 -288	73	57	66	82		
Velocidad del viento promedio anual (km/h)	4.3	Porcentaje de área con escurrimiento					
Precipitación (mm)	Diaria	70					
Temperatura (°C)	Diaria						
Radiación solar (MJ/m ²)	Diaria						
N. Capa	Tipo de capa	Profundidad (cm)	Textura	Porosidad total (v/v)	Capacidad de campo (v/v)	Punto de Marchitez (v/v)	Conductividad hidráulica (cm/s)
1	1 (percolación vertical)	50	3	0.457	0.083	0.033	3.10x10 ⁻³
2	1 (percolación vertical)	500	18	0.5019	0.17	0.11	1.29x10 ⁻³
	Pendiente superficial (%)	Long. de la pendiente (m)	Crecimiento vegetativo	mero decurva			
	18	39.5	3	75.7			

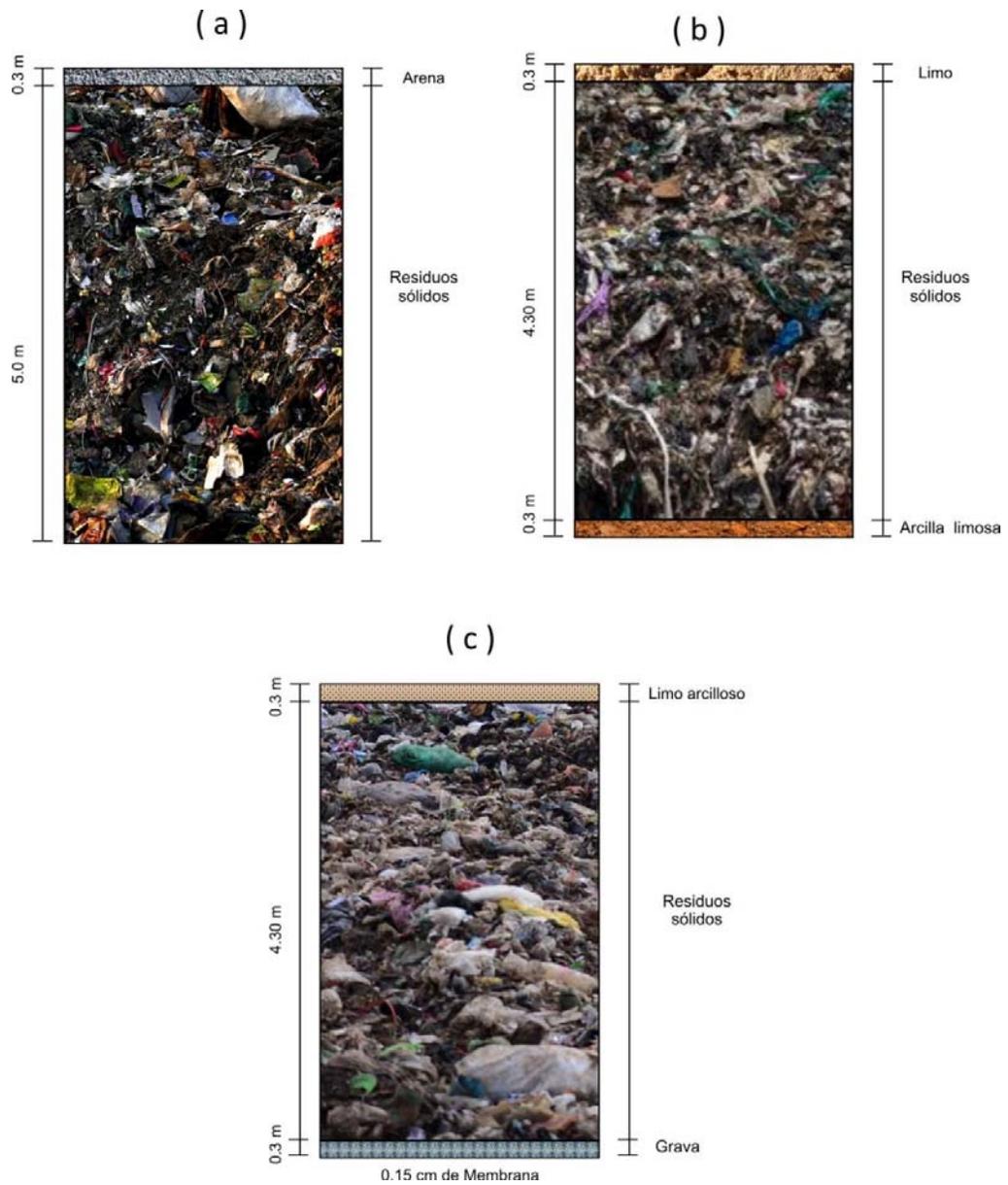


Figura 4.12 *Perfiles esquemáticos de los tres escenarios utilizados para estimar las tasas de percolación en el vertedero de Metepec (a) statu quo, (b) vertedero con cobertura limosa y (c) vertedero con geomembrana.*

Durante el año hidrológico 1998-1999, se pudo observar que, en los tres escenarios de sellado del vertedero, la mayor pérdida de humedad se debió a la evapotranspiración real, siendo este valor constante en los distintos casos. Por otro lado, en el escenario *Statu Quo* se registraron valores nulos de escurrimiento, lo que indica que se produjo una alta tasa de percolación, que representó el 38% del total de la precipitación. Se pudo observar que cuanto más impermeable eran las capas y el sellado, el escurrimiento aumentaba y la percolación disminuía hasta alcanzar un mínimo del 1%. Esto sugiere que la implementación de capas de sellado y barreras impermeables resulta efectiva para reducir la producción de lixiviados en el vertedero y evitar su propagación al medio ambiente. La disminución de la percolación a través del uso de capas impermeables y barreras de geomembrana es una mediada crucial para la protección del medio ambiente y la salud pública, ya que reduce significativamente el riesgo de contaminación de los recursos hídricos subterráneos y superficiales.

En el Anexo se presentan los valores mensuales de escurrimiento, evapotranspiración y percolación, obtenidos con el modelo HELP 3, para los años hidrológicos en sus tres escenarios *statu quo*, vertedero con cobertura limosa y vertedero con membrana. En la Figura 4.13 se representan, gráficamente de los valores de percolación mensual en los diferentes escenarios para el año hidrológico promedio. Como era de esperarse la presencia de percolación está en función a la precipitación, y el escenario con menor presencia de percolación es la que tiene geomembrana.

Durante el año hidrológico 2002-2003, de acuerdo con el modelo HELP 3, la generación anual de lixiviados en el estudio alcanzó el 39% en relación con la precipitación en el escenario de *Statu Quo*. En el caso del vertedero con cobertura limosa, este porcentaje descendió al 33%, y en el escenario del vertedero con membrana, los valores se redujeron drásticamente a un 0.0% en comparación con la precipitación anual registrada en el sitio. Según Senent (2012), durante períodos de baja precipitación, el modelo HELP 3 muestra una similitud con las mediciones realizadas en el lugar, lo que sugiere que los valores obtenidos para el año hidrológico seco podrían ofrecer una descripción más precisa de cómo se comporta la producción de lixiviados. En la Tabla 4.10 se detalla el porcentaje de producción para cada sitio en cada año hidrológico, mientras que la Figura 4.14 ilustra de manera gráfica los valores de percolación mensual en diferentes escenarios para el año hidrológico húmedo.

Tabla 4.9 Resumen de los valores anuales obtenidos con el modelo HELP 3 para el año hidrológico 1998-1999 (año promedio), considerando los tres escenarios statu quo, vertedero con cobertura limosa y vertedero con geomembrana.

Parámetro	Statu Quo		Vertedero con cobertura limosa		Vertedero con membrana	
	mm	%	mm	%	mm	%
Precipitación	861	100	861	100	861	100
Escurrimiento	0	0	34	4	258	30
Evapotranspiración	525	62	560	65	594	69
Percolación	336	38	267	31	9	0
Almacenamiento	0	0	0	0	0	0

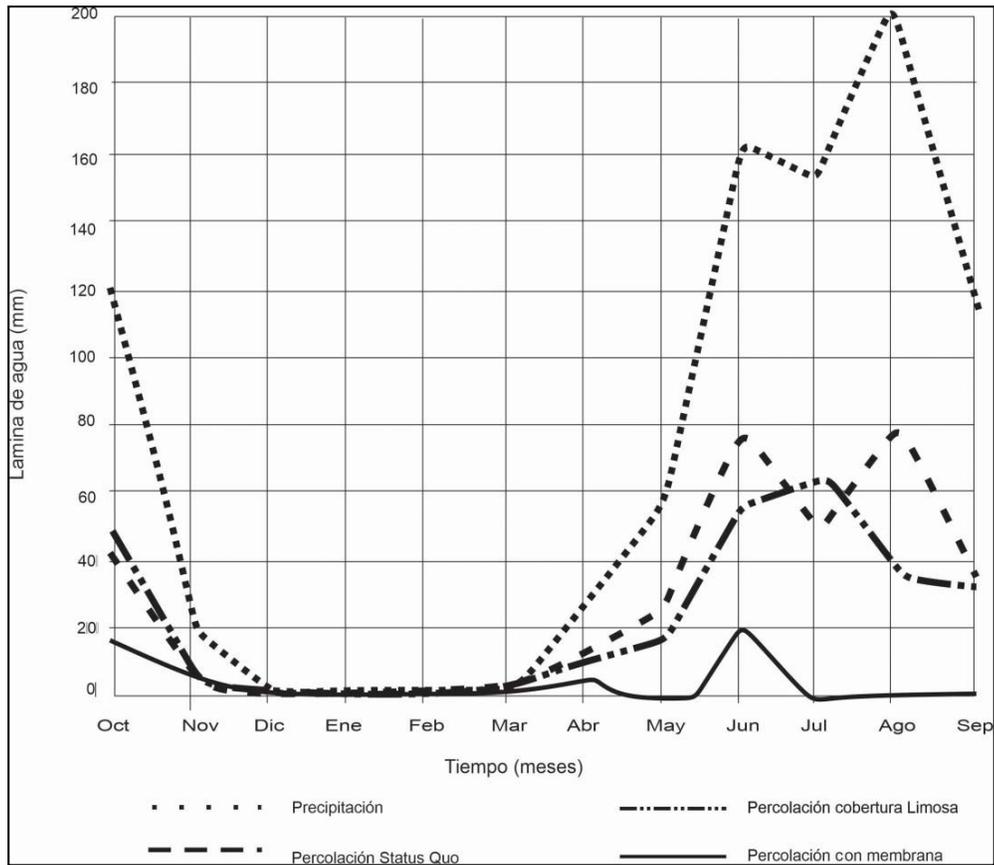


Figura 4.13 Comparación de los valores mensuales de precipitación y percolación, considerando los tres escenarios, obtenidos con el modelo HELP 3, para el año hidrológico 1998 - 1999, considerando los tres escenarios.

Tabla 4.10 Resumen de los valores anuales obtenidos con el modelo HELP 3 para el año hidrológico 2002-2003 (año húmedo), considerando los tres escenarios statu quo, vertedero con cobertura limosa y vertedero con geomembrana.

Parámetro	Statu Quo		Vertedero con cobertura limosa		Vertedero con membrana	
	mm	%	mm	%	mm	%
Precipitación	1058	100	1058	100	1058	100
Escurrimiento	0	0	40	4	400	38
Evapotranspiración	649	61	664	63	566	54
Drenaje Lateral	--	--	8	1	90	9
Percolación	400	39	345	33	2	1
Almacenamiento	-0.183	0.02	0	0	0	0

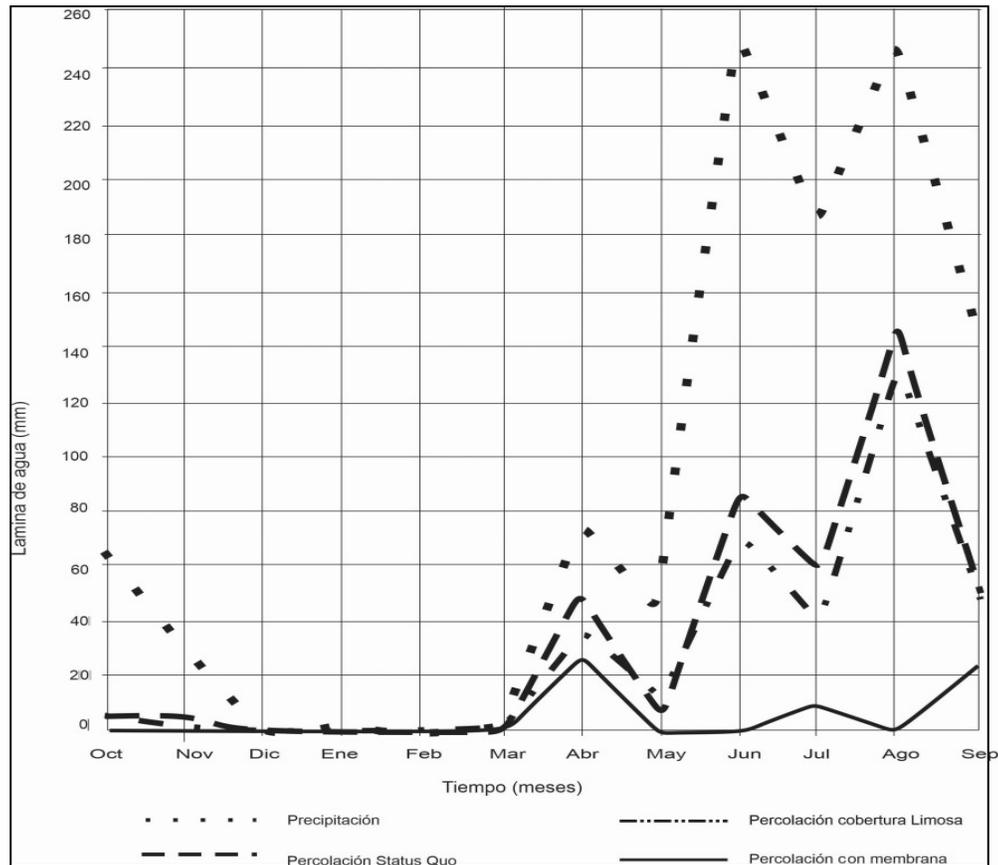


Figura 4.14 Comparación de los valores mensuales de precipitación y percolación, considerando los tres escenarios, obtenidos con el modelo HELP 3, para el año hidrológico 2002 - 2003, considerando los tres escenarios.

Tabla 4.11 Resumen de los valores anuales obtenidos con el modelo HELP 3 para el año hidrológico 2004-2005 (año seco), en los tres escenarios *statu quo*, vertedero con cobertura limosa y vertedero con membrana.

Parámetro	Statu Quo		Vertedero con cobertura limosa		Vertedero con membrana	
	mm	%	mm	%	mm	%
Precipitación	740	100	740	100	740	100
Escurrimiento	7.4	1	26	4	348	47
Evapotranspiración	644	87	714	97	392	53
Drenaje Lateral	--	--	--	--	0	0
Percolación	89	12	0	0	0	0
Almacenamiento	0	0.03	0	0	0	0

Durante este año, se observó que los valores de percolación fueron prácticamente insignificantes en los tres escenarios, lo cual se debió a la baja precipitación registrada y a la predominancia de la evapotranspiración como principal pérdida de humedad, Tabla 4.11. Estas condiciones generaron dificultades para representar gráficamente la comparación entre los valores de percolación y precipitación, ya que los valores de percolación fueron tan bajos que apenas se aprecian en el gráfico. En la Figura 4.15 se representan, gráficamente de los valores de percolación mensual en los diferentes escenarios para el año hidrológico seco.

Por otra parte, en la Tabla 4.12 se hace una comparativa de los resultados de la percolación obtenidos con el modelo HELP 3 en el vertedero sin tratamiento de residuos sólidos y los obtenidos mediante el balance hidrológico (BH) de los tres años analizados. Además, se puede evaluar la eficiencia del modelo para el diseño y la gestión de vertederos de residuos sólidos en términos de la prevención de la contaminación del agua subterránea.

Para tener una comparativa adicional en el modelo HELP 3, al igual que en el balance hidrológico (WBM). Se presentan los datos de un estudio previo realizado en el vertedero de Fuente Álamo en Murcia (Senent, 2012), donde se lleva a cabo una modelación de un vertedero sellado con una capa Barrera impermeable de arcilla, capa drenante formada por arenas gruesas y arena arcillosa.

En la Tabla 4.13 muestra los resultados obtenidos del modelo HELP 3, se incorporaron los datos de precipitación anual, junto con los datos del volumen de lixiviados medidos durante la generación y las variaciones en el almacenamiento de la masa de residuos. Estos datos proporcionan una comparativa adicional para evaluar la precisión del modelo HELP 3 en la simulación de la percolación en vertederos con diferentes capas protectoras y tipos de residuos.

En el análisis de los resultados del volumen de lixiviados obtenidos mediante el modelo, se destaca que las discrepancias más notables frente al volumen real obtenido in situ se presentan en los años en los cuales las precipitaciones anuales difieren de manera considerable respecto a su promedio. En el año 2005, con una precipitación anual de 136 mm, el porcentaje de evapotranspiración es mayor al 100% de la precipitación, indicando la presencia de evapotranspiración adicional de los líquidos de la capa más superficial de los residuos sólidos urbanos (R.S.U.). En contraste, en 2009, con una precipitación anual que supera los 500 mm, el porcentaje de evapotranspiración disminuye al 59,96%, resultando en una considerable sobreestimación del volumen de lixiviados estimado por el modelo HELP 3 en comparación con el volumen medido en la realidad.

Analizando los porcentajes en el vertedero de fuente Álamo en Murcia, que fue revestido con una capa de arcilla impermeable en 2004, se observa que la tasa de evapotranspiración real fue del 86%, mientras que la percolación fue del 14%. Al comparar estos valores con los del proyecto, se encuentra una similitud con el *statu quo* en el mismo período, donde la tasa de evapotranspiración real fue del 87% y la percolación del 12%.

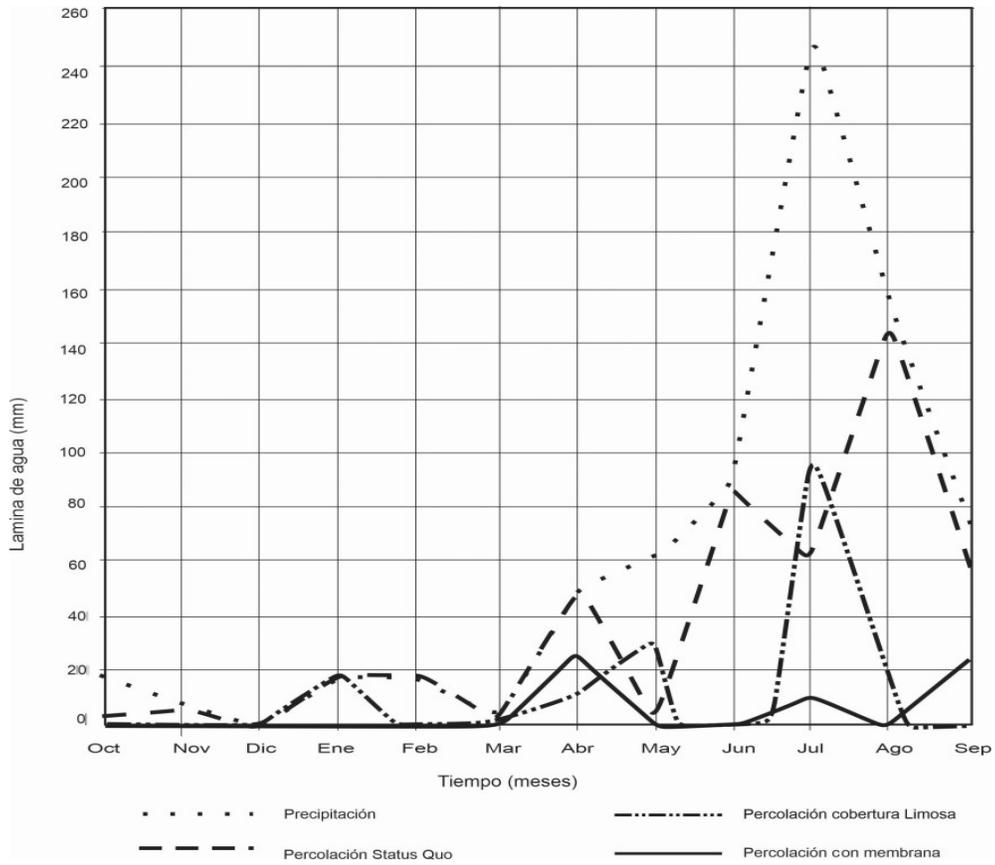


Figura 4.15 Comparación de los valores mensuales de precipitación y percolación, considerando los tres escenarios, obtenidos con el modelo HELP 3, para el año hidrológico 2004-2005, considerando los tres escenarios.

Tabla 4.12 Datos de percolación calculados con el modelo HELP 3 en un vertedero sin tratamiento (residuos sólidos), los valores percolación por el método de Balance hidrológico para su comparación de ambos métodos.

Periodo	Precipitación	HELP 3				WBM	
		ETR		Percolación		Percolación	
		mm	mm	%	mm	%	mm
1998-1999	861	525	62	336	38	201	23
2002-2003	1058	649	61	400	39	308	29
2004-2005	740	644	87	89	12	103	14

Tabla 4.13 Resultados obtenidos con el modelo HELP 3, en el vertedero de fuente Álamo en Murcia, sellado con una capa Barrera impermeable de arcilla, capa drenante formada por arenas gruesas y arena arcillosa (Senent, 2012).

Año	P (anual)	ETR		VL* (HELP)		ΔS	VL*(Real)
	mm	mm	%	litros	%	%	litros
2004	240	206	86	780,607	14	+0.002	293,000
2005	136	142	104	43,249	1	-5	457,914
2006	287	226	79	2,717,107	21	+0.01	2,979,071
2007	327	265	81	2,853,394	19	-0.03	1,338,216
2008	265	233	88	1,429,027	12	+0.07	601,360
2009	507	304	60	9,317,512	10	-0.02	832,350
2010	372	333	89	1,812,396	10	+0.02	1,332,884

*Volumen lixiviados

Capítulo IV

Conclusiones y Recomendaciones

Este estudio se enfocó principalmente en calcular la cantidad de lixiviados en el vertedero de Metepec, Estado de México, durante diversas etapas de desarrollo del mismo y después de su clausura. Para determinar la eficacia de los cálculos del volumen de lixiviados, se compararon distintos métodos bajo diferentes condiciones de suelo. En este contexto, se utilizaron el método de Balance Hidrológico (WBM) y el modelo de Evaluación Hidrológica de Rellenos Sanitarios (HELP 3).

En la mayoría de los vertederos, no se implementan sistemas específicos para registrar de manera continua la cantidad de líquidos percolados o lixiviados generados en cada sitio. Esto se debe principalmente a los elevados costos asociados tanto a la instalación como al mantenimiento de la infraestructura necesaria. A pesar de ello, resulta necesario medir y monitorear el volumen de lixiviados, ya que esta información es fundamental para desarrollar estrategias efectivas que mitiguen los efectos negativos en el ambiente, como la contaminación del agua subterránea.

La estimación de lixiviados se basa en el uso de modelos hidrológicos que, aunque comparten el principio del balance hídrico, varían en los parámetros que consideran. El modelo WBM, utilizado en este estudio, se basa en un balance hidrológico simplificado

que requiere pocos datos y suposiciones específicas del lugar de estudio, como la elección de datos de precipitación y métodos adecuados para predecir la evapotranspiración real y el escurrimiento. Sin embargo, este método es limitado. Por ello, se complementó con el modelo HELP 3, que además de estimar volúmenes de lixiviados bajo diferentes condiciones en las capas del vertedero, permite obtener una idea del comportamiento del flujo bajo distintas opciones de diseño o construcción del vertedero.

En el modelo HELP 3, se analizaron tres escenarios: un vertedero sin ningún tratamiento (statu quo) con solo la presencia de residuos sólidos; un segundo escenario modelado con una capa de 0.3 m de espesor de arcilla limosa en la base del vertedero y en la superficie una capa de 0.3 m de limo; y un tercer escenario con una membrana de 0.15 cm en la base, seguida de una capa de 0.3 m de grava y en la superficie una capa de 0.3 m de limo arcilloso. Los resultados indicaron que en los tres años hidrológicos de estudio, la presencia de percolación es consistente en todos los escenarios, mostrando una tendencia similar a los resultados del método de balance WBM. Sin embargo, los valores del modelo HELP 3 son más altos, ya que considera la humedad generada por la descomposición de residuos orgánicos.

Los resultados del modelo HELP 3 indicaron que, en un escenario sin tratamiento (solo residuos sólidos), la percolación alcanzó un valor que representó hasta el 38% de la precipitación total. En contraste, los escenarios con una capa de arcilla y limo o con una membrana en la base mostraron valores de percolación significativamente a 31%, una mayor retención de humedad. En comparación, los resultados del método WBM mostraron que la percolación en condiciones secas y húmedas fue consistentemente menor, con valores que oscilaron entre el 14% y el 29% de la precipitación total, dependiendo de las condiciones hidrológicas y la capacidad de almacenamiento de humedad del suelo.

La comparación entre ambos métodos sugiere que el modelo HELP 3 es más completo al integrar diversos factores relacionados con la descomposición de residuos y la variabilidad climática, proporcionando una evaluación más precisa para la gestión de vertederos. Esto resalta la importancia de utilizar modelos que consideren múltiples variables ambientales

y operativas para minimizar el riesgo de contaminación de los acuíferos subyacentes, especialmente en contextos donde la precipitación y la generación de lixiviados son elevadas.

En conclusión, la investigación destaca la necesidad de implementar múltiples tratamientos y estrategias en la gestión de vertederos, así como la importancia de contar con herramientas robustas como el modelo HELP 3 para mejorar la gestión ambiental y económica de los vertederos bajo diferentes condiciones climáticas. Además, enfatiza que cuanto más tratamiento tenga el vertedero, menor será el riesgo de contaminación de los mantos acuíferos.

Bibliografía

- Abunama, T, Othman F, and Nilam TIT. 2021. *Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates*. Int. J. Environ. Waste Manage 27 (1): 79–92. 10.1504/IJEWM.2021.111906.
- Anderson, E.A. 2002. *Calibration of Conceptual Hydrologic Models for Use in River Forecasting*. Hydrologic Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD, 419 p.
- Berger, K. 2002. *Potential and limitations of applying HELP model for surface covers*. Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, v. 6, n. 3, pp. 192-203.
- Berger, K. 2022. On the new hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model version 4 for the water balance simulation of landfill liner systems. *Detritus* 18:70–76.
- Breza-Boruta, B., Lemanowicz, J. Bartkowiak, A., 2016. Variation in biological and physicochemical parameters of the soil affected by uncontrolled landfill sites. *Environ Earth Sci* 75, 201 (2016). <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4955-9>.
- Brown, K.W., Thomas, J.C., Lytton, R.L., Jayawickrama, P., Bhart, S. 1987. *Quantification of leakage rates through holes in landfill liners*. USEPA Report CR810940, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Cincinnati, 147 p.
- Butt, T.E., Lockley, E., and Oduyemi, K.O.K. 2008. Risk assessment of landfill disposal sites-State of the art. *Waste Management*, 28(6), pp. 952-964. DOI: 10.1016/j.wasman.2007.05.012.
- Campbell, G.S. 1974. “A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data”, *Soil Science* 117(6), pp. 311-314.
- Canter, L.W. 1996. *Nitrates in groundwater*. Lewis Publishers, Boca Raton. 263 p.
- Cárdenas-Moreno, P.R., Robles-Martínez, F., Colomer-Mendoza, F.J. y Piña-Guzmán, A.B. 2016. *Herramientas para la evaluación de riesgos sobre el ambiente y salud, por la disposición final de residuos sólidos urbanos*. Rev. Int. contam. Ambie. 032 (especial residuos sólidos), pp. 47-62. doi: 0.20937/rica.2016.32.05.04.
- Cherry, J. A., MacQuarrie, K.T.B. and Ruland, W.W. 1987. *Hydrogeologic aspects on landfill impacts on groundwater and some regulatory implication*. A paper for presentation at: PCAO/MOE Seminar on proposed municipal landfill regulations, Toronto Ontario. pp. 14-45.

- Cuartas-Hernández, M. 2013. *Optimización del diseño de vertederos de residuos sólidos basada en modelización*. Tesis de Doctorado. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Santander, 330 p.
- Farquhar, G. J., 1995. *Water Balance Modelling for a Landfill*. In: E.A. Mc Bean, F.A. Rovers y G.J. Farquhar (eds). *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. United States: Prentice Hall, pp. 127-154.
- El Norte. 2006. *Dejan basura al aire*. Sección Nacional. El Norte. Monterrey, Nuevo León: pp. 8-9.
- Farquhar, G.J. 1989. *Leachate: production and characterization*. Can. J. Civ. Eng. 16, pp. 317-325.
- Fenn, D.G., Hanley K.J., and Degeare, T.V. 1975. *Use of the water balance method for predicting leachate generation at solid waste disposal sites*. EPA-530/SW-169, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 45 p.
- GEM (Gobierno del Estado de México). 1997. *Atlas Ecológico de la Cuenca Hidrográfica del río Lerma*. Tomo III (Impacto de las actividades productivas en el suelo) y (Un recurso escaso, valioso y necesario: el agua). Toluca, México: Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma, 1997, 138 p.
- Giroud, J.P. and Bonaparte, R. 1989. *Leakage through liners constructed with geomembranes—Part I. Geomembrane liners, Geotextiles and Geomembranes*, 8(1), pp. 27-67.
- GEM (Gobierno del Estado de México). 2012. *Diagnóstico Ambiental de 16 regiones del Estado de México*. Metepec, Estado de México, 55 p.
- Ghiasinejad, H., Ghasemi, M., Pazoki, M., and Shariatmadari, N. 2021. *Prediction of landfill leachate quantity in arid and semiarid climate: A case study of Aradkouh, Tehran*. Int. J. Environ. Sci. Technol 18 (3): 589–600. 10.1007/s13762-020-02843-5.
- Grossule, V. & Stegmann, R., 2020. *Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability*. Detritus Journal, Volume 12 - September 2020, 78-91. DOI [10.31025/2611-4135/2020.14000](https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.14000).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. *Anuario Estadístico del Estado de México*, 652 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. *Anuario Estadístico del Estado de México*, 652 p.
- Jaber, A and Nassar, A. 2007. *Assessment of Solid Waste Dump Sites in Gaza Strip*. Gaza Strip: The Japan International Cooperation Agency (JICA), pp. 62-63.
- Jaramillo, J. 2007. *Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. Una solución para la disposición final de residuos sólidos municipales en pequeñas poblaciones*. Lima, Perú: CEPIS - BS/OPS, 286 p. <http://www.cepis.org.pe/bvsars/e/fulltext/rellenos/rellenos.pdf>.

- Khanbilvardi, R.M., Ahmed, S. and Gleason, P.J. 1995. Flow investigation for landfill leachate (FILL), *Journal of Environmental Engineering*. 121(1), pp. 45-57.
- Kiss, K.G. y Encarnación, A.G., 2006. *Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final*. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambientales. Instituto Nacional de Ecología, Volumen 79, pp. 39-51.
- Kurniawan, T.A., Chan, G.Y.S., Lo, W.H., & Babel, S. 2006. *Comparisons of low-cost adsorbents for treating wastewaters laden with heavy metals*. *Science of the Total Environment*, 366(2-3), pp. 409-426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.001>.
- LaGrega, M. D., Phillip, L. B., and Jeffrey, C. E., 2010. *Hazardous Waste Management*. Long Grove, IL: Waveland Press Inc, 645 p.
- Lobo, A. 2003. *Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos*. Tesis Doctoral, Universidad de Cantabria, 346 p.
- Lobo, A. and Tejero, I. 2007. *Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: An example*. *Waste Management*, 27 (5), p. 691-703.
- Maccougall, J. 2007. *A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behavior in landfilled waste*. 1st Middle European Conference on Landfill Technology, pp. 297-320.
- Montejo, J.C. 2010. *Elaboración de una herramienta en Excel que permita el cálculo de la cantidad de gas metano y lixiviados producido en un relleno sanitario, aplicado al municipio de Saba de Torres, Santander, Bucaramanga*. Universidad Industrial de Santander.
- Morales, P., 2008. *Evaluación de los mecanismos preferenciales de atenuación natural de una pluma de lixiviado generada en el vertedero municipal de Metepec, Estado de México*. Tesis de Doctorado, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México, 288 p.
- Moreno, A., 2008. *Simulación de flujo y estimación del potencial transporte de contaminantes en el vertedero de Metepec*. Tesis de Doctorado, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México, 230 p.
- Olmo, L. and Hervé, J. 2001. *Análisis de la erosión hídrica mediante un modelo distribuido (CALSITE) y un modelo agregado (SWRRB). Aplicación a la Cuenca del Río Grande (Venezuela)*. Universitat Politècnica de Catalunya Barcelonatech, Vol. 8, p. 25 -37.
- Penman, H. L. 1963. *Vegetation and hydrology*. Tech. Comm. no. 53. CAB, Farnham, England. 124 p.
- Perrier, E.R. and Gibson, A.C. 1980. *Hydrologic simulation on solid waste disposal sites*. EPA-SW-868. US. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH., 111 p.

- Podlasek, A., Jakimiuk, A., Vaverková, M.D., and Koda, E. 2021. *Monitoring and assessment of groundwater quality at landfill sites: Selected case studies of Poland and the Czech Republic*. *Sustainability* 13 (14): 7769. 10.3390/su13147769.
- Richardson, C.W. 1981. *Stochastic simulation of daily precipitation, temperature, and solar radiation*, *Water Resources Research* 17(1), p. 182 – 190.
- Richardson, C.W. and Wright, D.A. 1984. *WGEN: A model for generating daily weather variables*. ARS-8, Agricultural Research Service, USDA. 83 p.
- Ritchie, J.T. 1972. *A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover*. *Water Resources Res.*, 8(5), p.1204-13.
- Sahuquillo, A. 1999. *La calidad y la contaminación de las aguas subterráneas*, *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 110-4, pp. 93 – 105.
- Salas-García, J. 2012. *Determinación espacial de la recarga mediante el diseño e instalación de instrumentación en pozos de monitoreo y simulación de la infiltración en la zona vadosa*. Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México, 186 p + anexos.
- Sancho J. y Rosiles G. (2003). Situación actual del manejo integral de los residuos sólidos en México. SEDESOL, 24 p.
<http://www.fundacionica.org.mx/EXPERIENCIAS/partel.thm>.
- Schroeder, P.R. and Gibson, A.C. 1982. *Supporting documentation for the hydrologic simulation model for estimating percolation at solid waste disposal sites (HSSWDS), draft report*, USEPA, Cincinnati, OH, p 214–243.
- Schroeder, P.R., Peyton, R.L., McEnroe B.M., and Sjostrom, J.W. 1988a. *The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume III. User's Guide for Version 2*, Internal Working Document, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 87 p.
- Schroeder, P.R., McEnroe, B.M. Peyton, R.L., and Sjostrom, J.W. 1988b. *The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume IV. Documentation for Version 2*, Internal Working Document, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 72 p.
- Schroeder, P.R., Aziz N.M., Lloyd C.M., and Zappi, P.A. 1994. *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3*. EPA/600/R- 94/168a, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC, p.1-9.
- SEMARNAT. 2003. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, 2002*. Compendio de Estadísticas Ambientales. Tlalpan, México D.F., Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 272 p.
- SEMARNAT. 2005. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*. Compendio de Estadísticas. México, D.F., Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 375 p.

- SEMARNAT. 2013. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*. Compendio de Estadísticas. México, D.F., Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 470 p.
- Senent, J. 2012. *Predicción de lixiviado en vertederos de residuos sólidos urbanos en ambientes semiáridos. Aplicación del modelo HELP en el vertedero de Fuente Álamo* (Murcia). Tesis doctoral. Universidad de Murcia. España, 253 p.
- Sinnathamby, G., Phillips, D. H., Paksy, A., & Halim, M. 2024. *Landfill cap models under simulated climate change precipitation: assessing long-term infiltration using the HELP model*. *Environmental Earth Sciences*, 83(10), Article 311. <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11604-3>.
- Stahl, K., Moore R.D., Floyer J.A., Asplin, M.G., and McKendry, I.G. 2006. *Comparison of approaches for spatial interpolation of daily air temperature in a large region with complex topography and highly variable station density*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139 (3-4), p. 224-226.
- Tchobanoglous, G., & Kreith, F. 2002. Formation, Composition and Management of Leachate. En G. Tchobanoglous y F. Kreith: *Handbook of Solid Waste Management*. California: McGraw-Hill. pp. 700-723.
- Teegavarapu, R.S.V., and Chandramouli, V. 2005. Improved weighting methods, deterministic and stochastic data-driven models for estimation of missing precipitation records. *Journal of Hydrology*, Vol. 312: pp. 191-206.
- Thorntwaite, C., Mather, J. 1957, Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance: *Publications in Climatology*, 10 (3), 1–104.
- Torres S. 2013. *Simulación de los procesos hidrodinámicos de advección dispersión y reacciones químicas de una pluma de lixiviado*. Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México, 197 p.
- USDA (United States Department of Agriculture). 1985. *National Engineering Handbook*. Section 4, Hydrology. US Government Printing Office, Washinton, DC, 631 p.
- Vargas, M. 2009. *Modelo de balance hídrico para la estimación de los caudales de lixiviados generados en la operación del relleno sanitario del centro industrial del Sur - el Guacal, Heliconia – Antioquia*. Trabajo de Investigación Magister en Ingeniería – Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia, 218 p.
- White, J.K., Robinson, J.P., and Ren, Q. 2003. *A framework to contain a spatially distributed model of the degradation of solid waste in landfills*. *Waste Management & Research*. 2003; 21(4): 330-345. doi:10.1177/0734242X0302100406.
- Wu, J., Zhang R., Yang J. 1996. *Analysis of rainfall – recharge relationships*. *Journal of Hydrology*. Vol. 177(1-2), pp. 143-160.

ANEXO

Cálculos

Valores mensuales de escurrimiento, evapotranspiración real y percolación, obtenidos con el modelo HELP 3, del año hidrológico 1998-1999.

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	120	22	0	0	0	1	26	57	164	153	202	116	861
Escurrecimiento mm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Evapotranspiración mm	16	0	0	13	2	1	39	57	78	244	105	33	525
Percolación mm	41	5	0	0	0	2	15	27	79	50	81	36	336
Vertedero con cobertura limosa													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	120	22	0	0	0	1	26	57	164	153	202	116	861
Escurrecimiento mm	0	0	0	0	0	0	0	0	9	8	15	2	34
Evapotranspiración mm	42	26	0	0	0	0	28	21	152	126	90	75	560
Percolación mm	46	3	0	0	0	2	10	16	57	65	35	33	267
Vertedero membrana													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	120	22	0	0	0	1	26	57	164	153	202	116	861
Escurrecimiento mm	36	1	0	0	0	0	4	32	56	43	63	23	258
Evapotranspiración mm	32	5	0	0	0	0	25	42	136	123	168	63	594
Percolación mm	16	5	0	0	0	1	5	-14	20	-2	-13	-9	9

Valores mensuales de escurrimiento, evapotranspiración real y percolación, obtenidos con el modelo HELP 3, del año hidrológico 2002-2003.

Statu Quo													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	67	31	0	3	0	0	75	45	253	184	250	150	1058
Escurrecimiento mm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Evapotranspiración mm	63	25	0	0	0	0	24	42	169	128	102	96	649
Percolación mm	4	6	0	0	0	0	46	5	85	59	146	49	400
Vertedero con cobertura limosa													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	67	31	0	3	0	0	76	44	253	184	250	150	1058
Escurrecimiento mm	0	0	0	0	0	0	0	0	10	9	17	4	40
Evapotranspiración mm	62	29	0	0	0	0	38	33	175	139	101	87	664
Percolación mm	5	2	0	0	-9	0	36	13	71	41	131	55	345
Vertedero membrana													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	67	31	0	3	0	0	76	44	253	184	250	150	1058
Escurrecimiento mm	35	15	0	0	0	0	24	34	59	62	95	39	363
Evapotranspiración mm	45	19	0	0	0	0	26	31	98	114	154	85	572
Percolación mm	0	0	0	0	0	0	27	0	0	10	0	25	62

Valores mensuales de escurrimiento, evapotranspiración real y percolación, obtenidos con el modelo HELP 3, del año hidrológico 2004-2005.

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	18	8	0	18	17	3	49	61	88	253	152	73	740
Escurrecimiento mm	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	2	0.4	7.4
Evapotranspiración mm	16	0	0	15	2	1	39	57	80	244	127	63	644
Percolación mm	4	7	0	6	15	2	9	4	13	9	16	4	89
Vertedero con cobertura limosa													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	18	8	0	18	17	3	49	61	88	253	152	73	740
Escurrecimiento mm	0	0	0	0	0	0	0	0	2	18	5	0	25
Evapotranspiración mm	62	27	0	0	0	0	38	42	172	176	112	85	714
Percolación mm	-20	0	0	16	-23	3	10	31	-101	93	11	-14	6
Vertedero membrana													
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
Precipitación mm	18	8	0	18	17	3	49	61	88	253	152	73	740
Escurrecimiento mm	5	0	0	4	4	0	11	34	63	92	96	39	348
Evapotranspiración mm	14	5	0	0	0	0	23	31	96	109	89	25	392
Percolación mm	1	3	0	14	14	3	12	-4	-69	77	-69	-28	-46