



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS

**TRANSPORTE Y DESTINO EN EL SUELO DE CONTAMINANTES
PROVENIENTES DE UN SITIO DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

MARIELENA GONZÁLEZ MIRELES

TUTOR PRINCIPAL

DRA. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ
FACULTAD DE INGENIERÍA – UNAM

COMITÉ TUTORAL

DRA. ANNE MARGRETHE HANSEN HANSEN
INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

DRA. MARÍA NEFTALÍ ROJAS VALENCIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

Ciudad Universitaria, CD. MX., septiembre de 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



A los dos pilares de mi vida

A Carlos mi esposo, por creer en mí, por estar para mí y apoyarme siempre a pesar de las dificultades que hemos pasado; a Yasser mi hijo, por su apoyo y ser la motivación y el motor de mi vida. A ambos por aguantarme en mis peores momentos y ser mi inspiración cada día.

Los amo.



Agradecimientos

A mis padres, por la educación, herramientas, enseñanzas y el amor que me brindaron para lograr ser la persona que soy y culminar con éxito esta etapa. Muchos

A todos mis familiares y amigos que de alguna forma me han apoyado en este proceso, ya sea con sus palabras de aliento o con sus acciones.

A mi tutora, la Dra. Georgina Fernández Villagómez, por todas las enseñanzas académicas y de vida, por su paciencia, aliento y su gran disponibilidad. Por ser una excelente persona.

A mi comité tutorial y al jurado, por sus correcciones, enseñanza y valiosas aportaciones.

A todos los docentes que tuve el placer de conocer en este proceso, por los conocimientos transmitidos y por compartir su valiosa experiencia.

A mis compañeros, por los momentos compartidos en este camino recorrido.

A la UNAM, por permitirme ser parte del Posgrado de Ingeniería y poder crecer académicamente y personalmente. Por el apoyo del programa PAEP para la asistencia al congreso y finalmente a los directivos y administrativos por su labor y por su orientación que es fundamental.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada, que me permitió solventar los gastos durante mis estudios.

A los directivos del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli, por la apertura, disponibilidad y facilidades para que este trabajo pudiera desarrollarse.

A todos, gracias.



ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Justificación	1
1.2. Hipótesis	2
1.3. Objetivos	2
1.3.1. Objetivo general	2
1.3.2. Objetivos específicos	2
1.4. Alcances y limitaciones	3
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1. Disposición de residuos sólidos urbanos en México	4
2.1.1. Problemática ambiental de los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos	7
2.1.2. Sitios de disposición final en la Ciudad de México y área metropolitana	9
2.2. Legislación sobre los residuos sólidos urbanos	12
2.2.1. Legislación internacional	12
2.2.2. Legislación nacional	13
2.3. Fenómenos geológicos y disposición final de residuos sólidos urbano	17
2.3.1. Hundimientos y agrietamientos	19
2.3.2. Inestabilidad de laderas	20
2.3.3. Presencia de fallas y fracturas	21
2.3.4. Sismos	22
2.4. Fenómenos hidrometeorológicos	24
2.4.1. Inundaciones	25
2.5. Lixiviados	27
2.5.1. Problemática ambiental de los lixiviados	27
2.5.2. Factores que afectan la composición de los lixiviados	28
2.5.3. Principales contaminantes en los lixiviados	30
2.6. Toxicidad de plomo	33
2.7. Mecanismos de transporte de contaminantes	34



2.7.1.	Destino de los constituyentes de los lixiviados en la migración subsuperficial	35
2.7.2.	Destino de los lixiviados en la migración para la zona saturada	36
2.7.3.	Procesos hidrodinámicos	38
2.7.4.	Procesos abióticos.....	41
2.7.5.	Procesos bióticos.....	42
2.8.	MODELACIÓN	43
3.	SELECCIÓN DEL SITIO PARA EL CASO DE ESTUDIO	45
3.1.	Descripción del área de estudio	50
3.1.1.	Localización	50
3.1.2.	Aspectos demográficos	51
3.1.3.	Marco Físico	52
3.1.3.1.	Clima.....	52
3.1.3.2.	Geología	54
3.1.3.3.	Fisiografía.....	56
3.1.3.4.	Hidrología	57
3.1.3.5.	Hidrogeología	58
3.1.3.6.	Edafología.....	60
3.1.3.7.	Uso de suelo.....	62
3.1.4.	Descripción de la infraestructura y operación.....	63
4.	METODOLOGÍA.....	74
4.1.	Definición del perfil estratigráfico.....	77
4.2.	Caracterización de lixiviados y agua subterránea.....	78
4.2.1.	Muestreo	79
4.2.2.	Análisis de las muestras.....	81
4.3.	Modelación del transporte reactivo de plomo.....	82
4.3.1.	Parámetros de modelación.....	83
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	89
5.1.	Revisión del estado que guardan los sitios de disposición final en México.....	89
5.2.	Análisis con SIG de agentes perturbadores geológicos e hidrometeorológicos.....	90
5.3.	Selección del sitio de estudio	91



5.4.	Modelo Conceptual.....	92
5.5.	Caracterización de lixiviados y agua subterránea.....	94
5.6.	Modelación del transporte reactivo de plomo.....	99
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	105
6.1.	Conclusiones	105
6.2.	Recomendaciones.....	108
7.	REFERENCIAS.....	109

ANEXOS

- I Memoria fotográfica
- II Memoria de cálculo
- III Difusión de resultados preliminares





ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Municipios del Estado de México que han presentado hundimientos o agrietamientos.....	20
Figura 2.2	Grado de susceptibilidad por deslizamientos en el Estado de México.....	21
Figura 2.3	Fallas geológicas en el Estado de México	22
Figura 2.4	Regionalización Sísmica de México	23
Figura 2.5	Intensidad sísmica en el Estado de México	24
Figura 2.6	Grado de riesgo por inundaciones por municipio para el Estado de México	26
Figura 2.7	Índice de inundabilidad del Estado de México	26
Figura 2.8	Procesos de influencia en el transporte de contaminantes.....	37
Figura 2.9	Procesos de transporte por advección	38
Figura 2.10	Transporte con advección y difusión	39
Figura 2.11	Dispersión longitudinal por tortuosidad (3a), por amplitud de los canales (3b), dispersión transversal (3c)	40
Figura 3.1	Ubicación del relleno sanitario en el Estado de México.....	50
Figura 3.2	Ubicación del relleno sanitario en el municipio de Cuautitlán Izcalli.....	51
Figura 3.3	Evapotranspiración media mensual y precipitación media mensual en el municipio de Cuautitlán Izcalli.....	54
Figura 3.4	Geología del Sitio de estudio	55
Figura 3.5	Fisiografía en el municipio de Cuautitlán Izcalli.....	56
Figura 3.6	Topografía del municipio de Cuautitlán Izcalli	57
Figura 3.7	Hidrografía del municipio de Cuautitlán Izcalli.....	58
Figura 3.8	Acuífero Cuautitlán Pachuca	60
Figura 3.9	Edafología en el área de Cuautitlán Izcalli.	62
Figura 3.10	Uso de suelo en el municipio de Cuautitlán Izcalli	63
Figura 4.1	Diagrama de la metodología general.....	74
Figura 4.2	Diagrama de la configuración del Modelo Conceptual.....	76
Figura 4.3	Pozos de aprovechamiento de agua en los alrededores del relleno sanitario18.....	79
Figura 4.4	Ubicación de puntos de muestreo de lixiviado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli	80
Figura 4.5	Ubicación de puntos de muestreo de agua.	81
Figura 4.6	Hoja de entrada del código de modelación en PHREEQC.....	88



Figura 5.1	Línea de sección litológica AA' en el relleno sanitario	92
Figura 5.2	Modelo conceptual del sitio.....	93
Figura 5.3	Columna estratigráfica	94
Figura 5.4	Concentraciones de plomo en lixiviados y agua subterránea. Muestras de lixiviados (marcas amarillas), muestra de agua (marca azul), intervalo de concentraciones típicas de plomo en lixiviados de vertederos de acuerdo con Christensen et al. (2001) (línea roja)	97
Figura 5.5	Pozos de monitoreo de agua subterránea	99
Figura 5.6	Gráfica del transporte de Pb en lixiviado a los 36 años	102
Figura 5.7	Gráfica del transporte de Pb en lixiviado	102
Figura 5.8	Gráfica del transporte de Cl ⁻ en lixiviado a los 36 años	103



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Categoría de los sitios de disposición final	5
Tabla 2.2	Principal impacto ambiental de la gestión de residuos sólidos urbanos en sitios de disposición final	9
Tabla 2.3	Normas Oficiales Mexicanas en materia de residuos.	15
Tabla 2.4	Normas Técnicas Mexicanas en materia de residuos.	16
Tabla 2.5	Límites máximos permisibles para los constituyentes tóxicos en el extracto PECT. NOM-052-SEMARNAT-2005.....	28
Tabla 2.6	Composición de lixiviados en vertederos (valores en mg/L si no se indica lo contrario).....	31
Tabla 2.7	Clasificación de los lixiviados de relleno sanitario según los cambios de composición.....	32
Tabla 2.8	Códigos de modelación de transporte de contaminantes en suelo y agua subterránea.....	44
Tabla 3.1	Concentraciones de metales pesados en agua subterránea derivados de lixiviados de rellenos sanitarios.....	47
Tabla 3.2	Población del municipio de Cuautitlán Izcalli por localidad	52
Tabla 3.3	Precipitación media mensual en el periodo de 2008 al 2017	53
Tabla 3.4	Evapotranspiración en el municipio de Cuautitlán Izcalli.....	53
Tabla 3.5	Distribución del uso de suelo en Cuautitlán Izcalli.....	63
Tabla 3.6.	Composición del lixiviado para el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli	71
Tabla 3.7.	Producción mensual de lixiviado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli ..	72
Tabla 3.8.	Características físicas en el área del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli	73
Tabla 4.1	Estudios y análisis previos requeridos para la construcción de sitios de disposición final conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003	77
Tabla 5.1	Resultado de las mediciones de campo en lixiviados y agua de pozo de extracción.....	95
Tabla 5.2	Concentraciones de plomo en lixiviados y agua de pozo de extracción.....	95
Tabla 5.3	Concentraciones de plomo en agua subterránea de la red de monitoreo de la CONAGUA.....	98
Tabla 5.4	Concentraciones de plomo disuelto y sorbido al final de la columna.....	100
Tabla 5.5	Concentraciones de plomo sorbido al final de la columna.	100



LISTADO DE ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

ANRI	Atlas Nacional de Riesgo por Inundación
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades)
CE	Conductividad eléctrica
CENAPRED	Centro Nacional de Prevención de Desastres
CNGMD	Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CONAPO	Comisión Nacional de Población
COT	Carbono Orgánico Total
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
Desv. Est.	Desviación Estándar
DOF	Diario Oficial de la Federación
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental)
Gob.	Gobierno
IARC	International Agency for Research on Cancer (Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer)
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
LC	Límite de Cuantificación
LGCC	Ley General del Cambio Climático
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
LGPGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
LMP	Límite Máximo Permissible
Max.	Máximo
Min.	Mínimo
NMX	Norma Mexicana
NOM	Norma Oficial Mexicana
OD	Oxígeno disuelto



OMS	Organización Mundial de la Salud
OPS	Organización Panamericana de la Salud
Pb	Plomo
PAH	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
PCB	Polychlorinated Biphenyls (Bifenilos policlorados)
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
SEDATU	Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano
SEDEMA	Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SEV	Sondeos eléctrico vertical
SGM	Servicio Geológico Mexicano
SIG	Sistemas de Información Geográfica
SISCO	Sistema Informático de Sitios Contaminados
SST	Sólidos suspendidos totales
T	Temperatura
USGS	United States Geological Survey (Servicio Geológico de Estados Unidos)



RESUMEN

El objetivo del presente trabajo de investigación es el de predecir el transporte y destino del plomo, a través del subsuelo, proveniente de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos, mediante el análisis y modelación de escenarios que impliquen un riesgo potencial la salud de la población y la integridad del ecosistema.

Para este estudio, se consideró un escenario hipotético en donde ocurre una fuga de lixiviado en la laguna de evaporación por una falla en la cubierta impermeable y existe una filtración de estos al subsuelo; para la modelación se contempló el plomo contenido en los lixiviados como contaminante de interés. De este modo se realizó la modelación del transporte reactivo del plomo a través del subsuelo en un relleno sanitario ubicado en el Estado de México, mediante el código geoquímico PHREEQC. Inicialmente se determinó un modelo conceptual de las condiciones del sitio y se realizaron muestreos y análisis de lixiviados para conocer algunas de sus características fisicoquímicas y determinar el contenido de plomo; con ello se obtuvo que hay presencia de plomo en todas las muestras de lixiviado, con concentraciones en un intervalo de 0.559 mg/L a 0.894 mg/L, que representan concentraciones bajas de plomo, respecto a otras reportadas para vertederos y se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles para plomo respecto a los constituyentes tóxicos, especificados en la NOM-052-SEMARNAT-2005.

Para la modelación, se consideraron los mecanismos de transporte por advección y dispersión hidrodinámica, así como la adsorción e intercambio iónico, por lo que se establecieron dos superficies, una de arcilla montmorillonita y otra de óxido férrico hidratado. La solución inicial de lixiviado se definió con la concentración más alta de plomo encontrada. De este modo, se modeló el transporte reactivo de plomo en 60 m de suelo constituido por materiales vulcano-sedimentarios, específicamente tobas areno limosas de baja permeabilidad.

Los resultados obtenidos de la modelación indicaron que todo el plomo contenido en el lixiviado infiltrado en el subsuelo del relleno sanitario quedará retenido en el medio, en la superficie de óxido férrico hidratado hasta una profundidad de 1.5 m y no alcanzará a llegar disuelto hasta una profundidad de 60 m por lo que el plomo no impactará el agua subterránea.



ABSTRACT

The objective of this research work is to predict the transport and destination of lead, through the subsoil, coming from a final disposal site for urban solid waste, through the analysis and modeling of scenarios that imply a potential risk to the health of population and ecosystem integrity.

For this study, a hypothetical scenario was considered in which a leachate leak occurs in the evaporation pond due to a failure in the impermeable cover and there is a filtration of these into the subsoil; for the modeling, the lead contained in the leachate was considered as a contaminant of interest. In this way, the reactive transport of lead was modeled through the subsoil in a sanitary landfill located in the State of Mexico, using the geochemical code PHREEQC. Initially, a conceptual model of the conditions of the site was determined and sampling and analysis of leachates were carried out to know some of their physicochemical characteristics and determine the lead content; with this it was obtained that there is lead presence in all the leachate samples, with concentrations in a range of 0.559 mg/L to 0.894 mg/L, which represent low concentrations of lead, compared to others reported for landfills, and are below of the maximum permissible limits for lead with respect to toxic constituents, specified in NOM-052-SEMARNAT-2005.

For the modeling, the transport mechanisms by advection and hydrodynamic dispersion, as well as the adsorption and ionic exchange were considered, for which two surfaces were established, one of montmorillonite clay and the other of hydrated ferric oxide. The initial leachate solution was defined with the highest concentration of lead found. In this way, the reactive transport of lead was modeled in 60 m of soil made up of vulcano-sedimentary materials, specifically silty sandy tuffs of low permeability.

The results obtained from the modeling indicated that all the lead contained in the leachate infiltrated in the subsoil of the sanitary landfill, will be retained in the medium, on the surface of hydrated ferric oxide up to a depth of 1.5 m and will not reach dissolved to a depth of 60 m so lead will not impact groundwater.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. JUSTIFICACIÓN

En México, la disposición final de residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios, tiraderos controlados o tiraderos a cielo abierto es la práctica más común en la última etapa de manejo de residuos y se ha convertido en un problema ambiental debido a que muchos de estos sitios no cuentan con la infraestructura necesaria de protección al ambiente o existen deficiencias en esta (SEMARNAT, 2020), lo que ha ocasionado en muchos casos la contaminación del suelo, el agua, la atmósfera e incluso daños en la salud pública (Giusti, 2009).

Uno de los subproductos más agresivos para el ambiente que se generan en estos sitios son los lixiviados (Rojas *et al.* 2021); dentro de los contaminantes que se pueden encontrar en estos están los metales pesados, que resultan ser de interés porque son tóxicos y además no se degradan con el tiempo (Ya, 2018).

Uno de los metales pesados más frecuentemente encontrados en los lixiviados es el plomo (Ghayaza *et al.*, 2011), existen diversos estudios en México y en otras partes del mundo como el de Abriga *et al.* (2020), De León-Gómez *et al.* (2015), Fernández *et al.* (2013), Stefania *et al.* (2018) y Nyirenda y Mwamba (2022), en donde se ha encontrado presencia de metales pesados en agua subterránea, provenientes de un relleno sanitario, como resultado de la infiltración de los lixiviados a través del subsuelo. En dichos estudios se pone en evidencia la presencia de plomo en agua subterránea como contaminante predominante y en concentraciones superiores a los límites permisibles para calidad de agua potable indicados por la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Por todo lo anterior, es relevante la evaluación de contaminantes de interés provenientes de sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos, como el plomo, su interacción con el subsuelo y los procesos de transporte, con la finalidad de definir su alcance por medio de la aplicación de modelos numéricos de simulación de transporte de contaminantes, a fin de emitir recomendaciones

pertinentes enfocadas en la prevención y control de contaminación y en la protección de la población civil aledaña a dichos sitios. Además, contribuye con la evaluación de los posibles riesgos asociados a los sitios de disposición final y puede ser una herramienta muy útil para los tomadores de decisiones.

1.2. HIPÓTESIS

El plomo presente en los lixiviados provenientes del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli puede transportarse a través del subsuelo y llegar a contaminar el agua subterránea suponiendo una ruptura en la geomembrana de la laguna de evaporación de lixiviados.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1. *Objetivo general*

Predecir el transporte y destino en el subsuelo de plomo provenientes de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos, mediante el análisis y modelación de escenarios en donde se vea comprometida la salud de la población y el ecosistema.

1.3.2. *Objetivos específicos*

- Investigar el estado que guarda la disposición final de residuos sólidos urbanos en México, considerando información obtenida de fuentes oficiales y la legislación nacional e internacional, para el apoyo a los tomadores de decisiones.
- Seleccionar un sitio para su diagnóstico, con base en la presencia de escenarios desfavorables que indiquen un posible daño ambiental y su evaluación como caso de estudio.
- Determinar el contenido de plomo en los lixiviados generados en el sitio de disposición final y en el agua subterránea de la zona de estudio, para su utilización en la simulación.



- Modelar el transporte y destino del contaminante en el sitio seleccionado, mediante la aplicación de un código matemático que simula el transporte reactivo.

1.4. ALCANCES Y LIMITACIONES

Inicialmente, como actividad que contribuye en la selección del sitio de disposición final de residuos sólidos como caso de estudio, se incluye un análisis espacial con SIG para la ubicación de zonas de riesgo y/o vulnerabilidad por agentes perturbadores geológicos e hidrometeorológicos. De esta manera el estudio se centra en un relleno sanitario localizado en el Estado de México ubicado en una zona de alto riesgo para inundaciones. La información técnica y operativa referente al sitio seleccionado es proporcionada por la gerencia técnica del establecimiento.

Como parte fundamental de la investigación, se define un modelo conceptual del sitio de estudio a partir de estudios geológicos, geofísicos y geotécnicos previamente realizados, mismos que se proporcionan por la empresa que opera el relleno sanitario. Además, se considera información bibliográfica concerniente al medio físico.

Asimismo, se realizan trabajos de campo enfocados en la medición de parámetros como: temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales y oxígeno disuelto en lixiviados y agua subterránea y se obtienen muestras de lixiviado y agua subterránea para su análisis en laboratorio para la determinación de plomo.

Cabe mencionar que, solo se considera una muestra de agua subterránea aguas arriba de la localización del relleno sanitario, debido a que no existen pozos de extracción ni de monitoreo cercanos al relleno sanitario aguas abajo.

Finalmente, el software de uso libre utilizado para la modelación del transporte reactivo de plomo y la definición de su alcance en la zona no saturada es PHREEQC versión 3.7.3.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MÉXICO.

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) define a los residuos como el material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, susceptible de ser valorizado que requiere sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a las disposiciones de la misma Ley. Particularmente los residuos sólidos urbanos, son los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales utilizados en las actividades domésticas, de los productos de consumo y de sus envases, embalajes o empaques; así como los residuos con características domiciliarias generados de otras actividades (LGPGIR, 2003).

La disposición final de residuos sólidos urbanos es una de las etapas finales del manejo integral de estos, que implica su confinamiento permanente en sitios específicos; en México, esta actividad está regida por lo establecido en la NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Entendiéndose como disposición final el confinamiento permanente de los residuos en instalaciones y sitios que prevengan su liberación al ambiente y las afectaciones a la salud y a los ecosistemas (SEMARNAT, 2004).

Esta norma clasifica a los sitios de disposición final en tres diferentes tipos: rellenos sanitarios, sitios controlados y sitios no controlados, cuyas características son las siguientes.

Relleno sanitario: Obra de infraestructura que involucra métodos y obras de ingeniería para la disposición final de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, con el fin de controlar, a través de la compactación e infraestructura adicionales, los impactos ambientales.

Sitio controlado: Sitio inadecuado de disposición final que cumple con las especificaciones de un relleno sanitario en lo que se refiere a obras de infraestructura y operación, pero no cumple con las especificaciones de impermeabilización.

Sitio no controlado: Sitio inadecuado de disposición final que no cumple con los requisitos establecidos en la NOM-083-SEMARNAT-2003 y que generalmente es conocido como tiradero a cielo abierto.

Asimismo, esta norma, clasifica a los sitios de disposición final en función las toneladas de residuos sólidos urbanos y de manejo especial que ingresan por día, de acuerdo la siguiente de la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Categoría de los sitios de disposición final (SEMARNAT, 2004).

Tipo	Residuos recibidos (ton/día)
A	Mayor a 100
B	50 hasta 100
C	10 y menor a 50
D	Menor a 10

En México cada dos años se realiza el Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales (CNGMD) elaborado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), instrumento de gran importancia para el conocimiento de la gestión integral de residuos, debido a que posee un módulo específico de esta materia. Datos de este censo para el año 2017, indican que la generación per cápita calculada de residuos sólidos urbanos es de 0.944 kg/hab/día y la generación total de residuos es de 120,128 t/día. Respecto a la clasificación de los residuos generados, el 31.56% corresponde a residuos susceptibles de aprovechamiento, el 46.42% a residuos orgánicos y el 22.03% a “otros residuos”.

De acuerdo con el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2017-2018, el 79% del total de los residuos generados, es enviado a disposición final, realizándose la mayor disposición de residuos en rellenos sanitarios y sitios controlados y en menor proporción en tiraderos a cielo abierto



(Gobierno de México, 2020). El Informe de evaluación regional de manejo de residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe 2010, determinó que las formas de disposición de residuos en México se dan de la siguiente manera: 65.6% se dispone en rellenos sanitarios, 12.1% en sitios controlados, 12.4% en tiraderos a cielo abierto, 5.9% quema a cielo abierto y un 4% otras formas como disposición en cuerpos de agua, etc. (Tello *et al.*, 2010).

El Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos 2020, indica que de las 120,128 t/día de residuos sólidos urbanos generados, ingresan a los sitios de disposición final un total de 86,352.7 t/día, lo que equivale al 72% de la generación total. Por otro lado, el 41.21% del total de los residuos generados diariamente (34,726 t/día) se depositan en 82 sitios de disposición final que cumplen con la infraestructura y operación básica necesaria (báscula, captura de lixiviados, captura de biogás, geomembrana y cerca) y el 4.28% (3,695 t/día), se deposita en 685 sitios que no cumplen con ninguna de las características básicas de infraestructura u operación (SEMARNAT, 2020).

Dentro de la gestión de residuos, la disposición final es la última etapa del manejo de estos, en la que se realiza su confinamiento permanente; de acuerdo con los datos disponibles¹ para el año 2017, en México existen 2,203 sitios de disposición final ubicados en 1,722 municipios en todas las entidades federativas excepto la Ciudad de México, en los cuales ingresaron un promedio de 86,352.7 t/día de residuos (SEMARNAT, 2020).

La información del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales en el censo de 2017, realizó un análisis de la infraestructura y procesos con los que cuentan los sitios de disposición final, sin que se refiera a la clasificación convencional que clasifica a estos sitios como “rellenos sanitarios”, “sitios controlados”, o “sitios no controlados”, en su lugar se emplea información estadística sobre las características de cada sitio, considerando aspectos como

¹ Datos del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales (CNGMD) 2017, INEGI y los del Inventario de Residuos CDMX 2017.

equipamiento, procesos para los residuos, monitoreos y controles. De este análisis de información se destaca, que solo el 16.3% de los sitios cuenta con infraestructura para la captación de lixiviados y 25% con tratamiento de estos; únicamente el 14.8% de los sitios cuenta con geomembrana para el aislamiento de los residuos, el 9.67% cuenta con infraestructura para la captura de biogás y solo el 18.93% tiene control de los residuos que ingresan. En el 43.35% de los sitios se compactan los residuos y se cubren con materiales térreos y solamente en el 11.80% se realizan actividades de monitoreo relacionadas con la higiene y la seguridad. De manera concluyente los datos indican que casi el 50% de los sitios no cuentan con infraestructura básica para la protección al ambiente, entendiéndose como infraestructura básica la presencia de báscula, infraestructura para la captación de lixiviados, captación de biogás y geomembrana; finalmente en el 40% no se realiza ningún proceso como el de control de admisión de residuos, compactación y cubierta con materiales térreos y monitoreo de aspectos de higiene y seguridad.

Los datos estadísticos del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales evidencian que la disposición final de residuos sólidos urbanos es deficiente en el cumplimiento normativo y que incluso sitios que son catalogados y contabilizados como rellenos sanitarios, son deficientes en su infraestructura y equipamiento; pese a esto, muchas veces son contabilizados estadísticamente como si cumplieran en su totalidad las especificaciones requeridas para rellenos sanitarios.

2.1.1. Problemática ambiental de los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos.

Los residuos son generados a partir de las actividades productivas y el consumo de bienes y servicios, estos residuos pueden ser líquidos, como las aguas residuales, sólidos orgánicos o inorgánicos y gaseosos, los cuales pueden tener efectos diversos hacia el ambiente o la población dependiendo de su tasa de generación, composición y en general, de su manejo (SEMARNAT, 2018). Poseen

una alta heterogeneidad contienen compuestos tóxicos y muchas veces tienen características que le confieren peligrosidad, lo que puede representar un riesgo a la salud y un impacto al medio ambiente por su incorrecta disposición (Buenrostro *et al.*, 2008).

La generación de residuos ha ido en aumento considerablemente debido al crecimiento poblacional, el desarrollo industrial y los hábitos de consumo, provocando una incapacidad del sistema para darles un manejo adecuado (Gobierno de México, 2020). Los problemas de salud asociados con el manejo de residuos pueden crear afectaciones directas a través de actividades de recuperación y reciclaje u otras ocupaciones en la industria de manejo de residuos, por exposición a sustancias peligrosas en los residuos o por emisiones de incineradores y sitios de disposición final, fauna nociva, olores y ruido; o indirectamente, por ejemplo, mediante la ingestión de agua, suelo y alimentos contaminados (Giusti, 2009).

La disposición final es la etapa de manejo de residuos más débil, que muchas veces trae como resultado la presencia de vectores de contaminación que afecta la calidad de agua, la calidad del aire e incluso asentamientos de población aledaña a estos sitios. En México, la mayoría de los sitios de disposición de residuos no son rellenos sanitarios, predominan los tiraderos (Bernache, 2012), pero la disposición final se reanaliza principalmente en rellenos sanitarios, en donde muchos de estos no operan de manera eficiente como consecuencia de las deficiencias en el manejo y las regulaciones en materia de disposición de residuos sólidos urbanos (Israde *et al.*, 2005). El Sistema Informático de Sitios Contaminados (SISCO) de SEMARNAT ha catalogado a 277 sitios de disposición final entre tiraderos y rellenos sanitarios, como sitios contaminados (SEMARNAT, 2019).

La Tabla 2.2 muestra un resumen simplificado de las principales emisiones e impactos ambientales conocidos derivados de las actividades de gestión de residuos asociadas con sitios de disposición final.

Tabla 2.2 Principal impacto ambiental de la gestión de residuos sólidos urbanos en sitios de disposición final (modificada de Giusti, 2009).

Actividad	Agua	Aire	Suelo	Paisaje	Clima
Disposición final de residuos	Lixiviados (metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos)	Emisiones de CO ₂ , CH ₄ , olor, ruido, COV's	Metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos	Efecto visual, animales	Emisiones de gases de efecto invernadero

2.1.2. Sitios de disposición final en la Ciudad de México y área metropolitana.

El presente trabajo de investigación se centra en el estudio de un sitio de disposición final ubicado en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), seleccionado por la relativa cercanía y facilidad de acceso para el desarrollo del resto de las actividades que involucran la presente investigación, entre otros factores que se comentarán en apartados subsecuentes; por lo que en este apartado se comentará sobre la situación general de estos sitios y aspectos relevantes de la disposición final.

La Zona Metropolitana del Valle de México está conformada por las 16 Alcaldías (antes Delegaciones) de la Ciudad de México y 60 municipios, de los cuales 59 pertenecen al Estado de México y 1 al Estado de Hidalgo y tiene una superficie de 7,866.1 km² (SEDATU, CONAPO, INEGI, 2018).

Dado que la gestión de los residuos es competencia de los niveles de gobierno municipales y los datos son emitidos por entidad federativa, los datos que se presentan en este apartado se hacen considerando las dos entidades federativas por separado; Ciudad de México y Estado de México; sin embargo, se pueden englobar aspectos sobre la problemática en materia de residuos sólidos y su disposición final.

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México tiene deficiencias en la gestión de residuos en aspectos tanto administrativos como operativos, además de sociales y ambientales; lo que conlleva un sistema ineficiente (Delgado, 2010, citado en Schwanse, 2014). Se caracteriza por ser una urbe de un país en vías de desarrollo que conlleva procesos acelerados e irregulares de urbanización, que ocasiona un aumento en el consumo de recursos y en la generación de residuos y generalmente carecen de una gestión adecuada de los residuos en todas las etapas del manejo, por lo que el manejo, representa uno de los grandes retos para estas zonas en términos técnicos, administrativos, sociales y ambientales (Schwanse, 2014).

En lo que respecta a la Ciudad de México, en la ciudad se generan diariamente 12,355 toneladas de residuos sólidos urbanos. El destino final de los residuos que ingresan a las estaciones de transferencia es el siguiente: el 57.3% es enviado a disposición final, el 16.1% es enviado a plantas de composta, del 19.0% es enviado a selección para realizar reciclaje y el 7.6%, que son residuos de aprovechamiento limitado, es enviado a compactación (SEDEMA, 2022).

En los años 80, en la Ciudad de México y área metropolitana existían tiraderos a cielo abierto como: Santa Cruz Meyehualco, Santa Fe, San Lorenzo Tezonco, Tlalpan, Milpa Alta, Cerro de la Estrella, Tarango, San Mateo Nopala, Vaso de Texcoco y Santa Catarina. En esta misma época varios tiraderos fueron clausurados por las afectaciones a la salud de la población y se convirtieron en áreas verdes y parques, como el ex tiradero de Santa Cruz Meyehualco en Iztapalapa que se transformó en el Parque Popular Cuitláhuac, el ex tiradero de Santa Fe, hoy en día la Alameda Poniente (Schwanse, 2014) y el ex tiradero Neza I, que se convirtió en Ciudad Jardín Bicentenario.

El primer tiradero en clausurarse fue el de Santa Cruz Meyehualco, luego en 1985 se clausuró el tiradero de San Lorenzo Tezonco, le siguieron los tiraderos de Tlalpan, Tláhuac, Milpa Alta y el del Vaso de Texcoco; para 1987 cerró el ciclo el de Santa Fe. (Miranda, 2011). El tiradero a cielo abierto de Santa Catarina, al

oriente de la Ciudad de México fue clausurado en 1988 y se convirtió en relleno sanitario; en 1985 se clausuraron las primeras etapas de crecimiento numeradas como: II, III, IV y V (Rojas, 2012). En el año 2001 se clausuró definitivamente.

El último sitio de disposición final que estuvo en operación en la Ciudad de México fue el Bordo Poniente, localizado al oriente de la Ciudad de México en la zona del Lago de Texcoco. Comenzó a operar en 1985 recibiendo más de mil toneladas de residuos por día (Torres, 2005). A lo largo de su operación existieron cuatro etapas: I, II, III y IV; siendo la última en operar la etapa IV y clausurada en 2011.

Actualmente en la Ciudad de México todos los sitios de disposición final se encuentran clausurados, por lo que no pueden recibir más residuos para su confinamiento, los residuos son enviados a sitios de disposición final ubicados en el Estado de México y en Morelos (SEDEMA, 2020). De acuerdo con datos del Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México de 2022, en ese año se enviaron diariamente 6, 636 toneladas de residuos a cinco diferentes sitios de disposición final. Los porcentajes recibidos en cada sitio para ese año fueron los siguientes: Cañada, ubicado en Ixtapaluca (29.8%), Milagro en Ixtapaluca (29.7%), Bicentenario en Cuautitlán (24.1%), Naucalpan (10.5%), todos ellos ubicados en el Estado de México y Perseverancia, Cuautla, Morelos (5.9%).

Por otro lado, el Estado de México es una de las entidades que generan más residuos sólidos urbanos debido a su alta actividad industrial y a su gran población, con una generación de 16,739 ton/día (SEMARNAT, 2020); asimismo, es una de las entidades con mayor número de rellenos sanitarios (SEMARNAT, 2018). Se estima que 69% de los residuos sólidos urbanos generados son dispuestos en rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto (Díaz *et al.*, 2018).

El Estado de México cuenta con un total de 125 municipios, dentro de los cuales, se encuentran distribuidos 89 sitios de disposición final, de los cuales 28 corresponde con rellenos sanitarios y 61 corresponden con sitios controlados y tiraderos a cielo abierto; cabe aclarar que, en algunos casos, estos sitios reciben los residuos sólidos urbanos de otros municipios que no pertenecen a la entidad

federativa (INEGI, 2014). En los sitios de disposición final, esta entidad recibe 10,946 toneladas diarias (SEMARNAT, 2020).

2.2. LEGISLACIÓN SOBRE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.

2.2.1. *Legislación internacional*

Las regulaciones ambientales internacionales que involucran algún aspecto relacionado directa o indirectamente con los residuos en el país se encuentran alineadas a los siguientes convenios y protocolos, entre los que destacan:

- Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación, publicado en el Diario Oficial de la Federación en el año 1990. Tiene como objetivo entre otras, cosas regular el movimiento transfronterizo de desechos (SEMARNAT, 2015).
- Protocolo de Montreal relativo a las sustancias agotadoras de la capa de ozono, publicado en el Diario Oficial de la Federación en el año 1988, se enfoca en la protección de la salud y el ambiente contra los efectos derivados de actividades humanas que modifiquen la capa de ozono (Protocolo de Montreal, 1987).
- Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos Persistentes publicado en el Diario Oficial de la Federación en 2004. El objetivo de este convenio es proteger la salud humana y el medio ambiente frente a los contaminantes orgánicos persistentes. En su Artículo 6, se indican las medidas de reducción o eliminación de las liberaciones derivadas de existencias y desechos (Convenio de Estocolmo, 2001).
- Convenio entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América sobre cooperación para la protección y mejoramiento del medio ambiente en la zona fronteriza (Convenio de La Paz). Sus objetivos son: establecer las bases para la cooperación entre las Partes en la protección, mejoramiento y conservación del medio ambiente y los problemas que lo afectan, así como acordar las medidas necesarias para prevenir y controlar



la contaminación en la zona fronteriza y proveer el marco para el desarrollo de un sistema de notificación para situaciones de emergencia. Este convenio, en su Anexo III, regula los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y sustancias peligrosas (Convenio de La Paz, 1983).

2.2.2. *Legislación nacional*

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos

La Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en su artículo 4 establece que, toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar y garantiza el respeto a este derecho. Asimismo, menciona que el daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque en términos de lo dispuesto por la ley. En el Artículo 115, Fracción III, se establece que los servicios de limpia, recolección, traslado, tratamiento y disposición final de residuos estarán a cargo de los municipios.

Leyes Federales

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), publicada en el Diario Oficial de la Federación en el año 1988. En su Artículo 7, Fracción VI, establece que la regulación de los sistemas de recolección, transporte, almacenamiento, manejo, tratamiento y disposición final de los residuos sólidos e industriales que no se consideren como peligrosos corresponde a los Estados y de acuerdo con el Artículo 8 Fracción IV, corresponde a los Municipios la aplicación de las disposiciones jurídicas relativas a la prevención y control de los efectos sobre el ambiente ocasionados en cada una de las etapas de manejo de residuos sólidos e industriales que no estén considerados como peligrosos.

Asimismo, esta ley en sus artículos 134, Fracción II, indica que deben ser controlados los residuos en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos. La Fracción III, especifica que es necesario prevenir y reducir la generación de residuos sólidos, municipales e industriales; incorporar



técnicas y procedimientos para su reúso y reciclaje, así como regular su manejo y disposición final eficiente.

Finalmente, el Artículo 136 de la LGEEPA, indica que los residuos que se acumulen y se depositen o infiltren en los suelos deberán tener las condiciones específicas para prevenir o evitar contaminación de suelo y alteraciones nocivas.

Por otro lado, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos (LGPGIR), publicada en el Diario Oficial de la Federación en el año 2003, garantiza el derecho al medio ambiente sano y propicia el desarrollo sustentable a través de la prevención de la generación, la valorización y la gestión integral de los diferentes residuos. Asimismo, su objetivo se enfoca en la prevención de la contaminación de sitios con residuos y en su caso la remediación de estos.

Finalmente, la Ley General del Cambio Climático (LGCC), publicada en el Diario Oficial de la Federación en el año 2012, establece en su Artículo 34, fracción IV, la reducción de emisiones del sector residuos, para lo cual se deberán realizar acciones y promover el desarrollo e instalación de infraestructura para minimizar y valorizar los residuos, así como para reducir y evitar las emisiones de metano provenientes de los residuos sólidos urbanos.

Normas Oficiales Mexicanas

Existen diversas normas oficiales en materia de residuos; en lo que respecta a residuos sólidos urbanos y su disposición, únicamente existe una norma, la NOM-083-SEMARNAT-2003. En la tabla siguiente (Tabla 2.3), se presentan las normas oficiales mexicanas vigentes aplicables para los residuos y su campo de aplicación.

Tabla 2.3 Normas Oficiales Mexicanas en materia de residuos.

Norma	Título
NOM-083-SEMARNAT-2003	Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.
NOM-052-SEMARNAT-2005	Establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.
NOM-053-SEMARNAT-1993	Establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
NOM-055-SEMARNAT-2003	Que establece los requisitos que deben reunir los sitios que se destinarán para un confinamiento controlado de residuos peligrosos previamente estabilizados.
NOM-057-SEMARNAT-1993	Que establece los requisitos que deben observarse en el diseño, construcción y operación de celdas de un confinamiento controlado para residuos peligrosos.
NOM-058-SEMARNAT-1993	Que establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos.
NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002	Protección ambiental - Salud ambiental - Residuos peligrosos biológico-infecciosos - Clasificación y especificaciones de manejo.
NOM-098-SEMARNAT-2002	Protección ambiental-Incineración de residuos, especificaciones de operación y límites de emisión de contaminantes.
NOM-145-SEMARNAT-2003	Confinamiento de residuos en cavidades construidas por disolución en domos salinos geológicamente estables.
NOM-161-SEMARNAT-2011	Que establece los criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo.

Existen diversas normas técnicas sobre residuo sólidos urbanos (Tabla 2.4), que establecen métodos que caracterizan los residuos sólidos municipales, determinan su generación, establecen técnicas de tratamiento y contribuyen con aspectos importantes para su manejo.

Tabla 2.4 Normas Técnicas Mexicanas en materia de residuos.

Norma	Título
NMX-AA-015-1985	Establece el método de cuarteo para residuos sólidos municipales y la obtención de especímenes para los análisis en el laboratorio
NMX-AA-022-1985	Establece la selección y el método para la cuantificación de subproductos contenidos en los residuos sólidos municipales;
NMX-AA-019-1985	Establece un método para determinar el peso volumétrico de los residuos sólidos municipales
NMX-AA-61-1968	Especifica un método para determinar la generación de residuos sólidos municipales a partir de un muestro estadístico aleatorio
NMX-AA-180-SCFI-2018	Establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial
NADF-020-AMBT-2011	Establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos y las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida

En lo particular, la disposición final de residuos sólidos urbanos, en lo que respecta a la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias se rige por una única norma, la NOM-083-SEMARNAT-2003, esta norma establece una serie de restricciones del medio físico y de infraestructura cercana para la selección del sitio de disposición, además categoriza los sitios de disposición final con base en el tonelaje de residuos recibidos por día, lo que permite establecer el tipo de estudios y análisis requeridos previos a la selección del sitio, enfocados en conocer las características topográficas, geológicas, hidrogeológicas, hidrológicas y geotécnicas que influirán en la selección del sitio y su diseño. Además, determina las características constructivas y operativas del sitio de disposición final, las obras complementarias con base al tipo de sitio, controles y monitoreos a realizar, así como el procedimiento para la evaluación de la conformidad para la verificación de la operación de estos.



Aunque existe una norma que regula la disposición final de residuos sólidos urbanos, todavía existe la disposición de residuos de manera clandestina, en sitios que no son adecuados para este fin, afectando los ecosistemas y el medio ambiente. Asimismo, existe también una disposición deficiente, lo anterior como consecuencia de la existencia de un esquema débil de regulación.

Se requiere contar con un sistema eficiente que permita establecer los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos adecuadamente, considerando las restricciones especificadas en la normatividad y ejecutando correctamente los estudios requeridos por esta. Es necesario poner particular interés y cuidado en aspectos del tipo geológico para la selección de un sitio de disposición y considerar los agentes perturbadores que puedan causar movimientos de la corteza terrestre y representen un riesgo a la estabilidad del sitio de disposición. Se debe tener claridad en los materiales del subsuelo del sitio, su permeabilidad y la profundidad del nivel de agua subterránea, para evitar ubicar sitios en zonas geológicamente vulnerables, como zonas de acuíferos libres, evitando así filtraciones provenientes de residuos sólidos que puedan afectar el subsuelo y el agua freática. Se debe contar en todo momento con un buen sistema de impermeabilización.

Es necesario contar con una disposición final eficiente, con un control adecuado de emisiones de metano provenientes de los residuos sólidos urbanos y un control eficiente de los lixiviados. Asimismo, es importante el correcto diseño del relleno que permita contar con una estabilidad en los taludes y la construcción de infraestructura requerida en concordancia con la operación.

2.3. FENÓMENOS GEOLÓGICOS Y DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.

De acuerdo con la Ley General de Protección Civil, un fenómeno geológico es un agente perturbador que es causado por las acciones y movimientos de la corteza terrestre. Dentro de estos fenómenos se encuentran los sismos, las erupciones

volcánicas, los tsunamis, los flujos, la inestabilidad de laderas, los derrumbes, los hundimientos, la subsidencia y los agrietamientos (LGPC, 2012).

Como ya se ha mencionado con anterioridad, la NOM-083-SEMARNAT-2003, establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, entre otros aspectos. El numeral 6.1 de esta norma, especifica las restricciones a considerar para la selección de la ubicación de un sitio de disposición final, en la cual destacan aspectos urbanísticos, poblacionales y del medio físico. Dentro de los aspectos geológicos a considerar y la ubicación del sitio, la norma menciona como zonas de restricción aquellas con presencia de cavernas, fracturas o fallas. Respecto otras consideraciones del medio físico destacan zonas restringidas en áreas como marismas, esteros, pantanos, humedales, estuarios, planicies aluviales, fluviales y recargas de acuíferos.

A pesar de la existencia de la normatividad antes descrita, la disposición de residuos en tiraderos a cielo abierto es un problema ambiental que requiere resolverse (Israde *et al.*, 2005). Como ya se ha descrito con anterioridad, los tiraderos a cielo abierto se establecen de manera arbitraria y sin realizar estudios preliminares; usualmente se usan barrancas cauces de cuerpos de agua superficiales, minas abandonadas, pantanos, terrenos baldíos y áreas geológicamente inestables (Rojas *et al.*, 2012). Es importante resaltar también que hay tiraderos a cielo abierto en los cuales se han establecido ciertos controles y rellenos sanitarios que se han abandonado gradualmente y en consecuencia dejan de cumplir con las características de un relleno sanitario (Tello *et al.*, 2010).

Como ya se ha dicho, los sitios de disposición final pueden resultar afectados debido a su localización en lugares susceptibles a fenómenos geológicos o climatológicos (OPS, 2003), es por ello que estos criterios para la selección de un sitio deben ser considerados y evaluados antes de determinar que un sitio es adecuado para tal actividad, garantizando de esta manera que no representen condiciones adversas y desfavorables que impliquen un posible daño al ambiente y a la salud de la población aledaña a estos sitios. Sin embargo, como existen en

México numerosos sitios que se han establecido sin la debida planeación, en parte por la inoperancia de la normatividad, es posible que muchos de estos sitios de disposición representen una condición desfavorable por la probable presencia de algún fenómeno, como los que se describen a continuación.

En los apartados siguientes se presenta una revisión de los agentes perturbadores geológicos e hidrometeorológicos que resultan de particular interés cuando se refiera a los sitios de disposición final; asimismo, se presenta un análisis espacial mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG), representado en mapas temáticos de riesgos asociados, vulnerabilidad e índices para dichos fenómenos y la ubicación de sitio de disposición final de residuos, considerando la distribución existente para el Estado de México, por ser de particular interés para la presente investigación, que se enfoca en un estudio del caso de un sitio localizado en esta entidad.

2.3.1. Hundimientos y agrietamientos

Los hundimientos y agrietamientos son producidos por el encogimiento de los sedimentos no consolidados compresibles (mientras más compresibles sean los sedimentos, mayor será el efecto de hundimiento y el agrietamiento de la superficie del terreno natural). El encogimiento se debe a factores como las características de compresibilidad de los suelos y la intensidad de la extracción de agua. La presencia de estos agentes geológicos impacta de manera directa en la estabilidad de las construcciones e infraestructura en general (CENAPRED, 2014).

La Figura 2.1 muestra los municipios del Estado de México que han presentado hundimientos o agrietamientos, así como la localización de los sitios de disposición final existentes en esta entidad federativa. Se puede observar que existen sitios de disposición final localizados hacia el oriente, norte y poniente del Estado de México que se encuentran en zonas con presencia de hundimiento y agrietamientos. En lo que corresponde al municipio de Cuautitlán Izcalli, éste no se ubica en una zona con presencia de hundimientos.

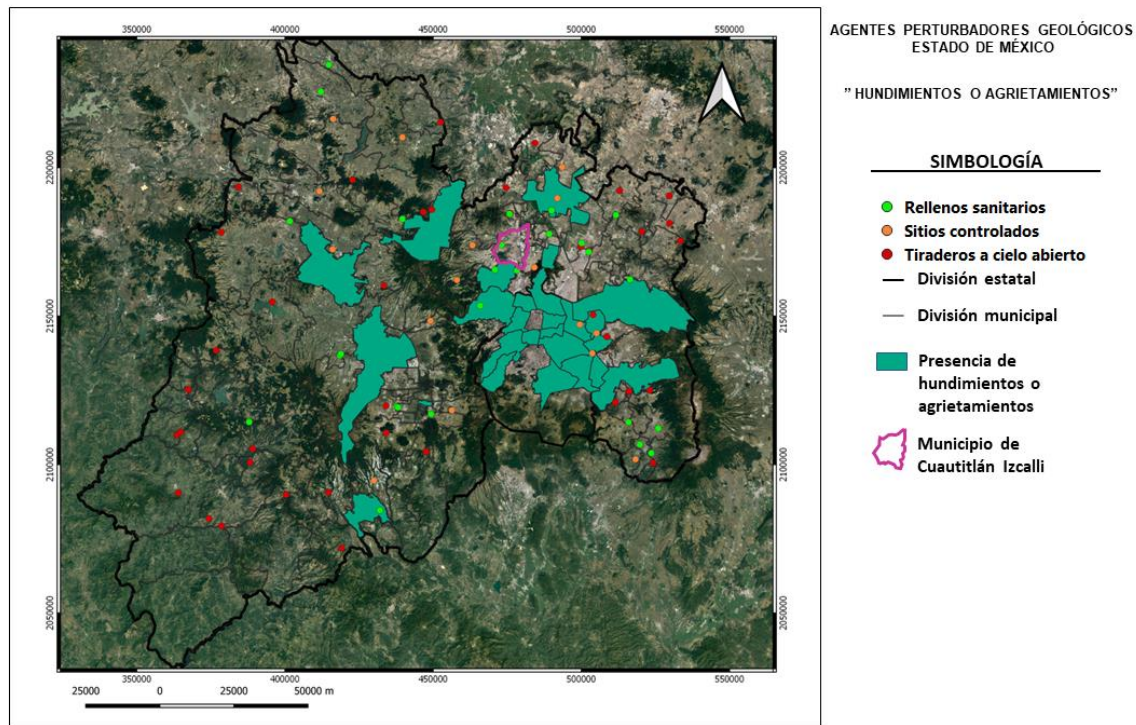


Figura 2.1 Municipios del Estado de México que han presentado hundimientos o agrietamientos. Elaborado con datos vectoriales de CENAPRED (2019)

2.3.2. Inestabilidad de laderas

La inestabilidad de laderas puede ocurrir por fuertes temblores y procesos de erosión, pero uno de los factores de mayor relevancia es el cambio en el contenido de agua de los materiales del subsuelo. Muchos de los taludes naturales se encuentran en condiciones potencialmente inestables, en los cuales se pueden presentar movimientos de materiales o colapsos (CENAPRED, 2014).

La Figura 2.2 muestra el grado de deslizamientos para el Estado de México y la localización de los sitios de disposición final existentes en esta entidad federativa. Se observa que existen predominantemente tiraderos a cielo abierto, en zonas con un grado medio a muy alto de susceptibilidad a deslizamientos, sobre todo al sur poniente del Estado de México. En lo que respecta a la zona del municipio de Cuautitlán Izcalli, se observan zonas con muy bajo grado de susceptibilidad por deslizamientos hacia el norponiente.

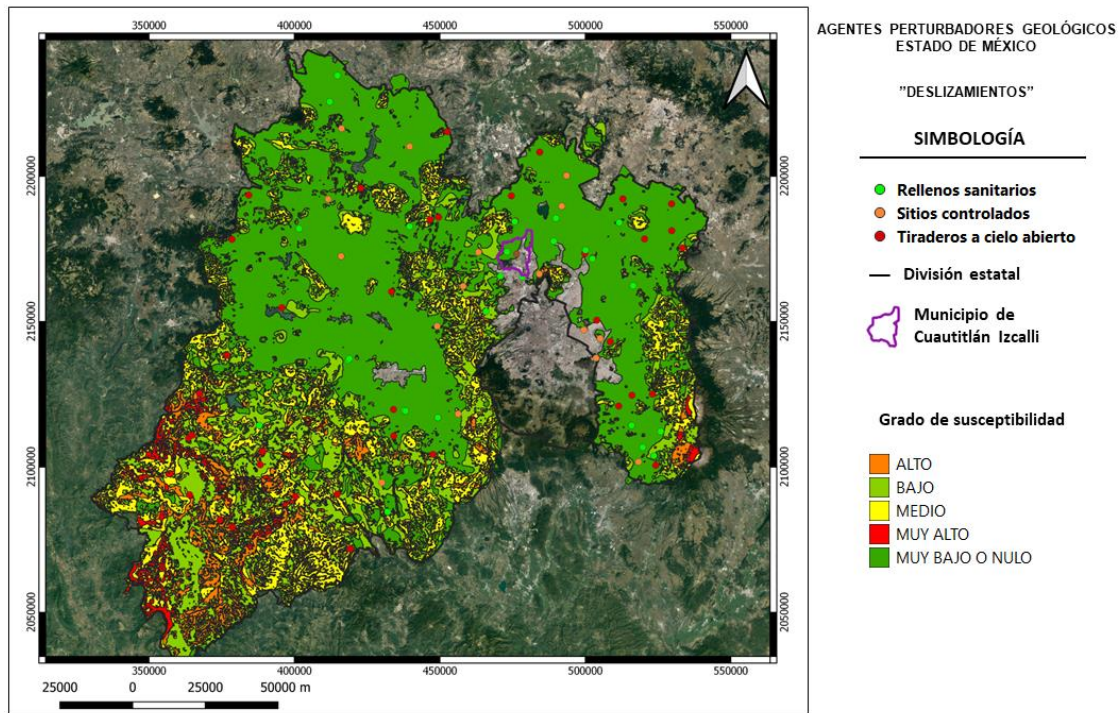


Figura 2.2 Grado de susceptibilidad por deslizamientos en el Estado de México. Elaborado con datos vectoriales de CENAPRED (2019)

2.3.3. Presencia de fallas y fracturas

De acuerdo con Twiss y Moores (1992), una fractura es una discontinuidad en las rocas o suelos y la separación de un cuerpo sólido en dos o más partes bajo la acción de un esfuerzo. Así, las fracturas pueden asociarse a procesos geológicos: fracturas por deformaciones de rocas, por enfriamiento de rocas ígneas y relacionadas con la intrusión de cuerpos salinos; pero también por deslizamientos, terremotos y por subsidencia del terreno. Por otro lado, la falla, se considera un tipo de fractura en la cual se ha producido un desplazamiento apreciable (Almazán, 2017).

En la Figura 2.3 se presenta la distribución de las fallas geológicas en el Estado de México y la localización de los sitios de disposición final para esta entidad. Se observan sitios emplazados en zonas de falla sobre todo hacia el norte de la entidad federativa (círculos amarillos). En lo que se refiere al municipio de Cuautitlán Izcalli, no se observa presencia de fallas geológicas.

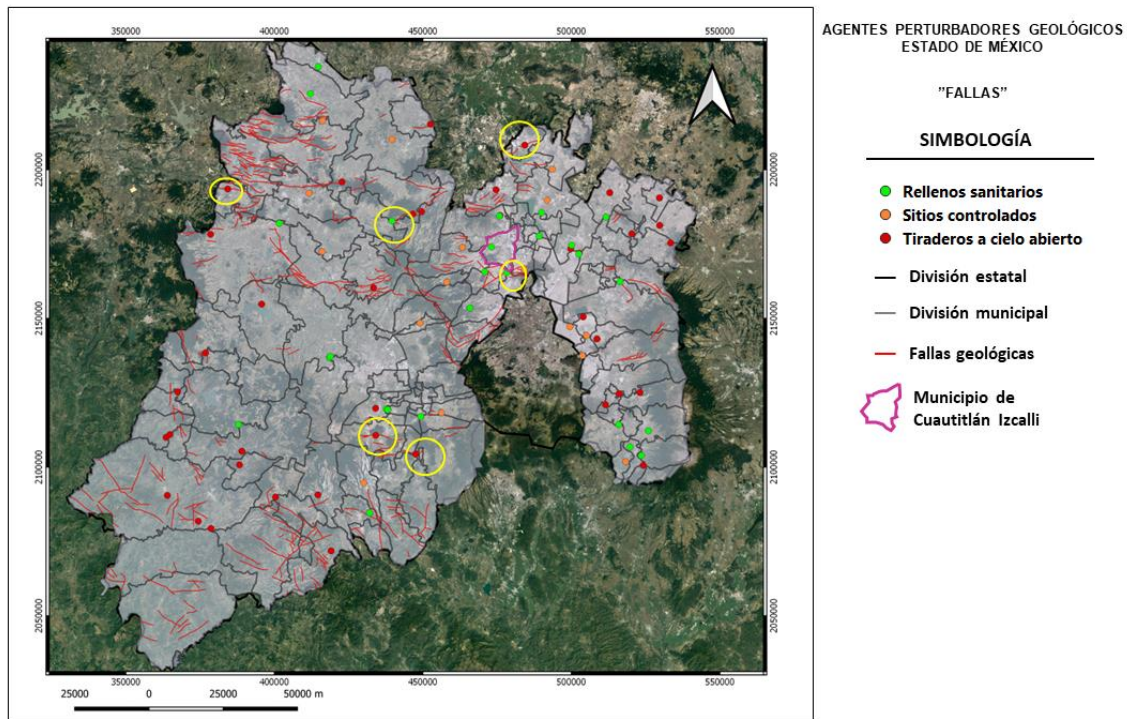


Figura 2.3 Fallas geológicas en el Estado de México. Elaborado con datos vectoriales de CENAPRED (2019)

2.3.4. Sismos

La sismicidad en el territorio nacional tiene lugar debido al movimiento de cuatro placas tectónicas, la de Norteamérica, Cocos, Rivera y del Pacífico. Los sismos más importantes en México son ocasionados por el fenómeno de subducción en el cual las placas de Rivera y Cocos se deslizan por debajo de la placa de Norteamérica en la zona costera desde Jalisco hasta Chiapas. La regionalización sísmica en México se define por cuatro niveles, que son A, B, C y D. La zona A es en la que no se tienen registros históricos de sismos grandes en los últimos 80 años, la zona B y C son zonas intermedias en las que se presenta sismicidad con menor frecuencia y la zona D, es una zona donde han ocurrido con frecuencia grandes temblores y es la zona de mayor sismicidad (CENAPRED, 2014). En lo que respecta al Estado de México, la mayor parte del territorio estatal se encuentra en la zona B y C intermedia (Figura 2.4).

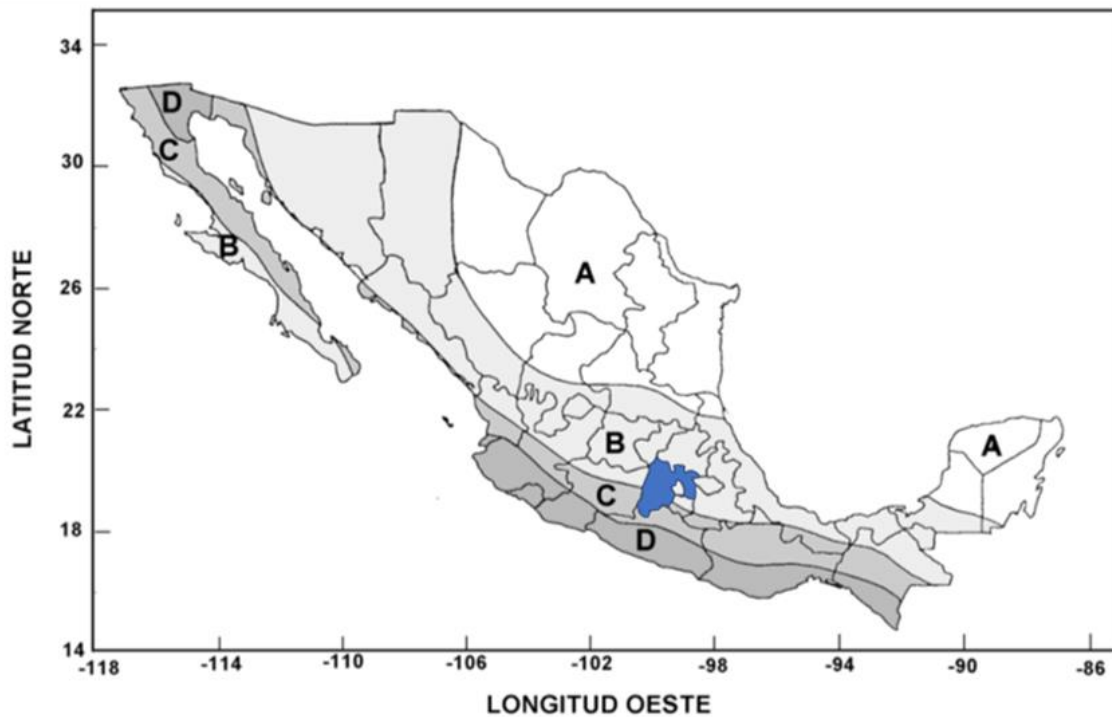


Figura 2.4 Regionalización Sísmica de México. CENAPRED, 2019

La Figura 2.5 muestra la zonificación sísmica del Estado de México, con base en la escala de intensidad de Mercalli y una asociación con la magnitud del sismo, así como la localización de los sitios de disposición final existentes en esta entidad federativa. La figura muestra que los sitios de disposición se encuentran distribuidos desde la zona IV hasta la VII, asociada a una magnitud de 4 a 6 y en menor proporción en la zona IX, asociada a una magnitud de 6 a 7. En lo que respecta al municipio de Cuautitlán Izcalli, este se encuentra en la zona V, asociada a una magnitud de 4 a 5.

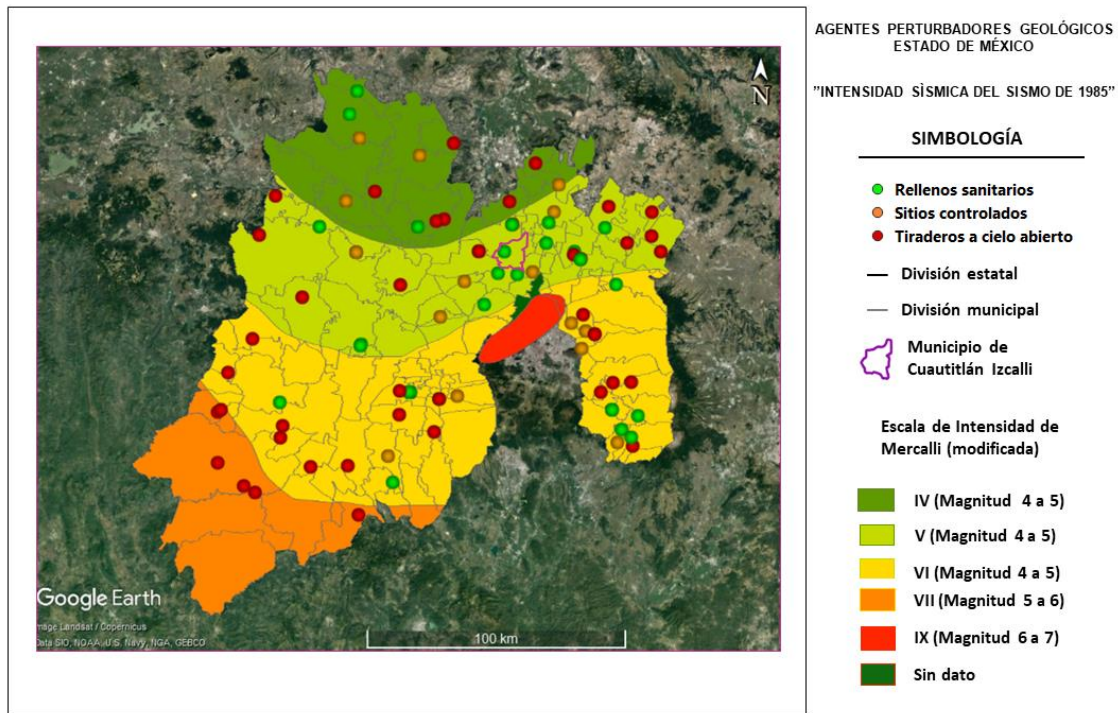


Figura 2.5 Intensidad sísmica en el Estado de México. Elaborado con datos vectoriales de CENAPRED (2019)

2.4. FENÓMENOS HIDROMETEOROLÓGICOS.

De acuerdo con la Ley General de Protección Civil, un fenómeno Hidrometeorológico es un agente perturbador que se genera por la acción de los agentes atmosféricos, tales como: ciclones tropicales, lluvias extremas, inundaciones pluviales, fluviales, costeras y lacustres; tormentas de nieve, granizo, polvo y electricidad; heladas; sequías; ondas cálidas y gélidas y tornados (LGPC, 2012).

Dentro de los agentes de esta clase mencionados en la legislación como factores relevantes en la selección de la ubicación de un sitio de disposición final, resaltan las inundaciones. Cabe mencionar que los fenómenos hidrometeorológicos son un aspecto importante a considerar porque influyen de manera directa en el potencial de formación de lixiviados, es decir, están relacionados con la infiltración del agua, uno de los factores que contribuyen con producción de lixiviado (Rojas *et al.*, 2021).

2.4.1. Inundaciones

Una inundación se forma cuando el agua cubre el terreno durante cierto tiempo. Existen varios factores que pueden ocasionar una inundación, como pueden ser las lluvias, el desbordamiento de los ríos, el ascenso del nivel medio del mar, daños en infraestructura hídrica e incluso por descargas de aguas en los embalses. Existen otros factores asociados al medio físicos que favorecen las inundaciones, como pueden ser, la topografía, la distribución de lluvias, las características de los cuerpos de agua, la pendiente del terreno, el tipo y uso de suelo, entre otros. En México, una de las causas que ocasionan inundaciones son las lluvias intensas por ciclones tropicales (CENAPRED, 2014).

En la Figura 2.6 se presenta el grado de riesgo por inundaciones para el Estado de México y la localización de los sitios de disposición final para esta entidad. La figura muestra sitios de disposición final localizados en áreas catalogadas con un alto riesgo por inundaciones, principalmente en la zona este de la entidad federativa y también para el municipio de Cuautitlán Izcalli.

De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, un sitio de disposición final se debe localizar fuera de zonas de inundación con periodos de retorno de 100 años. De no ser así, se debe garantizar que no existirá obstrucción del flujo en el área de inundación o posibilidad de deslaves o erosión que afecten la estabilidad física de la infraestructura del sitio de disposición final.

Considerando lo anterior, la Figura 2.7, muestra el índice de inundabilidad de la zona centro de México, considerando un periodo de retorno $Tr=100$; en la cual se puede observar que existen diversas zonas considerables de inundación para el Estado de México, sobre todo en la porción oriental. En lo que respecta al municipio de Cuautitlán Izcalli, la mayoría de su territorio presenta zonas inundables.

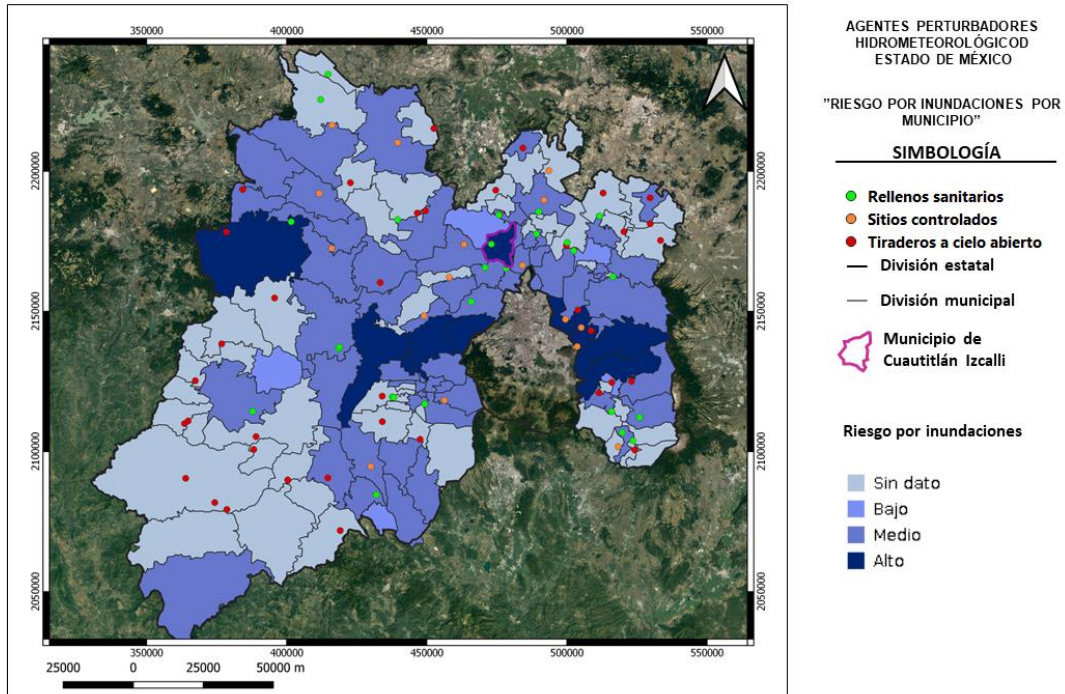


Figura 2.6 Grado de riesgo por inundaciones por municipio para el Estado de México. Elaborado con datos vectoriales de CONABIO (2022)

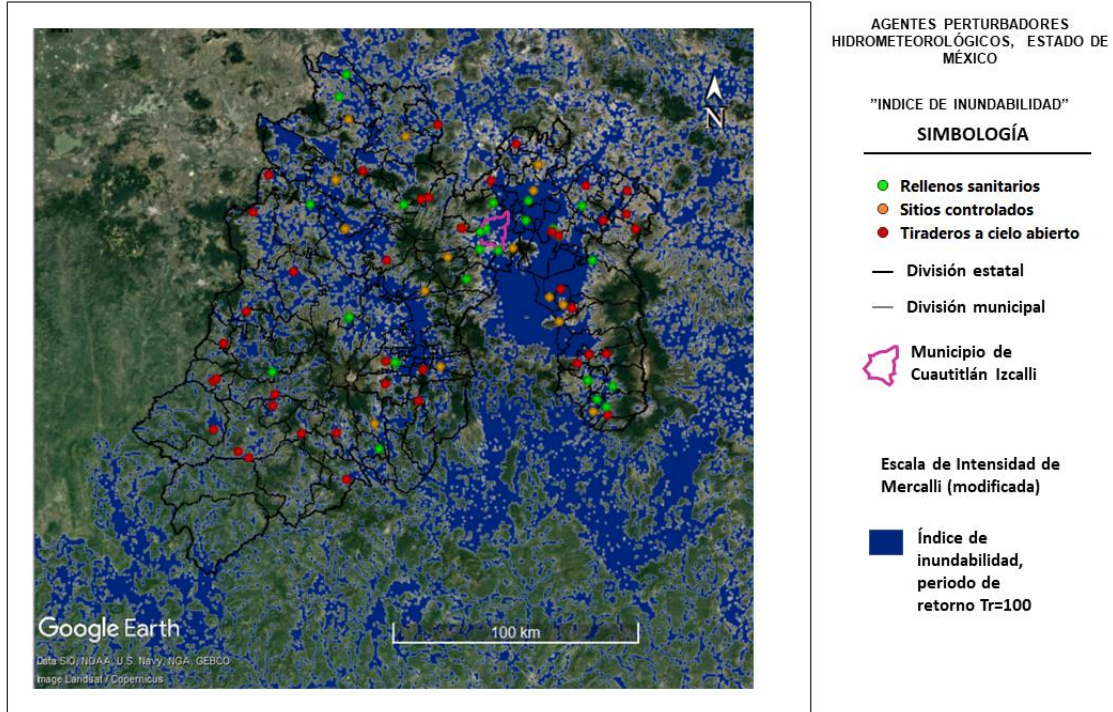


Figura 2.7 Índice de inundabilidad del Estado de México. Elaborado con datos vectoriales de CENAPRED (2022)



2.5. LIXIVIADOS

Los lixiviados se comienzan a formar a partir de que los residuos son depositados en los sitios de disposición. Los residuos contienen humedad con la que comienza la generación de los lixiviados; pero es necesario alcanzar y rebasar el punto de saturación de humedad de estos con la entrada de agua a las capas de residuos para que continúe su formación. Así, el agua infiltrada a través de los residuos acarreará materiales en suspensión y en solución y microorganismos; por esta razón el lixiviado se convierte en una sustancia potencialmente contaminante, para la cual es necesario un control en la operación de un relleno sanitario (Rojas *et al.*, 2021). Tchobanoglous *et al.* (1994), indica además que el agua que entra en los residuos en general proviene de fuentes externas como lluvia, agua subterránea o drenaje superficial; pero también existen de manera interna, los contaminantes líquidos generados de la descomposición de los residuos.

Por otro lado, la NOM-083-SEMARNAT-2003, destaca que los lixiviados son sustancias que se pueden infiltrar en los suelos o escurrir fuera de los sitios de disposición y con ello ocasiona contaminación tanto de suelos como de cuerpos de agua y los convierte en un riesgo potencial a la salud y al ambiente.

2.5.1. Problemática ambiental de los lixiviados

Autores como Cárdenas *et al.* (2016) y Quintero *et al.* (2017), coinciden en que los lixiviados contienen sustancias contaminantes y tóxicas y su composición es compleja, por lo que los convierte en un problema ambiental por su potencial riesgo a la salud humana y a los ecosistemas debido a las malas prácticas en su manejo, por lo que requieren especial atención y un tratamiento adecuado. Particularmente pueden infiltrarse y alcanzar el agua subterránea convirtiéndolos en una fuente de toxicidad.

La NOM-052-SEMARNAT-2005 define a los residuos peligrosos como aquellos que tengan una de las siguientes características: corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad ambiental, inflamabilidad y biológico-infeccioso; de este

modo, un lixiviado podría considerarse tóxico, si en la Prueba de Extracción de Constituyentes Tóxicos (PECT) referido en la NOM-053-SEMARNAT-1993, se obtuvieran valores superiores a los permisibles, como lo indica la Tabla 2.5. Asimismo, si el lixiviado resentara un valor de pH igual o menor a 2.0 o igual o mayor a 12.5, se consideraría corrosivo; lo que es poco probable, dados los valores de pH medios que oscilan entre 4.5 a 9 (Christensen *et al.*, 2001) o entre 3.7 a 8.5 (Pillay, 1985 y Martínez, 2017, citado en Rojas *et al.*, 2021).

Tabla 2.5 Límites máximos permisibles para los constituyentes tóxicos en el extracto PECT. NOM-052-SEMARNAT-2005 (SEMARNAT, 2005)

Contaminante	LMP (mg/L)
Plomo	5.0
Plata	5.0
Cadmio	1.0
Cromo	5.0
Arsénico	5.0
Mercurio	0.2
Selenio	1.0
Bario	100.0

2.5.2. Factores que afectan la composición de los lixiviados.

La composición de lixiviados depende de diferentes factores y condiciones; la composición variará dependiendo de la antigüedad del sitio de disposición (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Aziz *et al.* (2012), menciona que entre los factores que influyen en la composición de lixiviados están: la disposición de residuos líquidos y la naturaleza propia de los residuos dispuestos. Por otro lado, un estudio realizado por (Vaccari *et al.*, 2019), determinó que la concentración de contaminantes en rellenos sanitarios y vertederos de Asia, África y América Latina puede estar más influenciada por las condiciones locales, los patrones de consumo y los hábitos de manejo de residuos de las personas más que el clima y la edad del sitio. Cárdenas *et al.* (2021), indica que la composición y de lixiviados estará en función de los procesos fisicoquímicos y biológicos en condiciones

anaerobias que se den, que al mismo tiempo dependerán de composición de los residuos y las condiciones ambientales.

En lo que respecta a la cantidad de lixiviados que se generan en un sitio de disposición final, ésta dependerá de la entrada de agua, como puede ser lluvia efectiva, infiltración de agua superficial o subterránea, la geología del sitio y el almacenamiento de líquidos en la superficie (Aziz *et al.*, 2012). La capacidad de formación de lixiviados estará dada por la cantidad de agua que excede la capacidad de campo y su capacidad de infiltración. La infiltración es un factor relevante ya que la mayor parte del lixiviado que se pueda producir en un relleno sanitario depende de la cantidad de agua que penetra en el mismo (Rojas *et al.*, 2021).

En los sitios de disposición final de residuos se da un proceso de degradación de residuos; existe una degradación fisicoquímica que depende de factores como humedad inicial, agua pluvial infiltrada, pH, grado de fragmentación y compactación de los residuos, capacidad de campo e interacción entre los propios residuos. Por otro lado, la degradación biológica es un proceso largo y dependerá de la velocidad de consumo de los sustratos presentes (residuos sólidos). En este proceso las reacciones de biodegradación son óxido reducción, en donde el donador de electrones es el sustrato (Cárdenas *et al.*, 2021).

La biodegradabilidad de un lixiviado varía con el paso del tiempo; sin embargo, se puede obtener un control de ésta mediante la revisión de la relación DBO_5/DQO , la cual permite establecer el grado de estabilización de un lixiviado y el contenido de materia orgánica biodegradable; cuando la relación es mayor a 0.3 indica un lixiviado joven y con materia orgánica biodegradable, si la relación es igual o menor a 0.1 indica un lixiviado estabilizado con baja biodegradabilidad (Rojas *et al.*, 2021).

Los lixiviados presentan diferentes propiedades dependiendo de la fase en la que se encuentre el sitio de disposición de residuos; por ejemplo, en la fase ácida de descomposición el pH será bajo y las concentraciones de DBO_5 , COT, DQO,

nutrientes y metales pesados serán altas; por el contrario, en la fase de fermentación de metano, el pH estará en un intervalo de 6.5 a 7.5, y los valores de concentración de DBO₅, COT, DQO y de nutrientes serán más bajos. Asimismo, las concentraciones de metales pesados bajarán debido a que estos son menos solubles para valores de pH neutros (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

2.5.3. Principales contaminantes en los lixiviados.

En los lixiviados se encuentran presentes cuatro grupos de contaminantes: materia orgánica disuelta (ácidos grasos volátiles y materia orgánica más refractaria como sustancias húmicas), macrocompuestos inorgánicos (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, HCO₃⁻), metales pesados (Cd²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺), compuestos orgánicos xenobióticos presentes en bajas concentraciones (hidrocarburos aromáticos, fenoles, plaguicidas, etc.) y microorganismos como coliformes totales y termotolerantes (Yao, 2017). Se pueden encontrar otros compuestos en concentraciones muy bajas, como, por ejemplo: B, As, Se, Ba, Li, Hg y Co, con una importancia menos relevante (Christensen *et al.*, 2001).

Christensen *et al.* (2001), elaboró una tabla (Tabla 2.6), en donde se presenta un intervalo de valores para la composición de lixiviado proveniente de sitios de disposición final, a partir de datos compilados reportados en literatura para vertederos nuevos o vertederos jóvenes. Los datos de sitios de disposición no controlados más antiguos pueden tener valores más bajos.

Tabla 2.6 Composición de lixiviados en vertederos (valores en mg/L si no se indica lo contrario), Christensen *et al.* (2001)

Parámetro	Intervalo
pH	4.5-9
Conductividad específica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	2,500-35,000
Solidos totales	2,000-60,000
Materia orgánica	
Carbono orgánico total (COT)	30-29,000
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5)	20-57,000
Demanda química de oxígeno (DQO)	140-152,000
DBO_5/ DQO (relación)	0.02-0.80
Nitrógeno orgánico	14-2,500
Macrocomponentes inorgánicos	
Fósforo total	0.1-23
Cloruro	150-4,500
Sulfato	8-7,750
Bicarbonato	610-7,320
Sodio	70-7,700
Potasio	50-3,700
Amonio-N	50-2,200
Calcio	10-7,200
Magnesio	30-15,000
Hierro	3-5,500
Manganeso	0.03-1,400
Sílice	4-70
Oligoelementos inorgánicos	
Arsénico	0.01-1
Cadmio	0.0001-0.4
Cromo	0.02-1.5
Cobalto	0.005-1.5
Cobre	0.005-10
Plomo	0.001-5
Mercurio	0.00005-0.16
Níquel	0.015-13
Zinc	0.03-1,000

Varios parámetros cambian drásticamente a medida que se estabiliza el vertedero. Durante la fase ácida inicial, el lixiviado puede mostrar valores de pH bajos y concentraciones altas de muchos compuestos, en particular compuestos orgánicos fácilmente degradables como ácidos grasos volátiles. En la fase metanogénica posterior, cuando la producción de CH₄ es significativa en el relleno sanitario, el pH aumenta y la relación DBO₅/ DQO, que refleja la degradabilidad del carbono orgánico (demanda biológica de O₂ a los 5 días dividida por la demanda química de O₂), se reduce drásticamente (Christensen *et al.*, 2001). Una clasificación de los lixiviados en función de la composición y antigüedad se muestran en la Tabla 2.7.

Tabla 2.7 Clasificación de los lixiviados de relleno sanitario según los cambios de composición (Yao, 2017)

Parámetro	Joven	Intermedio	Estabilizado
Años de edad	< 5	5-10	>10
pH	<6.5	6.5-7.5	>7.5
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo
Nitrógeno Kjeldahl (g/l)	0.1-0.2	-	-
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	<400	-	>400
TOC/COD	<0.3	0.3-0.5	>0.5
Metales Pesados (mg/L)	Bajo a medio	Bajo	Bajo
DBO 5/DQO	0.5-1.0	0.1-0.5	<0.1
DQO (mg/L)	>10,000	4,000-10,000	<4,000

Öman y Junestedt (2008) mencionan la existencia de otros componentes peligrosos que pueden estar presentes en los lixiviados, como son: los alifáticos halogenados, bencenos y bencenos alquilados, fenoles y fenoles alquilados, etoxilatos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bencenos clorados, fenoles clorados, bifenilos policlorados, dioxinas cloradas y furanos clorados, compuestos ignífugos o retardantes de flama polibromados, plaguicidas, compuestos orgánicos de estaño y metil-mercurio.

La identificación de los contaminantes en los lixiviados responsables de las toxicidades es difícil debido al número limitado de productos químicos detectados por los análisis de rutina, la complejidad de los lixiviados y la incertidumbre en torno a su biodisponibilidad (Isidori, 2003); sin embargo, uno de los principales componentes nocivos son los metales pesados, que representan una amenaza a largo plazo para la salud humana por su toxicidad y no degradarse con el tiempo (Ya *et al.*, 2018).

Ya *et al.* (2018) citan estudios en donde se ha investigado el impacto de las fugas de lixiviados en el ecosistema y la salud humana. Mediante muestreos y análisis, no solo se detectaron contaminantes convencionales como DQO, DBO y nitrógeno amoniacal en las aguas subterráneas cercanas a un relleno sanitario sino que los investigadores también encontraron componentes persistentes, como metales pesados, COP (p. ej., PAH y PCB) e incluso contaminantes emergentes contenidos en productos farmacéuticos, de cuidado personal y nanopartículas, que pueden ocasionar genotoxicidad, toxicidad reproductiva y embriotoxicidad.

2.6. TOXICIDAD DE PLOMO

De acuerdo con la Agencia para las Sustancia Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en inglés), el plomo es un metal pesado que se encuentra naturalmente en la corteza terrestre combinado con dos o más elementos formando compuestos de plomo; es muy raro encontrarlo en forma de metal (ATSDR, 2016).

Respecto de los usos del plomo, este metal y sus compuestos se han utilizado para fabricar diferentes productos, tales como: pintura, cerámica, tuberías y materiales de plomería, soldaduras, gasolina, baterías, cosméticos, vidrieras, vajillas de cristal, municiones, esmaltes cerámicos, joyas y juguetes (EPA, 2022). En México, existen medicamentos elaborados con esta sustancia (OMS,2022).

El uso del plomo ha ocasionado contaminación ambiental y problemas en la salud humana debido a la exposición a esta sustancia tóxica. En lo particular, para los



vertederos, la disposición de residuos que contienen plomo contribuye en la cantidad de plomo que se encuentre en estos sitios (ATSDR, 2016).

La OMS ha catalogado a este metal como una de las 10 sustancias químicas de mayor preocupación; dentro de los efectos que puede tener en los seres humanos, se encuentra su acumulación y distribución en el organismo y la afectación al cerebro, el hígado, los riñones y los huesos (OMS, 2022). La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC por sus siglas en inglés) ha encontrado que el plomo inorgánico es probablemente carcinogénico para los seres humanos (ATSDR, 2016).

El plomo es más nocivo para los niños pues son más susceptibles, puede tener efectos diversos; niveles bajos de plomo en la sangre pueden provocar problemas de comportamiento y aprendizaje, bajo coeficiente intelectual, hiperactividad, crecimiento lento y anemia (EPA, 2022). Por otro lado, si el grado de exposición es elevado, el plomo afecta el cerebro y el sistema nervioso central, lo que puede provocar coma, convulsiones e incluso la muerte (OMS, 2022). En mujeres embarazadas puede resultar en efectos graves para el feto y para el bebe en desarrollo, como nacimiento prematuro, daño cerebral, renal y daño al sistema nervioso y riesgo de aborto espontáneo para la madre. Por otra parte, los efectos en otros adultos en general expuestos al plomo, van desde afectaciones cardiovasculares, disminución de la función renal y problemas reproductivos (EPA, 2022).

2.7. MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Diversas actividades del hombre pueden ocasionar contaminación de suelos y acuíferos; una de ellas es el emplazamiento de rellenos sanitarios en sitios inadecuados. El impacto que se pueda generar depende de las características hidrogeológicas del sitio, del tipo de contaminantes presentes según la actividad realizada y de las condiciones de saturación de agua en la zona (zona vadosa o saturada) (Iturbe y Silva, 1992).

En un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos, el interés se centra en conocer el destino de las sustancias que componen un lixiviado y el movimiento de estos por debajo del sitio de disposición y en zonas de acuíferos superficiales. Existen varios mecanismos que ocurren durante la migración del lixiviado, dentro de los cuales se encuentra la propia filtración mecánica, la precipitación, la absorción, intercambios gaseosos, diluciones, dispersiones y la actividad microbiana (Tchobanoglous *et al.*, 1999)

Para comprender los procesos de transporte de un contaminante, es importante poder diferenciar tanto la zona saturada como la no saturada debido a que el movimiento de los contaminantes en el suelo y subsuelo puede afectar cualquiera de las dos zonas y en consecuencia tendrá comportamientos particulares.

La zona saturada es la que se encuentra por debajo del nivel freático y en donde los poros del suelo están llenos de agua y el contenido de humedad es igual a la porosidad; en esta zona la presión del fluido es mayor que la atmosférica. Por otra parte, la zona no saturada llamada también zona de aireación o zona vadosa, es la localizada por encima del nivel freático y la franja capilar y en la que los poros del suelo contienen agua de manera parcial por lo que la humedad será menor a la porosidad; en esta zona la presión de fluido es menor que la atmosférica (Freeze y Cherry, 1979).

2.7.1. Destino de los constituyentes de los lixiviados en la migración subsuperficial

El lixiviado en los sitios de disposición final tiene un movimiento predominantemente vertical sin una cubierta impermeable, aunque pueden ocurrir movimientos laterales si las características de terreno lo favorecen como la presencia de planos de debilidad como fallas o fracturas o discordancias. La velocidad de filtración de los lixiviados del fondo de un sitio de disposición de residuos puede estimarse mediante la ley de Darcy a través de la siguiente expresión (ecuación 2.1) (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad (\text{Ecuación 2.1})$$

Donde:

Q	=	Descarga del lixiviado por unidad de tiempo, $m^3/\text{año}$
K	=	Coefficiente de permeabilidad, $m^3/m^2 \cdot \text{año}$ o conductividad hidráulica
A	=	Área en perfil a través de la cual corre el lixiviado, m^2
dh/dl	=	Gradiente hidráulico, m/m
h	=	Pérdida de carga, m
l	=	Longitud del camino del flujo, m

2.7.2. Destino de los lixiviados en la migración para la zona saturada

De acuerdo con Sánchez (2022), cuando un contaminante entra en contacto con el agua subterránea (en disolución), se producen dos grupos de procesos; el primero, en el que el contaminante no interacciona con el medio, generalmente se trata de contaminantes conservativos o no reactivos, como el cloruro, y únicamente se mueve con el flujo de agua subterránea por advección, difusión y dispersión. Por otro lado, existen procesos como la sorción, precipitación, disolución y diferentes reacciones químicas que se dan cuando existen una interacción entre el contaminante y el medio; en este caso se trata de solutos reactivos.

Iturbe y Silva (1992), identifican tres tipos de procesos que rigen el movimiento del contaminante en la zona saturada y no saturada: procesos hidrodinámicos, abióticos y bióticos que dependerán de otros factores como las características del medio y el tipo de contaminante, como se muestra en la Figura 2.8.

La ecuación general que rige la migración de contaminantes se establece a partir de las leyes de flujo del agua y ecuaciones de balance de masas en donde se consideran los procesos de atenuación (Chamorro y López, 2016), de este modo se obtiene una ecuación (ecuación 2.2) que describe los cambios en la concentración del contaminante respecto al tiempo considerando la advección, difusión, dispersión y adsorción como principales mecanismos de transporte (Gómez, 2016); cabe señalar que la dispersión hidrodinámica es unidireccional (longitudinal).

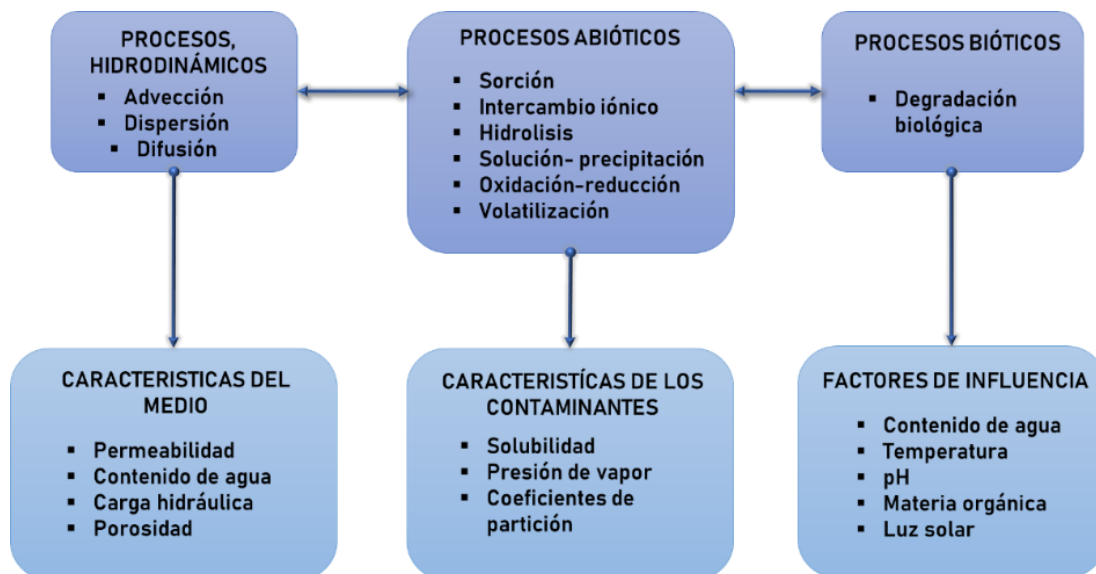


Figura 2.8 Procesos de influencia en el transporte de contaminantes (adaptado de Iturbe y Silva, 1992)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{m} \quad (\text{Ecuación 2.2})$$

Donde:

- C = Concentración del soluto
- V = Velocidad de agua en los poros
- D_x = Coeficiente de dispersión hidrodinámica en la dirección x
- r = Tiene en cuenta la masa de soluto degradada, adsorbida o aportada por el medio sólido por unidad de tiempo
- m = Porosidad

La ecuación general de transporte de masas también se puede expresar como la ecuación 2.2.1, si se considera la dispersión hidrodinámica longitudinal y transversal y las reacciones de sorción en general, como: adsorción, quimisorción, absorción o intercambio iónico; el efecto de la sorción implica un retraso en el movimiento del contaminante, denominado efecto de retardo (Martínez *et al.*, 2006).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{HL} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_{HT} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_a}{\theta} * \frac{\partial C^*}{\partial t} \quad (\text{Ecuación 2.3.1})$$

Donde:

- C = Concentración del soluto
 V = Velocidad real del flujo subterráneo
 D_{HL} = Coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal
 D_{HT} = Coeficiente de dispersión hidrodinámica transversal
 ρ_a = Densidad aparente del terreno
 ϑ = Relación entre el volumen de agua contenido en el terreno y el volumen del terreno (relación volumétrica). Si el medio está saturado coincide con la porosidad eficaz
 C^* = Masa del contaminante sorbida por unidad de peso de la fase sólida

2.7.3. Procesos hidrodinámicos

La advección se refiere al transporte de contaminantes en un medio poroso, donde el soluto se mueve a la velocidad lineal promedio y en la misma dirección que el agua subterránea y donde el soluto disuelto no varía en cuanto al tiempo y la distancia (Hernández, 2010). La Figura 2.9 se muestra el proceso de transporte por advección.

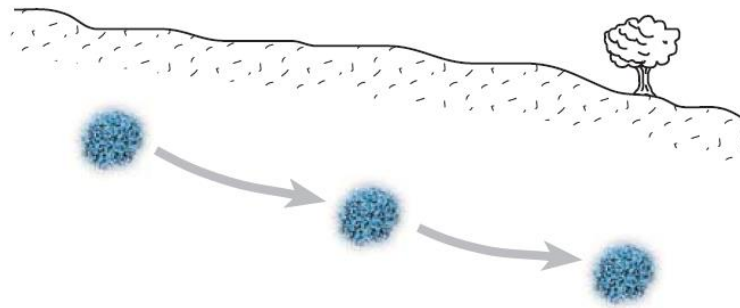


Figura 2.9 Procesos de transporte por advección (Sánchez, 2022).

El transporte por advección está dado por la siguiente ecuación 2.3 (Sánchez, 2022):

$$J = m_e * C * v \quad (\text{Ecuación 2.4})$$

Siendo:

- J = Flujo de masa, por unidad de sección y por unidad de tiempo
 m_e = Porosidad eficaz
 C = Concentración
 v = Velocidad lineal media (velocidad Darcy / m_e)

Por otro lado, el transporte de un contaminante por el proceso de difusión ocurre por la actividad cinética en donde el movimiento se da por la existencia de un gradiente de concentración (Gómez, 2016). Para el caso del transporte por difusión en un medio poroso, la porosidad y la tortuosidad del medio influyen en la difusión de un contaminante, tal y como se expresa en la ecuación 2.4 (Coutelieris, 2012, citado en Sánchez, 2022).

$$D^* = D_m * (m_e)^c \quad \text{(Ecuación 2.5)}$$

Donde:

- D^* = Coeficiente de difusión efectiva
- D_m = Coeficiente de difusión
- m_e = Porosidad eficaz
- c = Coeficiente (1.8 a 2.0 para materiales consolidados; 1.3 para arenas no consolidadas)

La Figura 2.10 muestra el proceso de transporte si se produjera la advección y la difusión al mismo tiempo; en donde las tonalidades oscuras representan mayores concentraciones del contaminante.

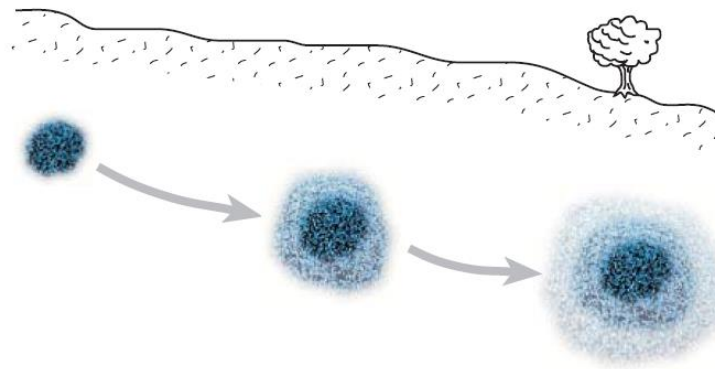


Figura 2.10 Transporte con advección y difusión (Sánchez, 2022)

Finalmente, el proceso de dispersión alude a la extensión del frente de concentración de un soluto como consecuencia de la variación de la permeabilidad del medio, la mezcla del fluido y la difusión molecular (Iturbe y Silva, 1992). Se

produce porque las partículas de agua subterránea no se mueven uniformemente y ocurre una dispersión que implica una dilución del contaminante. Este movimiento se puede dar en dirección del flujo (longitudinal) o de manera lateral (transversal) (Martínez *et al.*, 2006). La Figura 2.11 muestra un esquema del proceso de dispersión.

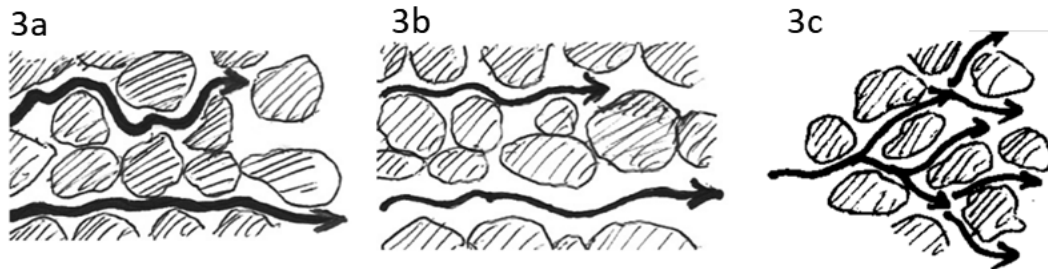


Figura 2.11 Dispersión longitudinal por tortuosidad (3a), por amplitud de los canales (3b), dispersión transversal (3c) (Sánchez, 2022)

En el transporte por dispersión, el coeficiente denominado dispersividad dinámica α (unidades de longitud) indica la capacidad del medio para dispersar mecánicamente un fluido. Este coeficiente depende de la porosidad, la tortuosidad y de la forma de los granos principalmente y se considera como longitudinal α_L (en el sentido del flujo) y transversal α_T (en sentido transversal). Por otro lado, cuando se contempla de manera conjunta la dispersión mecánica y la difusión (debido a que estos procesos ocurren de manera simultánea), se habla de la dispersión hidrodinámica D , para la cual se define un coeficiente de dispersión hidrodinámica (Sánchez, 2022).

$$D = \text{dispersión mecánica} + \text{coeficiente de difusión efectiva}$$

De igual manera, si se considera para este coeficiente una dirección de flujo tanto longitudinal como transversal, quedará definido a partir de las siguientes ecuaciones:

$$D_L = \alpha_L \cdot v + D^* \quad (\text{Ecuación 2.6})$$

$$D_T = \alpha_T \cdot v + D^* \quad (\text{Ecuación 2.7})$$

Donde:

D = Coeficiente de dispersión hidrodinámica (longitudinal, transversal),
unidades: L^2/T)

a_L y a_T = Coeficientes de dispersividad dinámica (longitudinal, transversal)

v = Velocidad lineal media (velocidad Darcy/porosidad eficaz)

D^* = Coeficiente de difusión efectiva

2.7.4. Procesos abióticos

Los contaminantes presentes en un medio poroso se pueden atenuar a medida que van migrando a través del medio debido a la interacción entre la masa del contaminante y las partículas del suelo o los fluidos contenidos en los poros y la ocurrencia de diferentes procesos tales como: adsorción, desorción de solutos hacia la superficie de los materiales, intercambio iónico, complejación, hidrólisis, reacciones de solución- precipitación, reacciones ácido base y de óxido reducción (Chamorro y López, 2016).

El proceso de sorción es el que más influye en la atenuación de un contaminante y consiste en la retención de un soluto en la fase sólida del medio a través de una partición en la interfase sólida y acuosa. En este proceso el soluto (adsorbato) se adsorbe en la superficie sólida del medio (superficie adsorbente), retardando su movimiento a través de la zona no saturada y saturada (Iturbe y Silva, 1992).

El factor de retardo es la razón de la velocidad promedio del agua subterránea v' a la velocidad del material sorbido v_s y se expresa mediante la ecuación 2.7 (Gilbert *et al.*, 2008).

$$\text{Factor de retardo } R = \frac{\text{Velocidad promedio del agua, } v'}{\text{Velocidad del material sorbido } v_s} \quad (\text{Ecuación 2.8})$$

Donde:

V' = Velocidad promedio del agua

V_s = Velocidad del material adsorbido (contaminante)

R = Factor de retardo (adimensional)



Este factor de retardo depende de un coeficiente de distribución (o de partición) denominado K_d ; este coeficiente es medido en laboratorio y en campo y es específico de cada caso dependiendo de las características del adsorbente y la sustancia adsorbida (Sánchez, 2022). Este coeficiente de distribución es un parámetro que se estima a partir de dos concentraciones, la del contaminante adsorbido y el no adsorbido o en solución (Rábago, 2011).

En lo que respecta a los metales pesados, el proceso de adsorción es uno de los más importantes para la retención de estos en los suelos. En particular, en la interacción del plomo con el suelo, los óxidos de hierro, la materia orgánica y las arcillas tienen una alta capacidad de adsorción de este metal (Rábago, 2011) y la adsorción aumenta conforme aumenta el pH del suelo (EPA, 1999).

2.7.5. *Procesos bióticos*

Los procesos bióticos son procesos complejos que implican reacciones de biodegradación (Martínez *et al.*, 2006). Los compuestos químicos orgánicos e inorgánicos presentes en la zona vadosa o la zona saturada pueden transformarse por medio de la degradación biológica por la acción de bacterias aerobias y anaerobias por reacciones de óxido-reducción; en donde los microorganismos utilizan oxígeno en condiciones aerobias, y nitratos, sulfatos y dióxido de carbono en condiciones anaerobias (Iturbe y Silva, 1992). Lo anterior implican la eliminación de parte del contaminante presente en la fase líquida, ocasionando su reducción en el sistema hidrogeológico (Martínez *et al.*, 2006).

2.8. MODELACIÓN

Los sitios de disposición final, como ya se ha mencionado con anterioridad, representan una fuente potencial de contaminación importante para el medio ambiente, ya sea porque estos no cuentan con la infraestructura necesaria de protección, como lo es una cubierta impermeable, o por la existencia de fallas en la infraestructura del sitio de disposición, como, por ejemplo, que se produzca una ruptura en la estructura de impermeabilización. Lo que puede derivar en una infiltración y transporte del lixiviado (Chamorro y López, 2016).

La modelación de flujo y transporte de contaminantes requiere de información básica que estará constituyendo un modelo conceptual de la zona que se está estudiando (Morales, 2008). En cuanto a este trabajo, se representan las condiciones en el sitio de estudio y se plantea la posible migración de contaminantes a partir de una fuente específica, que corresponde a la laguna de evaporación de lixiviados del relleno sanitario, para determinar su alcance dependiendo de las interacciones del contaminante con el subsuelo.

Los modelos son representaciones conceptuales, numéricas o gráficas de un sistema real y la descripción de las partes que lo conforman y su relación. Se usan para analizar las relaciones e interacciones que se pudieran dar, por lo que con ellos se pueden predecir escenarios futuros para condiciones dadas (García, 2008, citado en Candelaria *et al.*, 2011).

Existen diversos códigos utilizados para la modelación de transporte de contaminantes tanto la zona saturada como en la no saturada. La Tabla 2.8 muestra algunos de los modelos más utilizados, que pueden modelar el transporte de metales entre otros contaminantes, así como las ventajas y desventajas para su uso en la presente investigación.

Tabla 2.8 Códigos de modelación de transporte de contaminantes en suelo y agua subterránea. (Elaboración propia)

Código	Descripción	Desventajas	Ventajas
PHREEQC (USGS)	Es un código desarrollado en lenguaje C++, modela procesos geoquímicos acuosos y puede modelar el transporte unidimensional como advección dispersión y difusión de contaminantes en la zona no saturada y saturada e incluir reacciones químicas para modelar transporte reactivo (USGS, 2021).	Requiere del conocimiento de un lenguaje de programación	Es un código de uso libre. Cuenta con disponibilidad de datos termodinámicos para plomo y para superficies de sorción
MODFLOW (USGS)/MT3 DMS (EPA)	Modflow es un modelo de agua subterránea por diferencias finitas y MT3DMS es un modelo de transporte de solutos que se acopla a Modflow Su uso en conjunto permite modelar tridimensionalmente el transporte de contaminantes (compuestos orgánicos e inorgánicos) en el agua subterránea, considerando advección, dispersión anisótropa y varias cinéticas de reacción y adsorción (USGS, 2022).	Requiere una caracterización exhaustiva de parámetros hidrogeológicos. Se requiere de un post procesador para generar ficheros de entrada y visualizar resultados. Está más enfocado en flujo de agua subterránea	Puede modelar reacciones como la sorción. Es un código de uso libre
ARAMS (U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS)	Modelo analítico que puede simular el transporte, destino, exposición y efecto de contaminantes en la zona vadosa y en acuíferos, entre otros medios. Puede evaluar los riesgos para la salud humana y ecológica futuros o variables en el tiempo utilizando datos de exposición medidos o pronosticados (US Army Corps of Engineers, 2014).	Su enfoque está orientado en el análisis de riesgos en sistemas ambientales para describir escenarios de riesgo. No modela el transporte reactivo	Es un código de uso libre
CONSIM (Golden Associates Ltd, Agencia Medioambiental de Reino Unido)	Simula la migración de fase disuelta en la zona saturada y no saturada. Modela tres niveles que son: el lixiviado de contaminantes, la migración vertical de fase disuelta en la zona no saturada y migración horizontal de la fase disuelta en la zona saturada. Se pueden incorporar dilución, retardo y biodegradación/descomposición (ConSim, 2018).	Requiere licencia para su uso	Se pueden considerar diferentes materiales en la modelación y considera retardo y sorción.
CTRW (Geoslope International, LTD)	Es un software de elementos finitos que permite modelar transporte de solutos en medios porosos en zonas saturadas y no saturadas; modela procesos de difusión, dispersión, advección, reacciones de primer orden y sorción (Seequent, 2023).	Requiere licencia para su uso	Modela la sorción

El código seleccionado para presente trabajo es el código geoquímico PHREEQC, seleccionado específicamente ya que puede modelar procesos de transporte unidimensional de contaminantes en la zona no saturada y se puede incluir un transporte reactivo con el proceso de sorción (adsorción e intercambio iónico, procesos de interés); cuenta con disponibilidad de datos termodinámicos para el plomo (contaminante de interés). Tiene datos termodinámicos para una superficie de adsorción denominada "Hfo" (óxi-hidróxidos de hierro) y contiene fases minerales de arcilla; que son las dos superficies de sorción consideradas para la modelación. Además, no requiere de un procesamiento exhaustivo de condiciones hidrogeológicas y datos de flujo subterráneo como otros códigos como MODFLOW, además de que es de uso libre y tiene una versión interactiva que permite utilizar el código de manera más intuitiva.

Este código es desarrollado por el departamento de investigación geológica de Estados Unidos (USGS por sus siglas en inglés), el cual permite evaluar el transporte de contaminantes en la zona saturada y en la no saturada. El código puede modelar procesos de transporte unidimensionales como advección dispersión y difusión. Los procesos de transporte se pueden combinar con reacciones químicas cinéticas y de equilibrio para simular códigos de transporte reactivo simples (Thyne, 2007). Está escrito en lenguaje de programación C++ y con él se pueden realizar diversos cálculos geoquímicos acuosos. Se pueden calcular índices de especiación y saturación; de reacción por lotes y transporte unidimensional con reacciones reversibles e irreversibles, que incluyen equilibrios químicos y transferencias molares específicas de reactivos, reacciones cinéticamente controladas, mezcla de soluciones y cambios de presión y temperatura y modelado inverso (USGS, 2021).

3. SELECCIÓN DEL SITIO PARA EL CASO DE ESTUDIO

Como se ha mencionado con anterioridad, muchos de los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en México no operan de manera eficiente existen rellenos sanitarios que, aunque están catalogados como tales no cumplen con las características técnicas necesarias para la disposición final de residuos y la protección al ambiente (SEMARNAT, 2019). Ya (2018), menciona que uno de los componentes nocivos de los contaminantes en los lixiviados generados en estos sitios son los metales pesados y representan un riesgo a largo plazo por ser tóxicos y no degradables.

La mayor contaminación potencial de las aguas superficiales y subterráneas puede ser causada por los lixiviados ácidos de los vertederos jóvenes que contienen altas cantidades de metales tóxicos (Ghayaza *et al.*, 2011). Es importante resaltar también que la presencia de metales pesados dependerá también del tipo de residuos; los residuos sólidos como los metales, las pilas eléctricas, las sustancias químicas sufren lixiviación y contribuyen a incrementar la concentración de metales y otros parámetros de la carga contaminante del lixiviado (Rojas *et al.*, 2021). Dos de los contaminantes metálicos presentes con mayor frecuencia en los lixiviados de estos sitios son el plomo y el zinc (Ghayaza *et al.*, 2011); pero también se encuentran: cobre, zinc, cromo, arsénico, cadmio y mercurio (Rojas *et al.*, 2021).

Son muchos los trabajos que se enfocan en el estudio del impacto que causan los lixiviados al suelo y subsuelo y mantos freáticos en sitios de disposición final que no cuentan con la infraestructura requerida para garantizar una protección al medio ambiente, como los son los tiraderos a cielo abierto o los sitios controlados; sin embargo, también es de particular interés evaluar aquellos sitios que corresponden a rellenos sanitarios, que aunque estén catalogados como tales, pueden representar una potencial fuente de contaminación por una deficiente infraestructura, particularmente de impermeabilización y el incumplimiento de las especificaciones técnicas requeridas en la legislación, para estos sitios.

Existen algunos estudios realizados en diferentes partes del mundo y en México, como el de Abriga *et al.* (2020), De León-Gómez *et al.* (2015), Fernández *et al.* (2013), Stefania *et al.* (2018) y Nyirenda y Mwamba (2022), en los cuales se ha estudiado el impacto del lixiviado generado en rellenos sanitarios en agua subterránea y se ha evaluado la presencia de metales pesados. En dichos estudios se pone en evidencia la presencia de Pb en agua subterránea y otros metales pesados. El Pb se encuentra en concentraciones superiores a los límites permisibles para calidad de agua potable indicados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), que establece una concentración de 0.01 mg/L para Pb (OMS, 2011) y es el contaminante predominante en los estudios ya citados. Cabe mencionar que la normativa mexicana de calidad de agua para uso y consumo humano NOM-127-SSA1-2021, establece una concentración límite de Pb también de 0.01 mg/L.

La Tabla 3.1, muestran las concentraciones reportadas para cada estudio mencionado, donde se resalta en negritas los valores por encima de los límites permisibles establecidos por la OMS para metales pesados; también se indica la profundidad del nivel estático reportada para el agua subterránea bajo los rellenos sanitarios.

Tabla 3.1 Concentraciones de metales pesados en agua subterránea derivados de lixiviados de rellenos sanitarios. Elaboración propia.

No	Área de estudio	CONCENTRACIONES DE METALES EN AGUA SUBTERRÁNEA (mg/L)					Prof. del nivel estático (m)	Referencia	
		Parámetro	No. de muestras	Promedio	Desv. Est.	Min.			Max.
1	Relleno sanitario municipal de la ciudad de Linares, Nuevo León.	Pb	5	0.02	0.03	0.0001	0.0704	2.5-20	De León-Gómez <i>et al.</i> (2015)
		Cr	4	0.01	0.002	0.006	0.012		
		Zn	9	0.44	0.81	0.005	2.5		
		Fe	7	0.31	0.15	0.154	0.64		
		As	11	0.001	0.001	0.0004	0.0049		
		Mn	10	0.37	0.71	0.001	1.85		
2	Relleno sanitario Revdalen, Noruega	Pb	538	0.002	7.30	0.000	0.069	20.00	Abriga <i>et al.</i> (2020)
		Cr	205	0.0009	7.90	0.000	0.111		
		Zn	247	0.22	789.0	0.000	5.739		

No	Área de estudio	CONCENTRACIONES DE METALES EN AGUA SUBTERRÁNEA (mg/L)					Prof. del nivel estático (m)	Referencia	
		Parámetro	No. de muestras	Promedio	Desv. Est.	Min.			Max.
					0				
		Cu	198	0.01	51.00	0.000	0.583		
		Cd	212	0.0003	1.400	0.000	0.011		
		Hg	113	0.0021	14.10	0.000	0.145		
3	Relleno sanitario de la región alpina en el norte de Italia	Pb	1004	0.005	-	0.001	0.050	25–30	Stefania <i>et al.</i> (2018)
		Cr	1004	0.05	-	-	-		
		As	1004	0.013	-	-	-		
		Fe	1004	3.58	-	-	-		
		Cu	1004	0.02	-	0.001	0.010		
		Ni	1004	0.06	-	0.001	0.010		
		Mn	1004	0.51	-	0.001	0.020		
4	Relleno sanitario de Pacara Pintado, en el noroeste de Argentina	Pb	13	0.023	0.02	0.005	0.075	2.56	Fernández <i>et al.</i> (2013)
		Cr	13	0.006	0.005	0.0005	0.019		
		Zn	13	0.068	0.027	0.030	0.120		
		Fe	13	5.04	4.92	0.120	17.200		
		Cd	13	0.0002	0.000	0.0001	0.0006		
		Mn	13	6.30	5.29	0.09	18.64		
5	Relleno Sanitario de Chunga, Lusaka, Zambia	Cu	13	-	-	0.013	0.037	-	Nyirenda y Mwamba (2022)
		Cd	13	-	-	0.004	0.089		
		Cr	13	-	-	-	0.233		
		Pb	13	-	-	0.062	0.660		
		Zn	13	-	-	0.008	0.037		

Partiendo de los antecedentes anteriormente descritos, el presente estudio se realizará en el sitio de disposición final catalogado como relleno sanitario, ubicado en el municipio de Cuautitlán Izcalli, en el Estado de México, en el que se evaluará al plomo como contaminante de interés.

Como ya se mencionó en apartados anteriores, los factores hidrometeorológicos, en específico las zonas inundables, son aspectos que deben considerarse para la ubicación de un relleno sanitario; que dentro de las restricciones establecidas por la NOM-083-SEMARNAT-2003 destaca que la localización de estos debe ser

fuera de zonas de inundación con periodos de retorno de 100 años; en el caso particular del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli, este se encuentra ubicado en una zona catalogada con un alto riesgo por inundaciones, de acuerdo con datos del Atlas de Riesgos del Estado de México; asimismo, se encuentra en una zona catalogada como zona inundable para un periodo de retorno de $T_r=100$ de acuerdo con el Atlas Nacional de Riesgo por Inundación (ANRI).

Adicionalmente, la NOM-083-SEMARNAT-2003 indica que para localidades mayores a 2,500 habitantes, como es el caso de la localidad de Ejido de Santa María Tianguistengo, donde se ubica el relleno sanitario de interés, cuya población es de 6,730 habitantes, el lindero perimetral del sitio de disposición final debe estar a una distancia mínima de 500 m a partir del límite de la traza urbana existente; por lo que para la selección del sitio de estudio se consideró como un factor de gran relevancia la presencia de población a menos de 500 m a partir de la traza urbana y hasta el lindero del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli. Los asentamientos urbanos irregulares presentes son posteriores al emplazamiento del relleno sanitario, pero es muy relevante la presencia de estos de manera adyacente al sitio, pues existe un riesgo potencial de afectación por posibles vectores de contaminación.

Asimismo, se realizó una visita de reconocimiento del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli, en la cual se pudieron conocer las condiciones generales de operación del sitio de disposición final, en donde se observó una dispersión de residuos por la acción del viento, algunas acumulaciones de lixiviados en caminos y el desarrollo de infraestructura adicional en atención a una fuga de lixiviados en la laguna de evaporación de lixiviados existente.

Finalmente, es importante resaltar como criterios de relevancia para la selección del sitio, la accesibilidad y cercanía para el desarrollo de los trabajos, así como el factor de seguridad para garantizar la ejecución de cada actividad a realizar. Cabe mencionar que también se contó con la apertura, disponibilidad y colaboración de las autoridades del relleno sanitario para acceder a sus instalaciones y a la

información disponible del mismo, permitiendo así el desarrollo de la presente investigación.

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1.1. Localización

El relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli está ubicado al poniente del municipio del mismo nombre, en el Estado de México, dentro de la localidad Ejido de Santa María Tianguistengo. Según la información de la gerencia del sitio, se conoce que está en las coordenadas UTM, Datum WGS84: 470815 m E, 2173468 m N y su altitud es de 2,252 m.s.n.m.

En la Figura 3.1 se muestra la ubicación del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli dentro del Estado de México y en a Figura 3.2 su localización dentro del municipio de mismo nombre.

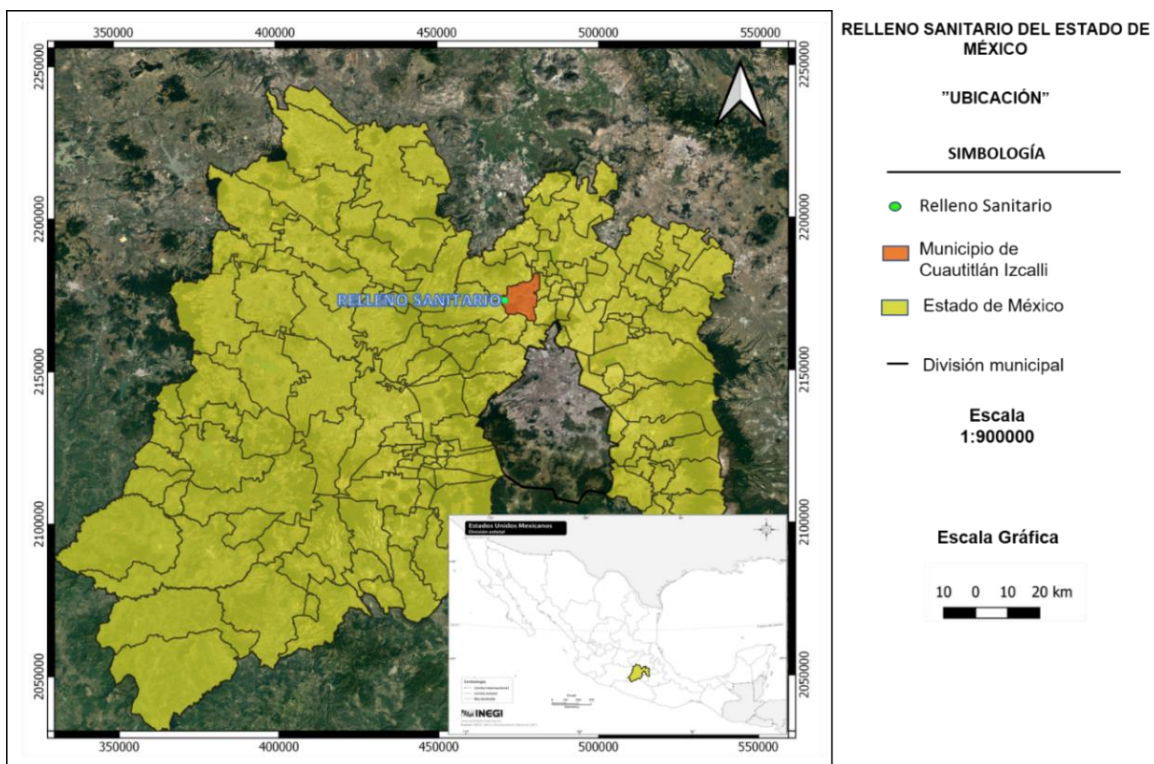


Figura 3.1 Ubicación del relleno sanitario en el Estado de México. Elaborado con datos vectoriales de CONABIO (2022)

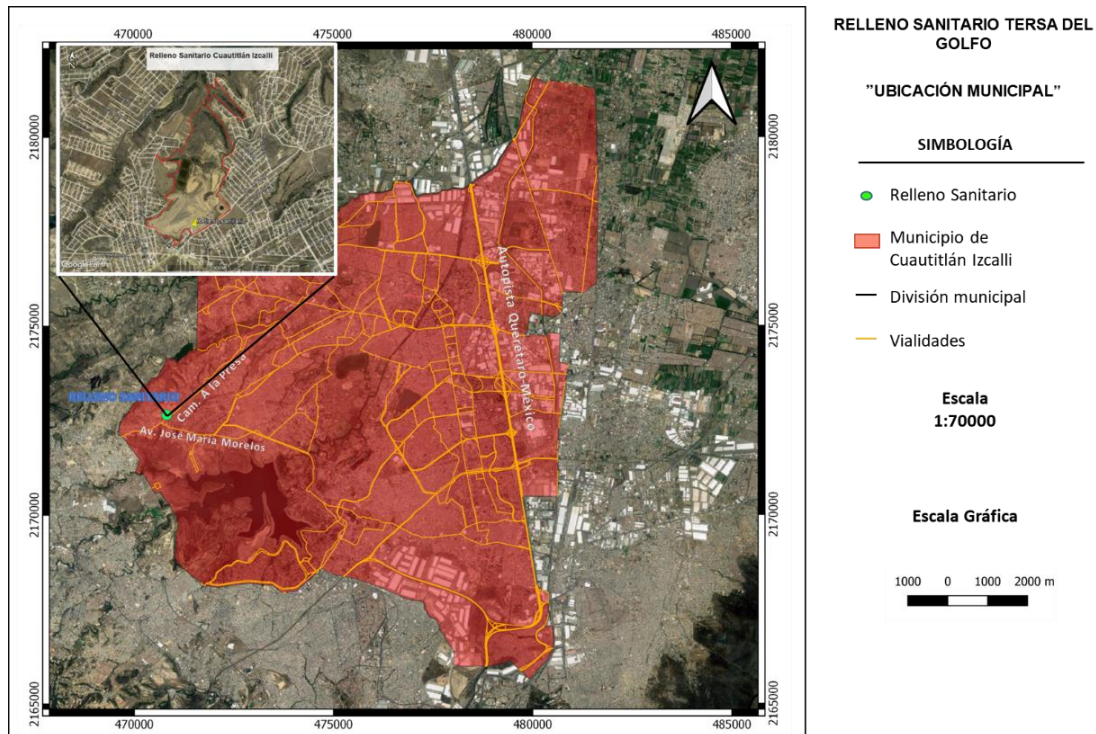


Figura 3.2 Ubicación del relleno sanitario en el municipio de Cuautitlán Izcalli. Elaborado con datos vectoriales de CONABIO (2022) e INEGI (2020)

El municipio de Cuautitlán Izcalli tiene una extensión territorial de 110.30 km² y está ubicado en la zona noroeste del Estado de México. Es parte de la Zona Metropolitana del Valle de México (SEDATU, 2020). Colinda al norte con los municipios de Tepotzotlán y Cuautitlán, al este con Cuautitlán y Tultitlán, al sur con Tlalnepantla de Baz y Atizapán de Zaragoza y al oeste con Nicolás Romero y Tepotzotlán (Gob. Cuautitlán Izcalli, 2013).

3.1.2. Aspectos demográficos

La población total de Cuautitlán Izcalli en el año 2020 fue de 555,163 habitantes, siendo 51.6% mujeres y 48.4% hombres. Las edades de la mayoría de la población fueron de 15 a 19 años (43,656 habitantes), 35 a 39 años (42,710 habitantes) y 20 a 24 años (42,494 habitantes) (Data MÉXICO, 2022).

La población del municipio por localidad, de acuerdo con datos del Censo de Población y Vivienda 2020 del INEGI, se muestran en la Tabla 3.2; donde se resalta en negritas la población de la localidad de Santa María Tianguistengo, por

ser la localidad en la cual se encuentra el relleno sanitario de estudio, con 7,321 habitantes.

Tabla 3.2 Población del municipio de Cuautitlán Izcalli por localidad. INEGI, 2020.

Id. Localidad	Nombre	Población Total
0001	Cuautitlán Izcalli	515,353
0007	Axotlán	5,456
0020	San José Huilango	3,231
0046	El Rosario	7,574
0062	Santa María Tianguistengo	7,321
0108	Ejido Santa María Tianguistengo	6,730
0110	El Cerrito	626
0111	San Pablo de los Gallos	2,433
0114	Las Tinajas	1,472
0117	Los Ailes	2,368
0118	Ejido de Guadalupe	1,992
0120	Ejido Santiago Cuautlalpan	607
	Total	555,163

3.1.3. Marco Físico

3.1.3.1. Clima

El clima en el municipio de Cuautitlán Izcalli es templado subhúmedo con lluvias en verano, con la mayor cantidad de lluvias en junio, julio, agosto y septiembre; con promedio de 127.20 milímetros de agua. El Municipio tiene una humedad media C (w1) en un 30.60% de su territorio y templada subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C (w0) en el 69.40% del territorio. Su temperatura promedio de clima templado subhúmedo máxima es de 27.7 °C y mínima de 5 °C con una temperatura media anual de 16 °C (NEGI, 2010; CONAGUA, 2015 en Gobierno del Cuautitlán Izcalli, 2020).

De acuerdo con datos de precipitación media mensual de la estación climatológica Presa Guadalupe, ubicada al poniente del municipio de Cuautitlán Izcalli, para el periodo de 2008 al 2017, la precipitación anual fue de 702.51 mm, con un periodo

de lluvias de junio a agosto ocurriendo la máxima precipitación media mensual en el mes de julio, con 172.58 mm. Respecto al periodo más seco, este ocurrió de diciembre a marzo, con la mínima precipitación para el mes de diciembre con 0.0 mm (Tabla 3.3) (CONAGUA, 2022).

Tabla 3.3 Precipitación media mensual en el periodo de 2008 al 2017. Elaborada a partir de valores de precipitación mensual de la estación climatológica 15073 Presa Guadalupe. CONAGUA, 2022.

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual (mm)
Media mensual (mm)	9.47	16.20	3.02	32.96	33.43	138.95	172.58	128.91	86.66	56.50	23.83	0.00	702.51

Se realizó el cálculo de la evapotranspiración empleando el método de Thornthwaite. Para este cálculo se consideraron las temperaturas medias mensuales del periodo de 2008 a 2017. Los datos fueron obtenidos de la estación climatológica Presa Guadalupe, del Servicio Meteorológico Nacional (CONAGUA, 2022).

Los resultados obtenidos indican una evapotranspiración del total anual igual a 610.7 (mm), con la máxima evapotranspiración para el mes de junio y la mínima para el mes de enero, como se muestra en la Tabla 3. 4.

Tabla 3. 4 Evapotranspiración en el municipio de Cuautitlán Izcalli. Elaborada a partir de valores de evapotranspiración mensual de la estación climatológica 15073 Presa Guadalupe. CONAGUA, 2022.

Mes	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
Temp (°C)	10.99	8.91	8.03	6.03	7.29	9.03	11.39	12.73	13.37	12.89	13.03	12.66	-
i	3.29	2.40	2.05	1.33	1.77	2.45	3.48	4.12	4.43	4.19	4.26	4.1	-
ETP sin corregir (mm)	51.5	40.9	36.5	26.7	32.8	41.5	53.6	60.5	63.9	61.3	62.1	60.1	-
No- días mes	31	30	31	31	28.25	31	30	31	30	31	31	30.0	-
No. horas luz	11.5	11.1	10.8	11	11.4	12	12.6	13	13.2	13	12.5	12.1	-
ETP corregida (mm)	51.0	37.8	34.0	25.3	29.4	42.9	56.2	67.7	70.2	68.7	66.8	60.7	610.7

A partir de las tablas anteriores de precipitación y evapotranspiración, se realizó la gráfica de la Figura 3.3, donde se muestra el contraste de las precipitaciones

calculadas para el periodo de 2008 a 2017 y la evapotranspiración calculada, en donde se aprecia una mayor precipitación en junio a octubre y una mayor evapotranspiración en relación con la precipitación en noviembre a mayo. Con un mayor valor total anual de 702.55 mm para la precipitación y para la evapotranspiración de 610.7 mm.

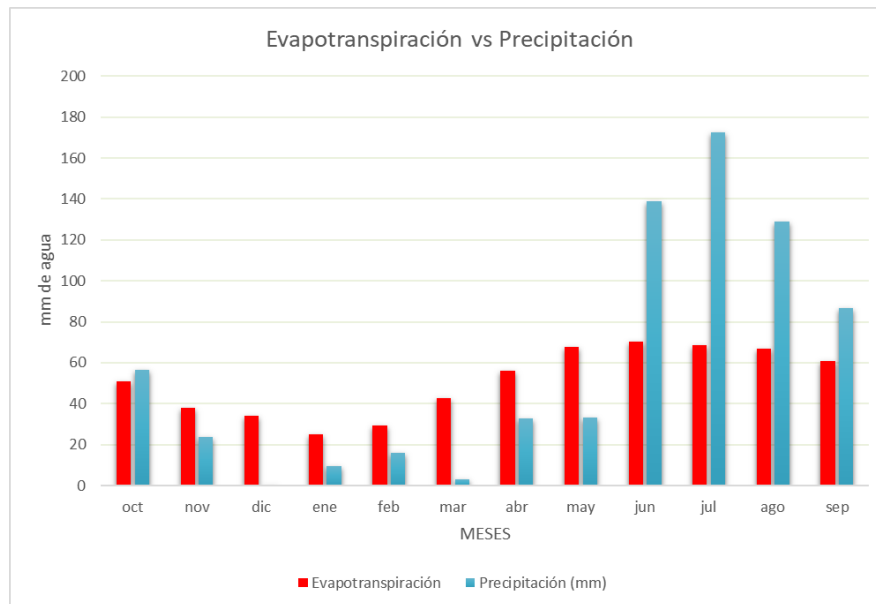


Figura 3.3 Evapotranspiración media mensual y precipitación media mensual en el municipio de Cuautitlán Izcalli. Elaborado con datos de CONAGUA (2022)

3.1.3.2. Geología

De acuerdo con el Servicio Geológico Mexicano, el municipio de Cuautitlán Izcalli se encuentra comprendido dentro del área que corresponde a la Franja Volcánica Transmexicana, de edad Cenozoico y constituida por rocas de origen volcánico, con una tectónica de arco continental.

La geología en el área de Cuautitlán Izcalli, de acuerdo con la Carta Geológico Minera E-14-2, escala 1:250,000 (SGM, 2002) la conforman tres unidades litológicas. La más extensa que cubre la parte occidental del municipio corresponde con Lahar-Toba andesítica (TpiLh-TA), una roca extrusiva del Cenozoico y es la unidad presente en la zona de localización del relleno sanitario de estudio. La segunda unidad que se localiza en la parte oriental del municipio

corresponde a una unidad sedimentaria que constituye material Aluvial (Qhola) del Cuaternario. Finalmente, hacia el norte del municipio se localiza la unidad correspondiente a roca extrusiva Andesita-Dacita (TmA-Da), del Cenozoico (Figura 3.4).

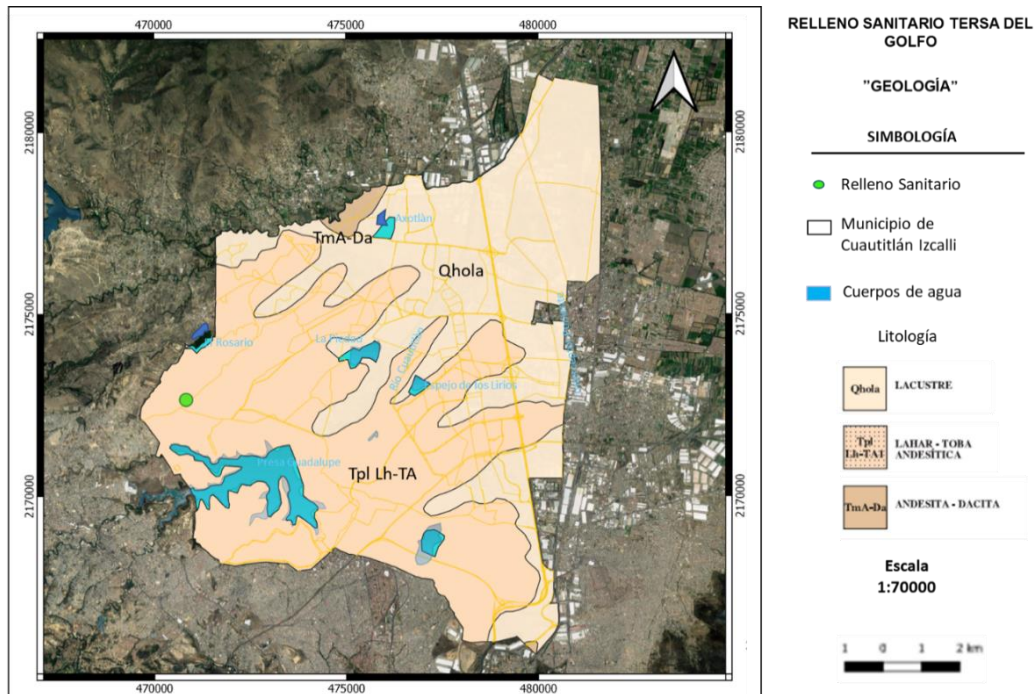


Figura 3.4 Geología del Sitio de estudio. Elaborado con datos vectoriales de la Carta Geológico Minera Ciudad de México E-14-2, escala 1: 250,000 (SGM, 2002)

Respecto a la geología del subsuelo, de acuerdo con un estudio geotécnico realizado en el área del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli (información proporcionada por la gerencia del relleno sanitario), la litología del sitio hasta una profundidad de 15 m se encuentra constituida por limos arenosos de color café claro y café oscuro de consistencia firme a muy dura, con algunas intercalaciones de arenas finas limosas compactas color café claro a oscuro.

En capítulos posteriores, se abordará más detalladamente la configuración litológica del subsuelo del área de estudio, como parte del establecimiento de un modelo conceptual.

3.1.3.3. Fisiografía

El municipio de Cuautitlán Izcalli se localiza en la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico y en la subprovincia fisiográfica Lagos y Volcanes de Anáhuac que está conformada por una altiplanicie rodeada de sierras volcánicas y presencia de abanicos y llanuras aluviales (Figura 3.5).

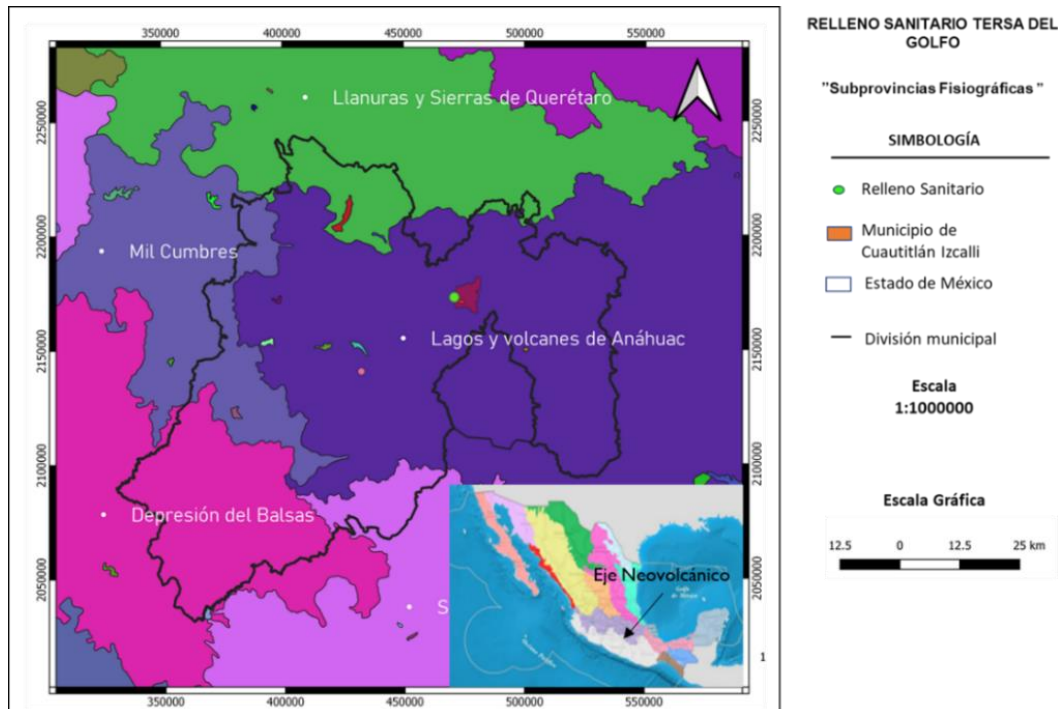


Figura 3.5 Fisiografía en el municipio de Cuautitlán Izcalli. Elaborado con datos vectoriales de INEGI (2020)

Las llanuras y cordilleras y lomeríos son características en el municipio. En la parte centro y norte del municipio se encuentran las menores pendientes (0-2%) y al poniente las pendientes son mayores (2-6%). En los márgenes del Lago de Guadalupe existen pendientes de hasta 25% (Gobierno de Cuautitlán Izcalli, 2013).

De acuerdo con la carta topográfica E14A29 Cuautitlán, las mayores elevaciones se encuentran hacia la zona suroeste del municipio, con elevaciones de hasta 2380 m.s.n.m. y las menores elevaciones se encuentran en la porción noreste, con elevaciones de 2,260 a 2,380 m.s.n.m. El cerro de Barrietos que se ubica al sur

del municipio es a principal elevación, con una altura de 2,430 m.s.n.m. (Figura 3.6).

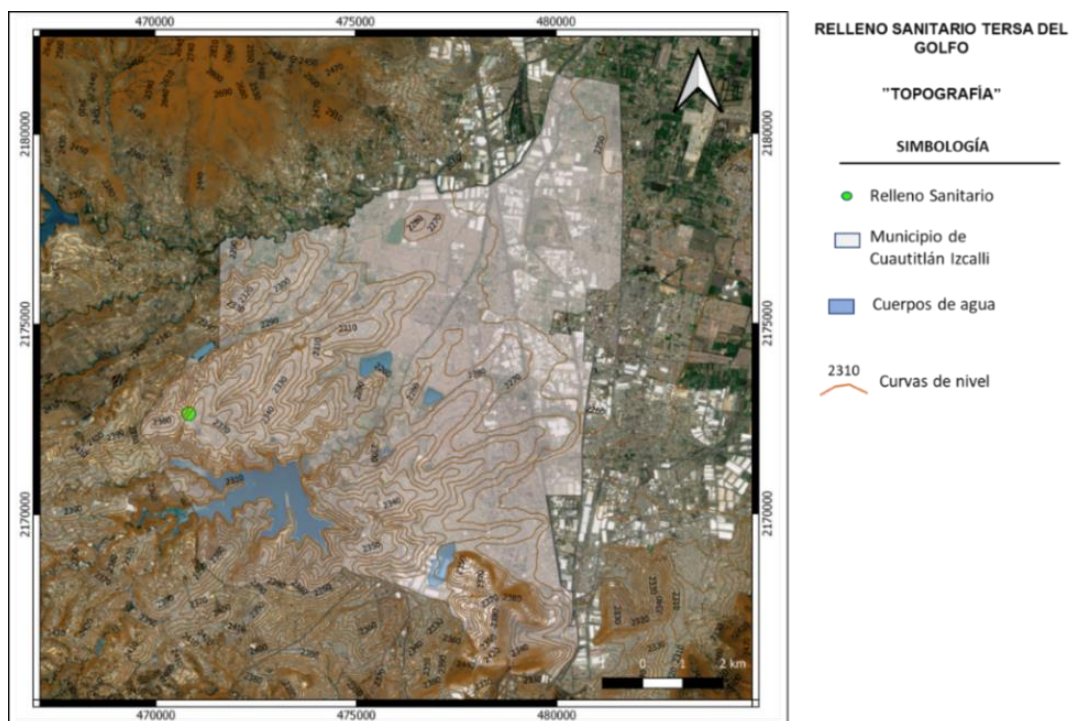


Figura 3.6 Topografía del municipio de Cuautitlán Izcalli. Elaborado con datos vectoriales de la carta E14A29 Cuautitlán, 1:50 000 (INEGI, 2021)

La principal elevación del en el municipio es el Cerro de Barrientos, ubicado al sur. Dicha cumbre tiene una altura de 2,430 metros sobre el nivel del mar. El resto del territorio presenta planicies y suaves lomeríos. La superficie territorial es de un área plana en el centro y norte del municipio; las áreas planas ocupan una extensión de 6,100 hectáreas formadas por aluvión y los lomeríos, de 4,700 hectáreas, forman el sustrato por areniscas y tobas volcánicas (Gobierno de Cuautitlán Izcalli, 2020).

3.1.3.4. Hidrología

El municipio de Cuautitlán Izcalli se encuentra ubicado en la Región Hidrológica No. 26 Alto Pánuco, dentro de la subregión Valle de México. Se encuentra dentro de la cuenca Río Moctezuma y en las subcuencas: Río Cuautitlán, abarcando e 71.4% del territorio municipal; cuenca Río Tepozotlán, con el 24.95% del territorio

municipal y cuenca Lago de Texcoco y Zumpango, con el 3.65% del territorio municipal (Gob. de Cuautitlán Izcalli, 2020).

En el municipio existen dos corrientes de agua perennes que son el Río Cuautitlán y Río La Presa; además de dos cuerpos de agua perennes, como lo es el Lago de Guadalupe y El Rosario. Los principales cuerpos de agua son: Embalse Espejo de los Lirios; Bordo la Piedad; Presa el Ángulo; Laguna de Axotlán y la Presa Lago de Guadalupe decretada Área Natural Protegida (Gob. de Cuautitlán Izcalli, 2020).

En la figura siguiente (Figura 3.7) se muestra la red hidrográfica del municipio, así como los cuerpos de agua.

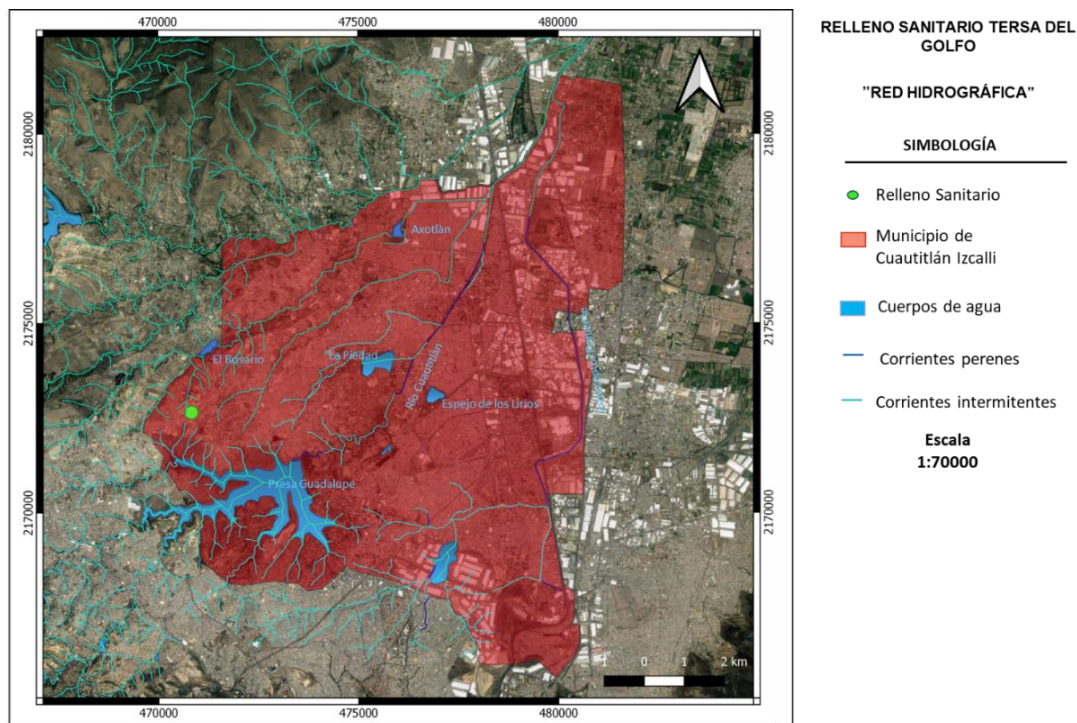


Figura 3.7 Hidrografía del municipio de Cuautitlán Izcalli. Elaborado sobre el conjunto de datos vectoriales de INEGI (2020)

3.1.3.5. Hidrogeología

El municipio se encuentra localizado en el área que corresponde al Acuífero Cuautitlán- Pachuca con clave (1508). Este acuífero se ubica al norte de la Ciudad de México y abarca la porción sureste del estado de Hidalgo y un 10% del territorio

del Estado de México, conformando una superficie total de 2,850 km² (CONAGUA, 2020).

El acuífero se considera de tipo semiconfinado y se compone de dos unidades hidrogeológicas. La primera es una secuencia de materiales riolíticos con intercalaciones de materiales dacíticos y andesíticos denominada Volcánicos Inferiores del Terciario. Esta unidad se divide en dos subunidades: una basal de materiales riolíticos con fracturamiento moderado y permeabilidad baja y una unidad superior conformada por materiales andesíticos con fracturamiento intenso y buena permeabilidad, por lo que se considera el acuífero profundo (CONAGUA, 2020).

La segunda unidad subyace a la unidad anterior y corresponde a una secuencia de materiales basálticos del Terciario y se denomina Volcánicos Superiores del Terciario. Dentro de esta unidad se incluye una secuencia de basaltos, brechas y tobas intercalada con materiales piroclásticos finos y sedimentos lacustres y es altamente permeable (CONAGUA, 2020).

Los parámetros hidrogeológicos característicos del acuífero son los siguientes: una transmisividad de entre 4,864.32 y 7,110.72 m²/día para los rellenos lacustres, y 8,873.28 m²/día para la escoria basáltica. Una permeabilidad de del orden de 8.64×10^{-4} m/día. La profundidad del nivel estático para el noreste del acuífero se encuentra entre los 100 y 50 m, en la parte central varía entre los 100 y 120 m y en el extremo sur varía entre 65 y 120 m de profundidad (CONAGUA, 2020). De acuerdo con un estudio hidrogeológico realizado para el relleno sanitario de Cuautitlán, la dirección de flujo subterráneo principal es de suroeste a noroeste, donde las sierras que delimitan la cuenca actúan como zonas de recarga. La siguiente figura (Figura 3.8) muestra la ubicación del del acuífero Cuautitlán-Pachuca y la localización del municipio de Cuautitlán Izcalli dentro de éste.

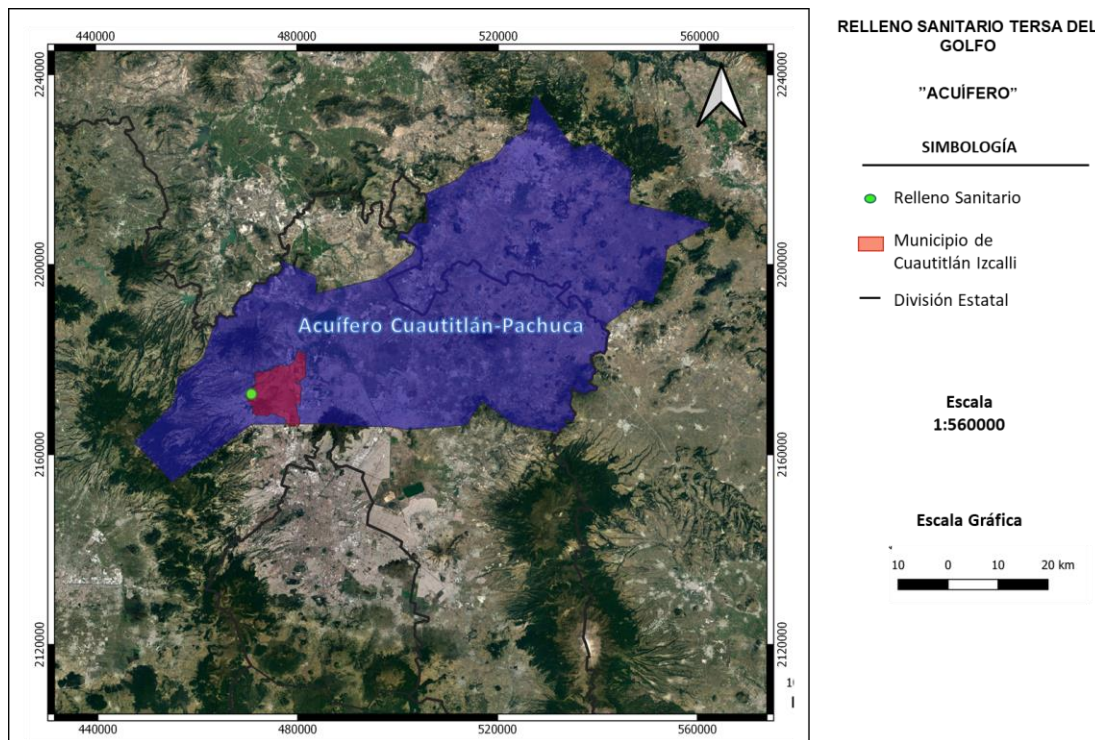


Figura 3.8 Acuífero Cuautitlán Pachuca. Elaborado con datos vectoriales de SINA (CONAGUA, 2020)

De acuerdo con registros del nivel estático en pozos de la red piezométrica de la CONAGUA, ubicados en el Municipio y los alrededores del relleno sanitario, la profundidad del nivel estático se encuentra entre 44 y 45 m hacia el suroeste del relleno sanitario y de 68 a 69 m hacia la zona noreste del relleno sanitario.

3.1.3.6. Edafología

De acuerdo con la Carta Edafológica Serie II, Ciudad de México E14-2, escala 1:250 000, en el municipio de Cuautitlán Izcalli existen los siguientes tipos de suelo: Vertisol, Leptosol, Phaeozem y Cambisol. El suelo predominante en el municipio y que abarca la zona del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli corresponde con Vertisol, localizado principalmente en la zona poniente y en las zonas planas. El Leptosol se presenta en pequeñas áreas en las partes más altas, al sur del municipio. El Phaeozem ocupa también pequeñas áreas al sur del municipio y el Cambisol se localiza principalmente al sur de la presa Guadalupe.

Cabe mencionar que los Cambisoles son suelos jóvenes susceptibles a la erosión que poseen cambios en el contenido de arcilla y en el color. En el subsuelo suelen tener acumulaciones de calcio, hierro, manganeso y arcilla. Por su parte, los Leptosoles son suelos muy susceptibles a la erosión, suelen contener altos porcentajes de piedras y grava y sus espesores son menores de 25 cm. Los suelos de tipo Phaeozemes se acumulan generalmente en zonas planas, son color pardo a negro, ricos en manganeso y potasio y sin carbonatos (INEGI, 2015). Estos tres tipos de suelo se distribuyen en el municipio de Cuautitlán Izcalli.

Específicamente el Vertisol es el tipo de suelo que se encuentra en el área de estudio y corresponden con suelos llamados pesados, de color negro o pardo oscuro, con más de 30% de arcillas expandibles, se forman en condiciones combinadas de sequía y humedad, por lo que la formación de grietas anchas y profundas es muy común cuando estos suelos están secos. Su capacidad de retención de humedad es alta, al igual que el intercambio mineral con la vegetación. Son resistentes a la erosión y son buenos amortiguadores de sustancia tóxicas. Estos suelos se presentan con profundidades de hasta 50m (INEGI, 2015).

Algunas de las características fisicoquímicas del suelo tipo vertisol presente en el área de estudio, reportados en la carta edafológica E14-2 obtenidos a partir de muestreos y análisis realizados, indican que estos suelos presentan pH de entre 7.2 y 8.1, un porcentaje de carbono orgánico de 0.6 a 1.9%, una Capacidad de Intercambio Catiónico Total (CICT) de 31.6 a 44.8 Cmol/Kg suelo y una conductividad eléctrica igual a 0.1 dS/m. Asimismo son suelos derivados de sustratos geológicos de tipo aluvial, con una clase textural franco arcilloso a arcilloso de estructura masiva (INEGI, 2013).

La siguiente figura (Figura 3.9) muestra la distribución de los suelos en la zona de Cuautitlán Izcalli y la ubicación del relleno sanitario del municipio.

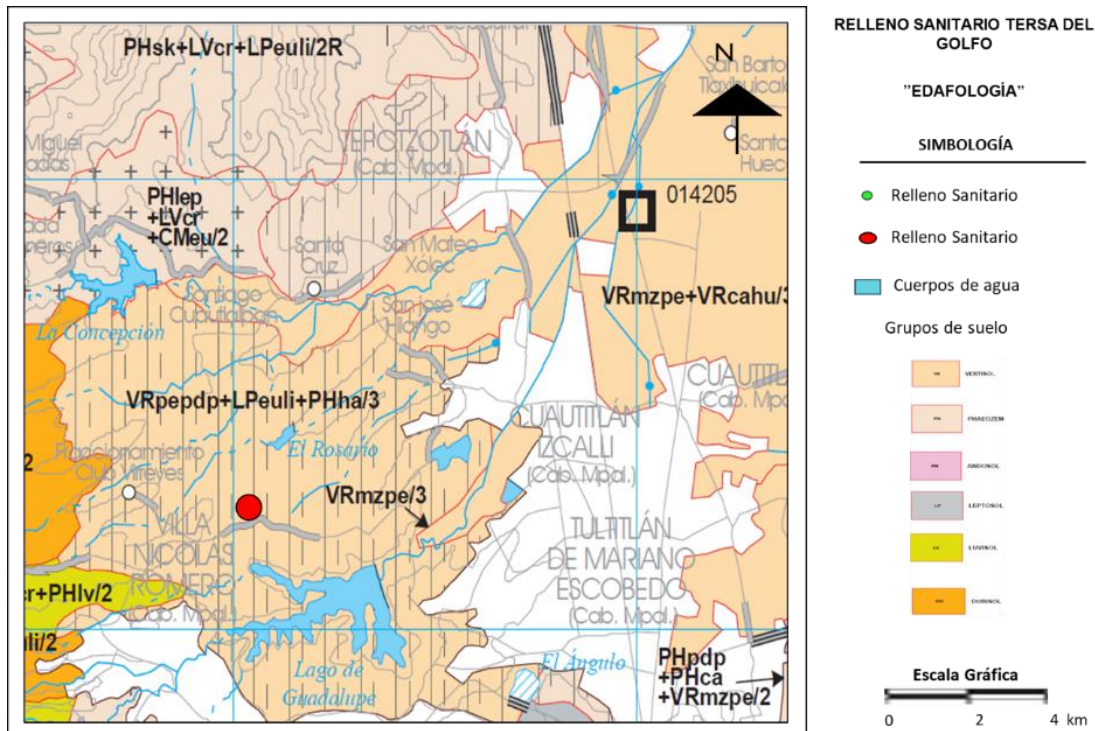


Figura 3.9 Edafología en el área de Cuautitlán Izcalli. Modificado de Carta Edafológica Serie II, Ciudad de México E14-2, escala 1:250 000. (INEGI, 2013).

3.1.3.7. Uso de suelo

De acuerdo con el Plan Municipal de Desarrollo Urbano de Cuautitlán Izcalli, 2013; el uso de suelo es aprovechado de la siguiente forma: el uso habitacional, es el uso más representativo del municipio y se concentra en la zona centro, sur, norte y poniente. El tipo de suelo de equipamiento se encuentra en todo el municipio, el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli se localiza en este tipo de suelo. El uso industrial se concentra hacia la zona oriente del municipio, mientras que el agrícola, afectado por la urbanización del municipio y los asentamientos irregulares, se localiza en la zona norponiente. El pastizal, se encuentra ubicado principalmente hacia el sur del municipio y el Bosque, se encuentran ubicadas principalmente cerca de cuerpos de agua y escurrimientos, en los márgenes de ríos, arroyos, canales y cañadas y a las orillas de presas y lagunas.

En la Tabla 3.5 se muestran la distribución del uso de suelo en el municipio de Cuautitlán Izcalli, de acuerdo con datos del Plan Municipal de Desarrollo Urbano,

2013 y en la Figura 3.10 se muestra el plano de zonificación de uso de suelo, en donde se puede apreciar que el relleno sanitario objeto de estudio, se localiza en una zona con uso de suelo de equipamiento urbano.

Tabla 3.5 Distribución del uso de suelo en Cuautitlán Izcalli. Gob. Cuautitlán Izcalli (2013).

Uso de suelo	Superficie (Ha)
Habitacional	5,632.3
Equipamiento	146.2
Industrial	1,236.6
Agrícola	1,117.9
Cuerpos de agua	444.1
Superficie total del municipio	11,021.9

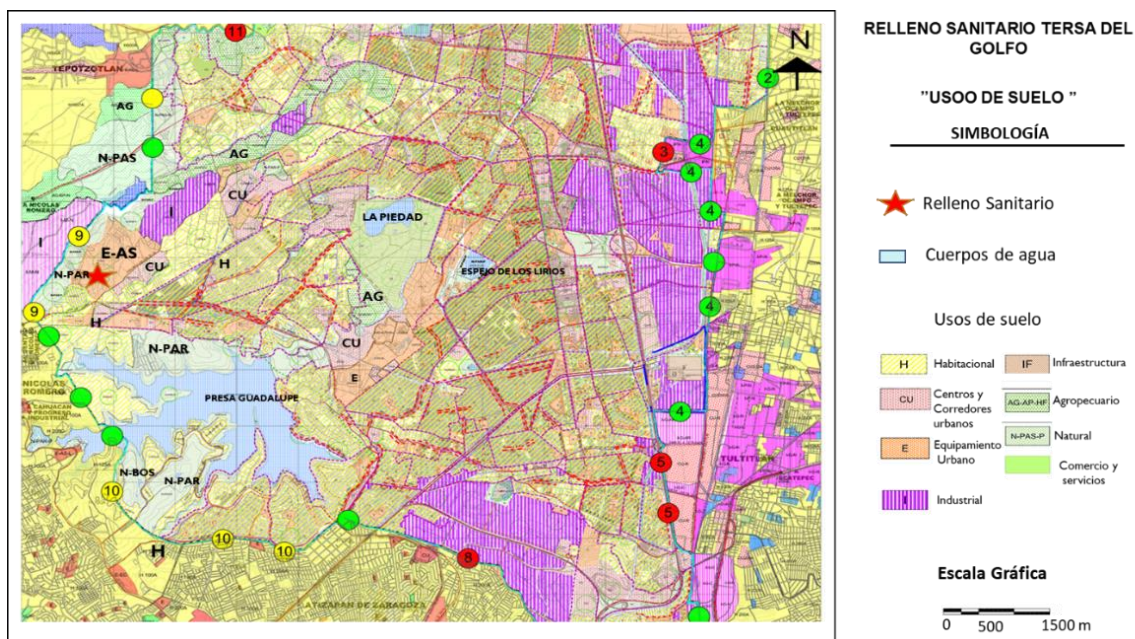


Figura 3.10 Uso de suelo en el municipio de Cuautitlán Izcalli. Modificado de Plano de condicionantes de uso de suelo D-7 (Gobierno del Estado de México, 2012)

3.1.4. Descripción de la infraestructura y operación

La información referente a las características técnicas y operativas de relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli se obtuvieron a través dos visitas de campo realizada a las instalaciones en el mes de enero y septiembre de 2022.

El relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli se encuentra ubicado en calle Prolongación Huehuetoca Col. Los Ahiles, Ejido de Sta. María Tianguistengo, en el municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México. Cuenta con una superficie de 422,434.12 m². Es un relleno sanitario operado por una empresa privada, comenzó operaciones en junio de 2010 y su operación está proyectada por 30 años.

El sitio de disposición final recibe los residuos sólidos urbanos de los municipios de Tepotzotlán, Atizapán de Zaragoza y Nicolas Romero, en el Estado de México, así como de los residuos de la Ciudad de México desde el año 2012. Cabe resaltar que no se depositan ahí los residuos propios del municipio de Cuautitlán Izcalli. Recibe 1,500 ton/día, por lo que se clasifica como un relleno tipo A. Opera los 7 días de la semana con los domingos solo de guardia. Los vehículos de carga que llegan a depositar los residuos son camiones de servicio público, camiones de transferencia y transporte particular de carga, principalmente (Foto 3.1).



Foto 3.1 Camiones de descarga particulares (a y d), camiones de descarga del servicio público (b), camiones de transferencia (c)

Respecto a la infraestructura con la que cuenta el relleno sanitario, se encuentra: un área de oficinas administrativas y estacionamiento, un área de pesaje equipada con dos básculas y caseta de medición y registro de pesaje, un área de taller mecánico para el mantenimiento de la maquinaria pesada empleada para la operación de las celdas (Foto 3.2). Cuenta con tractores compactadores y tractores de cadenas para compactar y acomodar los residuos y camiones de carga para transportar el material de cubierta extraído de un banco de materiales localizado en el mismo sitio. Además, tiene un canal de aguas pluviales (Foto 3.2 d), donde se descarga irregularmente aguas negras proveniente de la zona urbana adyacente al relleno, según los representantes del sitio.



Foto 3.2 *Infraestructura del relleno sanitario Cuautitlán Izcalli. Área de oficinas y estacionamiento (a), taller de mantenimiento (b), área de pesaje de camiones (c) y canal de aguas pluviales (d)*

Además, cuenta con un tanque de almacenamiento de diésel, una fosa séptica hermética y una caseta de vigilancia para el control de acceso al relleno sanitario.

Las celdas del relleno sanitario ya completadas y las que están en proceso de llenado, tienen en su base geotextil de 147 g/m² y geomembrana de polietileno de alta densidad de 60 milésimas de espesor para la impermeabilización y protección del suelo (Foto 3.3). Las celdas de confinamiento están divididas en 12 celdas con capacidad aproximada de 400,000 toneladas, de las cuales 11 ya han sido clausuradas y una se encuentra en operación; además se proyecta la construcción de una celda de emergencia con capacidad de 100,000 m³.



Foto 3.3 Celda cerrada (a y d), celda en operación (b y c)

El relleno sanitario cuenta con un sistema de recolección de lixiviados mediante tubería perforada de polietileno de alta densidad de 12" para red principal y 8" para la red secundaria, con una pendiente de 1.5% para canalizar los escurrimientos al cárcamo de bombeo y descargar en la laguna de evaporación de lixiviados (Foto 3.4), la cual cuenta con geotextil de 147 g/m² e impermeabilización con geomembrana de polietileno de alta densidad con calibre de 60 milésimas de espesor. También se realiza la recirculación de los mismos.



Foto 3.4 *Laguna principal de lixiviados (a y c), bombeo de lixiviados a la laguna de evaporación (b) y segunda laguna de lixiviados (d)*

Respecto al biogás generado, el relleno cuenta con 28 pozos para la recolección y quema del biogás (Foto 3.5) y un sistema de tubería ranurada de 8" de diámetro de polietileno de alta densidad y cubierta de grava filtrante.



Foto 3.5 Pozo de biogás

En el relleno sanitario se realiza un monitoreo ambiental, se monitorea semestralmente la composición del lixiviado, así como de la calidad del agua subterránea y se realiza el monitoreo de biogás. El monitoreo del lixiviado se efectúa en la laguna de lixiviados y el monitoreo de agua subterránea se realiza aguas arriba, en un pozo de extracción de agua para servicios localizado en la calle Virreyes y aguas abajo, en la Presa el Rosario. Cabe resaltar que el relleno sanitario no cuenta con pozos de monitoreo de agua subterránea.

En cuanto a la parte operativa de las actividades del relleno sanitario, el área operativa menciona que existe una verificación e inspección de cada unidad que ingresa con la finalidad de prevenir y detectar la disposición de residuos peligrosos o cargas sospechosas. Además, cuenta con una báscula electrónica para el registro del tipo y cantidad de residuos de entrada y un sistema integral de registro de control de entradas de residuos, denominado SITDG.

En cuanto a la construcción de la celda diaria, esta se conforma en capas de 40-60 cm y se compactan en capas delgadas, hasta alcanzar una altura de 3 a 4 m, con inclinación de taludes de 3:1, luego se cubre con tierra en capas de 10 a 15 cm. Cuando se conforma la celda maestra con las celdas diarias, se debe realizar la cobertura final de clausura para aislar los residuos y controlar la infiltración de líquidos, reducir la erosión, dar un soporte para una cubierta vegetal. Esta cobertura está dada por una capa de material férreo de 40 cm de espesor, con una permeabilidad de 1×10^6 cm/s, una capa de tierra húmica de 15 cm de espesor y una cubierta vegetal de raíces poco profundas.

Durante la visita se observaron algunas condiciones en la operación, como una dispersión de residuos ocasionada por las corrientes de viento, en una de las celdas ya cerradas (Foto 3.6 a). Asimismo, se observó una acumulación de residuos expuestos en un talud, sin ningún tipo de cobertura (Foto 3.6 b) y un escurrimiento de lixiviados proveniente de una de las celdas.

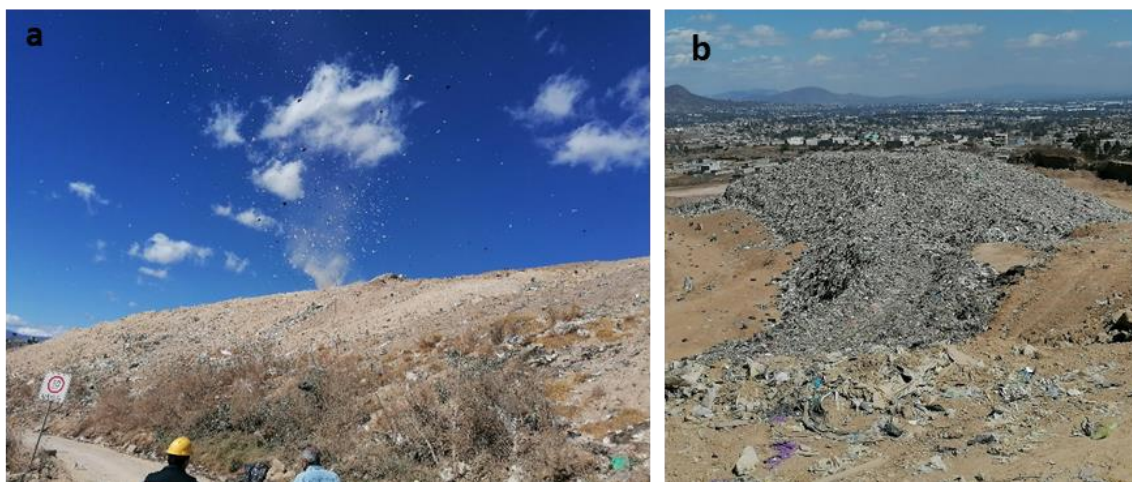


Foto 3.6 *Dispersión de residuos en celda cerrada (a), residuos expuestos en talud (b)*

Respecto a los lixiviados, se observaron acumulaciones de estos tanto en uno de los caminos de las celdas como en un área aledaña (Foto 3.7). Cabe mencionar que existen fauna (perros) que viven dentro del relleno sanitario que están en contacto con los lixiviados.



Foto 3.7 Acumulación de lixiviados a un costado de la celda (a), acumulación de lixiviados en zona adyacente a la celda (b), acumulación de lixiviados en caminos (c), escurrimiento de lixiviados (c)

En el Anexo I Memoria fotográfica del presente documento, se pueden consultar fotografías adicionales con relación a las instalaciones y operación del relleno sanitario de estudio.

Lixiviados

El relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli puede ser catalogado como un relleno estabilizado de acuerdo con (Yao, 2017), pues tiene más de 10 años en operación, lleva 12 años de operación y aún sigue activo.

Según el análisis del año 2021 del lixiviado proveniente de la laguna de evaporación, su composición es la de la tabla siguiente.

Tabla 3.6. Composición del lixiviado para el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli. Información proporcionada por la gerencia del relleno sanitario.

Determinación	Resultados	Unidades	Incertidumbre (+/-)
Parámetros de campo			
Potencial Hidrógeno	7.5	pH	N.A.
Temperatura	22	°C	N.A.
Materia flotante	Ausente	-	N.A.
Fisicoquímicos			
Sólidos sedimentables	0.2	mg/L	0.044
SST	760	mg/L	134.14
DBO	5,700	mg/L	1,333.23
DQO	18,301	mg/L	2,842.14
Nitrógeno total Kjeldahl	3,261.44	mg/L	613.8
N-nitritos	<0.0210	mg/L	N.A.
N-nitratos	<1,000	mg/L	N.A.
Nitrógeno total	3,261.4	mg/L	520.52
Fósforo total	78.38	mg/L	12.078
Grasas y aceites	<7.00	mg/L	N.A.
Cianuros	<0.048	mg/L	N.A.
Metales pesados			
Arsénico	0.0235	mg/L	0.0011
Cadmio	<0.020	mg/L	N.A.
Cobre	0.118	mg/L	0.01
Cromo Total	0.8	mg/L	0.058
Mercurio	0.001	mg/L	0.000094
Níquel	0.486	mg/L	0.037
Plomo	0.32	mg/L	0.03
Zinc	0.515	mg/L	0.042
Microbiológicos			
Huevos de Helminto	<1	Huevos de Helminto/L	-
Coliformes fecales	1,100	NMP/100ml	-

Debido a que el lixiviado presenta un pH de 7.5, ligeramente alcalino, según la clasificación presentada en la Tabla 2.7, el lixiviado corresponde con un lixiviado de intermedio a estabilizado. De acuerdo con Tchobanoglous *et al.* (1994), por el valor de pH que presenta, el lixiviado está en una fase de fermentación de metano, donde las concentraciones de DBO5, COT, DQO y nutrientes suelen ser más bajas.

Una condición de los lixiviados que es importante considerar y que está relacionada con el tiempo de operación, son las concentraciones de metales. Cuando un vertedero es joven, las concentraciones de metales son mayores porque está en una etapa de acidificación caracterizada por la producción de ácidos orgánicos y un pH bajo, por lo que los metales pesados tienen mayor solubilización. Por el contrario, cuando la edad del vertedero es mayor, las concentraciones de metales son mucho menores debido a que el pH aumenta; esto no ocurre para el plomo, pues tiende a formar complejos estables con los ácidos húmicos (Harmsen, 1983, citado en Gómez, 2014).

Respecto a la producción de lixiviado en el relleno sanitario, se reportan las siguientes cantidades para los años 2019 a 2021 (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Producción mensual de lixiviado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli (información proporcionada por la gerencia del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli).

Año	Producción mensual de lixiviado (m ³)												Prom.	Desv. Est.
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep		
2019	-	-	-	-	1,560	1,040	840	800	980	820	900	1,100	1,005	533.15
2020	1,400	1,420	1,500	1,500	1,400	700	500	580	620	1,000	1,000	800	1,035	391.09
2021	600	500	340	420	440	220	220	200	200	460	440	340	365	132.97

Como parte de los estudios preliminares realizados en el área del relleno sanitario, previo a su construcción, como lo son; estudio geológico, hidrogeológico y geotécnico, resaltan las siguientes características (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Características físicas en el área del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli.

Características	Descripción	Referencia
Geológicas	<p>El subsuelo del sitio está formado por materiales volcánicos con edades del Plioceno superior al Cuaternario. Presenta superficialmente materiales tobáceos limos arenosos de baja a mediana permeabilidad.</p> <p>No existen fallas o fracturas.</p> <p>Las unidades del sitio pertenecen a la Formación Tarango.</p>	<p>Estudio geológico y geohidrológico regional para la caracterización y evaluación del sitio donde se proyecta la instalación de un relleno sanitario en Santa María Tianguistengo, municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México. 2009.</p>
Hidrogeológicas	<p>Dirección del flujo subterráneo principal SW-NE.</p> <p>El acuífero es semiconfinado.</p> <p>El nivel estático se encuentra a profundidades de 112 m a 135 m.</p>	<p>Estudio geológico y geohidrológico regional para la caracterización y evaluación del sitio donde se proyecta la instalación de un relleno sanitario en Santa María Tianguistengo, municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México. 2009.</p>
Geotécnica	<p>El suelo del sitio se compone dentro de la profundidad explorada (15m) por estratos de limos arenosos de consistencia firme a muy dura, con algunas intercalaciones de arenas finas limosas compactas.</p> <p>Los valores de K (coeficiente de permeabilidad) son de alrededor de 1×10^{-6} cm/s, se considera un suelo impermeable pero no una barrera impermeable.</p>	<p>Estudio de Mecánica de Suelos, Sitio de Disposición Final de residuos sólidos urbanos, Santa María Tianguistengo, Cuautitlán Izcalli, Estado de México. 2009.</p>
Geofísicas	<p>En el área se identifican tres unidades:</p> <p>Unidad I.-con resistividades bajas a intermedias del orden de 10 a 32 Ohm-m, indicativas de materiales tobáceos limos arenosos, con espesores de hasta 40m. Unidad II.- Por debajo del paquete anterior se detectaron resistividades del orden de 38 a 175 Ohm-m, asociadas a toba arenosa con limo con espesores indefinidos, medianamente permeable. Unidad III.- Subyaciendo a los dos paquetes anteriores con resistividades mayores a 207 Ohm-m, asociadas a rocas volcánicas, de espesor indefinido, conforman el subsuelo profundo del sitio y son altamente permeables, los cuales posiblemente almacenan el acuífero profundo del sitio.</p>	<p>Estudio geofísico de resistividad para la caracterización geológica y geohidrológica del sitio donde se proyecta la instalación de un relleno sanitario en Santa María Tianguistengo, municipio de Cuautitlán Izcalli, Edo. de México. 2009.</p>

4. METODOLOGÍA

En la figura siguientes (Figura 4.1), se muestra un diagrama de flujo con la metodología general empleada en la presente investigación.

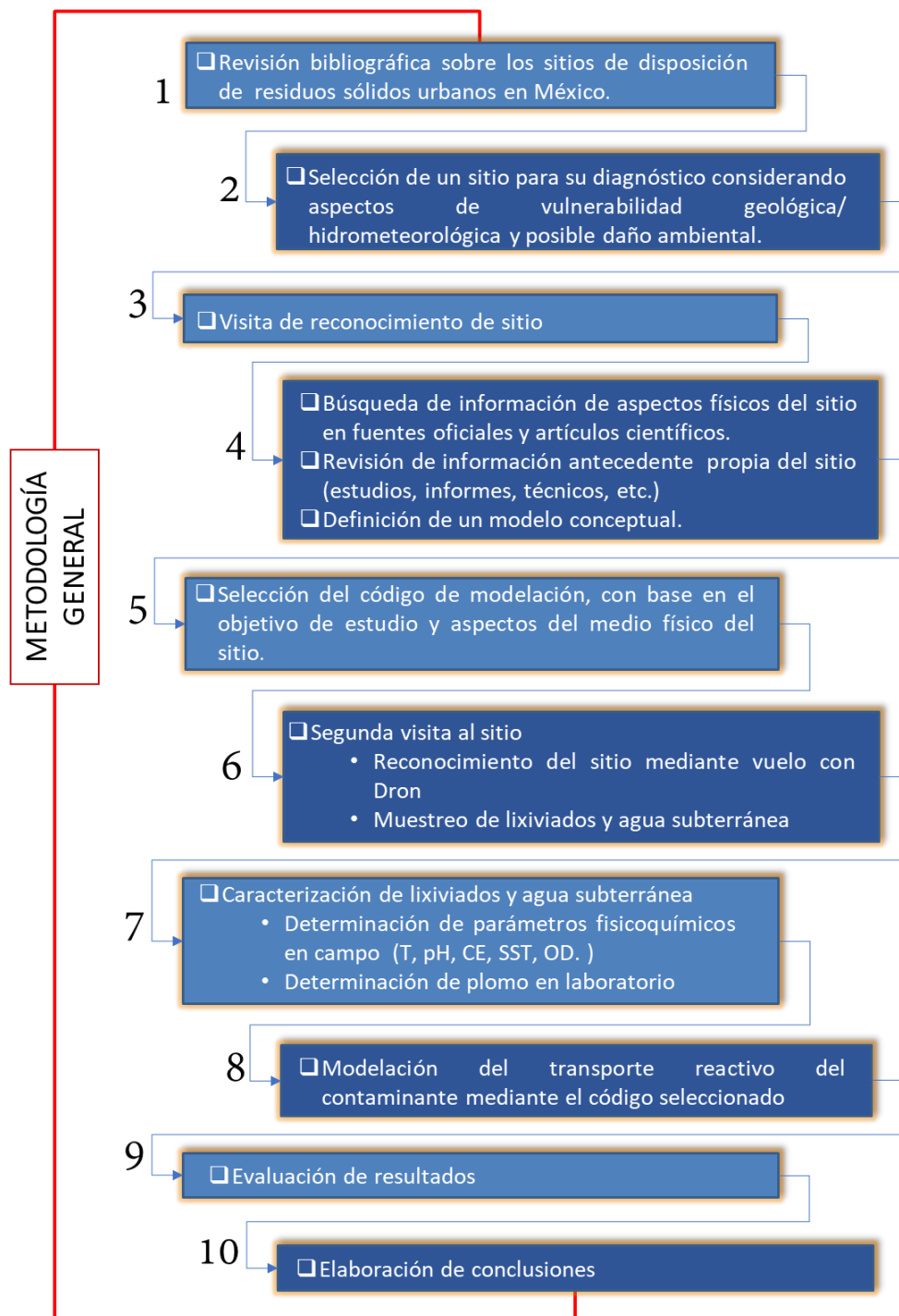


Figura 4.1 Diagrama de la metodología general

Como se muestra en el diagrama anterior, la metodología general para el cumplimiento del objetivo contempla diversas etapas, desde la investigación del estado que guardan los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en México, la selección del sitio, la recopilación de información del medio físico y aspectos operacionales propios del sitio para el establecimiento de un modelo conceptual; así como el trabajo de campo enfocado tanto en el reconocimiento del área de estudio como en trabajos de muestreo, para luego realizar análisis de laboratorio que permitan tener datos sobre las características del lixiviado y agua subterránea y las concentraciones del contaminante seleccionado, para ser incluidos en el modelo y finalmente, establecer el alcance de una posible contaminación a través del modelo de transporte reactivo del contaminante con el código seleccionado.

En lo que se refiere a la definición del modelo conceptual, la determinación de éste en la zona de estudio es la parte fundamental de y una modelación de transporte de contaminantes, por lo que el establecimiento y definición de ciertos parámetros e información que representa las condiciones del medio prevalecientes al interior y exterior del relleno sanitario permitirá la correcta implementación de dicho modelo; entendiéndose como modelo conceptual una representación esquemática de las condiciones que prevalecen en un sitio y más específicamente enfocadas en los mecanismos de liberación de contaminantes, su transporte y las posibles rutas y vías de exposición que pudieran existir (SEMARNAT, 2007).

La modelación se realizó contemplando el caso más desfavorable que se pueda presentar en el relleno sanitario, que estaría dado por un escenario físico en el cual la cubierta impermeable de la laguna de evaporación de lixiviados no realice su función y ocurra una incorporación de concentraciones de la masa del contaminante, en este caso se considera el plomo como el contaminante de interés.

Los elementos que se consideraron para el modelo conceptual fueron: definición de un perfil estratigráfico en la zona de estudio, la definición de la conductividad

hidráulica K , la definición del flujo y profundidad de agua subterránea, la caracterización de los lixiviados generados y del agua subterránea (Figura 4.2).

Cabe destacar que gran parte de la información requerida para la alimentación del modelo, se tomó de estudios previos realizados en el sitio, como lo son: estudios hidrogeológicos, geológicos, geotécnicos, geofísicos y análisis químicos de lixiviados.

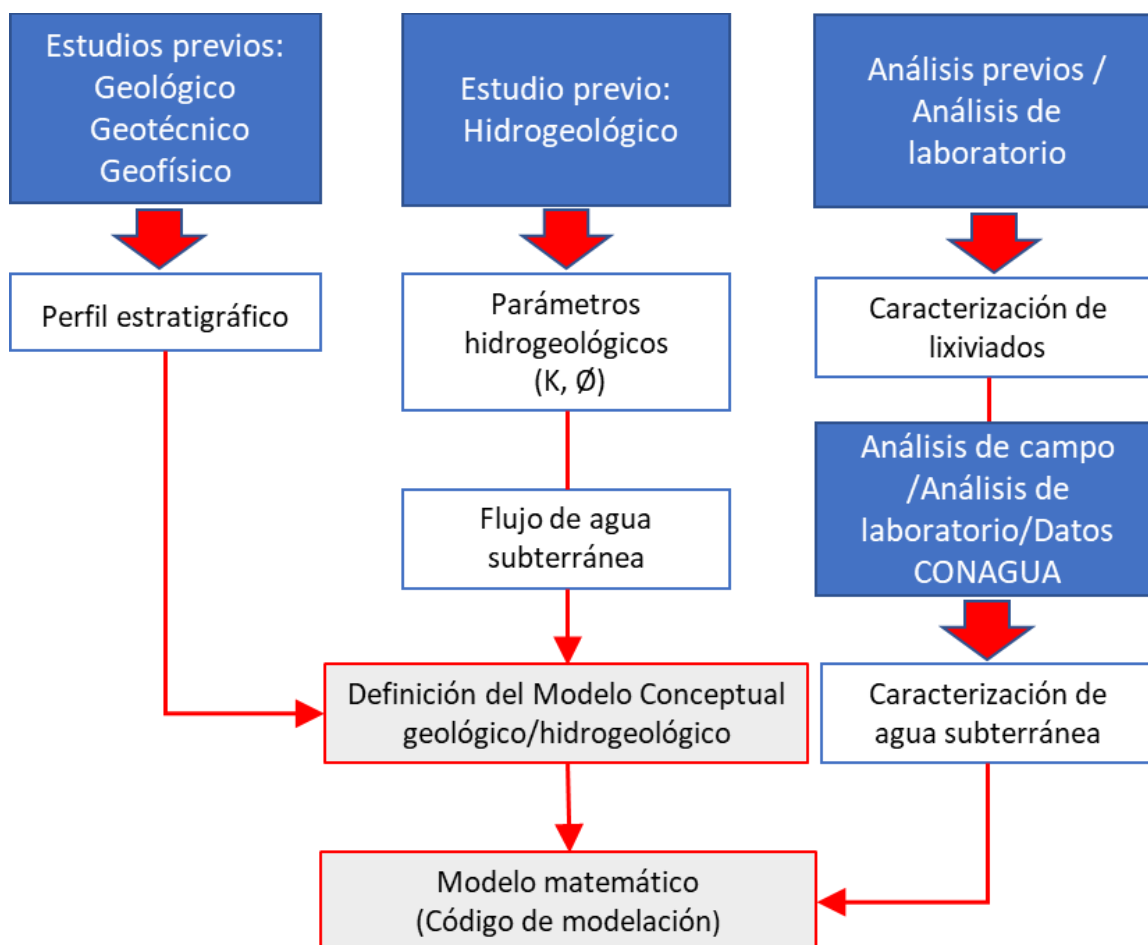


Figura 4.2 Diagrama de la configuración del Modelo Conceptual

En los apartados subsecuentes se describen cada una de las actividades específicas realizadas como parte de la metodología.

4.1. DEFINICIÓN DEL PERFIL ESTRATIGRÁFICO

Se elaboró un perfil estratigráfico a partir de información derivada de los estudios realizados previamente en el relleno sanitario como son: geológicos, geofísicos y geotécnicos; que permitieron conocer la configuración litológica y la clasificación granulométrica de la zona de estudio. A partir de las curvas de nivel de la zona de estudio se construyó un perfil topográfico con dirección sureste- noroeste y se superpuso con un perfil geofísico para definir las unidades litológicas existentes.

Cabe mencionar que la existencia de estos estudios antecedentes está indicada por la norma NOM-083-SEMARNAT-2003, la cual especifica los diferentes estudios y análisis requeridos, previos a la construcción de sitios de disposición final en función de la clasificación del relleno sanitario, tal como se muestra en tabla siguiente (Tabla 4.1).

Tabla 4.1 Estudios y análisis previos requeridos para la construcción de sitios de disposición final conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003

Estudio y análisis	Clasificación respecto a la capacidad del Relleno Sanitario en tonelaje recibido (ton/día)		
	A >100	B 50 hasta 100	C 10 y menos de 50
Geológico y Geohidrológico Regionales	X		
Evaluación Geológica y Geohidrológica	X	X	
Hidrológico	X	X	
Topográfico	X	X	X
Geotécnico	X	X	X
Generación y composición de los RSU y de Manejo Especial	X	X	X
Generación de biogás	X	X	
Generación de lixiviado	X	X	

Actualmente el relleno de Cuautitlán Izcalli recibe 1,500 ton/día y se encuentra clasificado como tipo A.

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS Y AGUA SUBTERRÁNEA

Se realizaron muestreos de lixiviados y agua subterránea y se analizaron los siguientes parámetros de campo: pH, conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T) y Sólidos Suspendidos Totales (SST). En laboratorio se determinó el contenido de plomo total.

Para el muestreo de agua subterránea, se consideraron inicialmente dos pozos de extracción de agua más cercanos al relleno sanitario, localizados aguas arriba y aguas abajo de este. El muestreo aguas arriba se realizó en el pozo de extracción de agua localizado en calle Virreyes en el municipio de Cuautitlán Izcalli, ubicado a 2.7 km al suroeste del relleno sanitario. El punto de muestreo aguas abajo se consideraba en el pozo más cercano al relleno sanitario en dirección noreste, como se muestra en la Figura 4.3, donde se señala la localización de pozos de extracción de agua en las inmediaciones y las opciones para los posibles puntos de muestreo. Sin embargo, cabe aclarar que el muestreo aguas abajo no se realizó, debido a la lejanía de los pozos respecto al área de estudio. Como información complementaria, se consideraron datos de calidad de agua subterránea de la red de monitoreo de la CONAGUA para complementar las características del agua subterránea de la zona.

Durante el muestreo, se registró la posición geográfica del punto muestreado utilizando un equipo con Sistema de Posicionamiento Global (GPS) y los datos se ubicaron en un mapa utilizando un SIG.

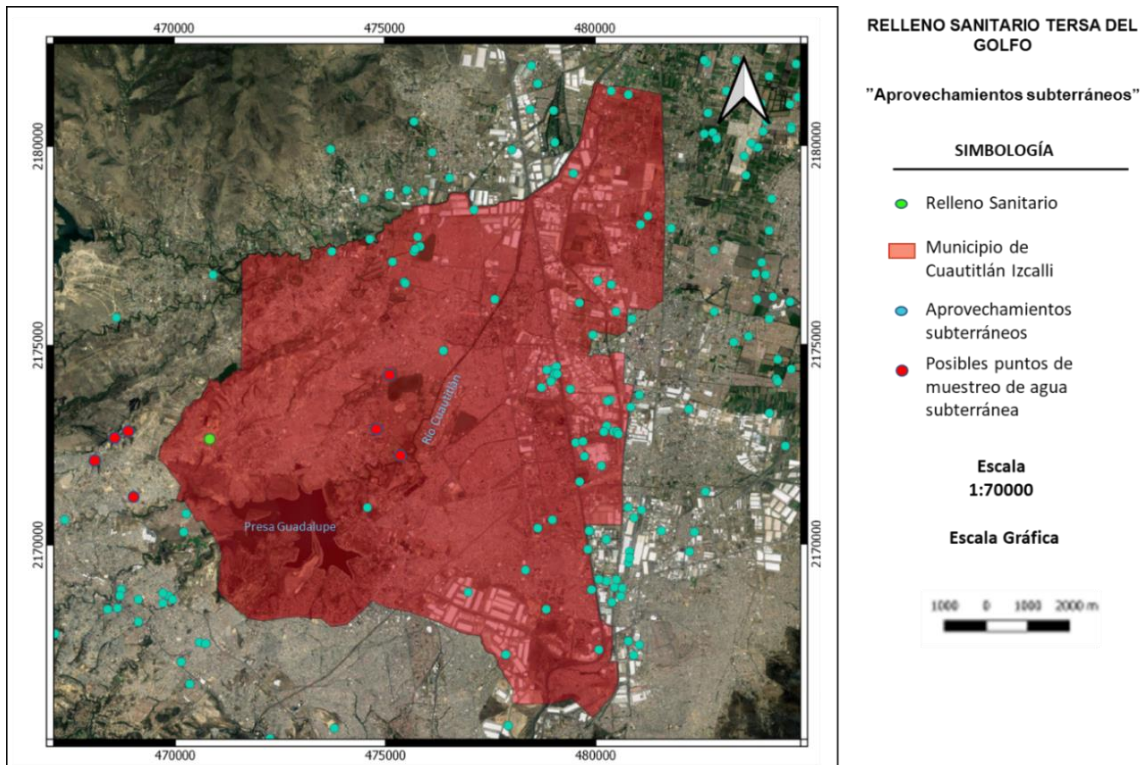


Figura 4.3 Pozos de aprovechamiento de agua en los alrededores del relleno sanitario. CONAGUA, 2018

4.2.1. Muestreo

Para conocer las características del lixiviado generado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli y obtener los parámetros necesarios del modelo de transporte, en septiembre del año 2022, se realizó un muestreo del lixiviado en tres puntos de interés.

El muestreo se realizó conforme a las especificaciones de la NMX-AA-003-1980 Aguas residuales. -Muestreo, en tres puntos previamente seleccionados. La muestra LIX-01-LAG se recolectó directamente de la descarga de lixiviado a la laguna de evaporación de lixiviado, cabe mencionar que la descarga en esta área proviene de una de las celdas más recientes y la actualmente activa. La muestra identificada como LIX-02-CARC1 se recolectó del cárcamo en la zona sureste de la celda inactiva y la tercera muestra identificada como LIX-03-CARC2, se tomó en zona suroeste de la celda inactiva. En la Figura 4.4 se muestra la localización de los puntos de muestreo.



Figura 4.4 Ubicación de puntos de muestreo de lixiviado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli

Asimismo, se realizó un muestreo de agua subterránea en un pozo de extracción aguas arriba del relleno sanitario, a 2.7 km al suroeste (Figura 4.5).

Una vez que las muestras fueron colectadas, se realizó la preservación correspondiente; para el caso de la determinación de plomo, las muestras fueron colectadas en frascos de 500 ml de polietileno y se preservaron añadiendo ácido nítrico concentrado hasta obtener un $\text{pH} < 2$. Posteriormente se realizó la refrigeración a $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su análisis en laboratorio.

En el Anexo I Memoria fotográfica, se muestran la evidencia fotográfica de las actividades de muestreo realizadas para la presente investigación.



Figura 4.5 Ubicación de puntos de muestreo de agua

4.2.2. Análisis de las muestras

Se realizaron mediciones en campo a las muestras de lixiviado y a la muestra de agua subterránea. Los parámetros medidos fueron los siguientes: temperatura (T), pH, Conductividad eléctrica (CE), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Oxígeno disuelto (OD). Las mediciones se realizaron con un medidor multiparamétrico portátil marca Hanna.

Las muestras de lixiviado y agua subterránea fueron analizadas en el laboratorio de Ingeniería Ambiental, del Posgrado de Ingeniería de la UNAM, para la determinación de plomo total. El análisis se realizó conforme al método NMX-AA-051-SCFI-2001 Determinación de metales por Absorción Atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba. El equipo utilizado fue un Espectrofotómetro de Absorción Atómica marca GBC-Avanta. Para la determinación de plomo se utilizó el método de absorción atómica por llama.

En el Anexo I Memoria fotográfica, se muestran la evidencia fotográfica de las actividades de laboratorio realizadas para la presente investigación.

4.3. MODELACIÓN DEL TRANSPORTE REACTIVO DE PLOMO

El presente estudio representa un ejercicio de gran interés para la modelación del transporte de contaminantes provenientes de rellenos sanitarios. Para la modelación se consideró un escenario supuesto desfavorable en el relleno sanitario, que estaría dado por una rotura de la cubierta impermeable de la laguna de evaporación de lixiviados y en consecuencia una incorporación de la masa de contaminante proveniente de la infiltración de estos.

Se tiene documentado que el acuífero en el área de estudio se encuentra a profundidades de entre entre 65 y 120 m (CONAGUA, 2015) y una profundidad de 60 m en el pozo más cercano al relleno, de acuerdo con registros del nivel estático en pozos de la red piezométrica de la CONAGUA. La evidencia revisada del impacto del lixiviado generado en rellenos sanitarios en agua subterránea, en donde se ha evaluado la presencia de metales pesados en estudios previos (ver apartado 3 del presente documento), muestran que la afectación se presenta en acuíferos someros con profundidades de hasta 30 m; para el presente trabajo, se consideró la modelación del transporte vertical de contaminantes en la zona no saturada, considerando un espesor de 60 m, con la finalidad de evaluar si el transporte de plomo puede alcanzar el nivel freático de la zona de estudio y causar un impacto negativo.

Los mecanismos de transporte de plomo utilizados para la presente investigación fueron la advección y dispersión hidrodinámica; además se contempló la sorción como mecanismo de atenuación, considerando la adsorción y el intercambio iónico; debido a que la adsorción es uno de los procesos más relevantes en la interacción entre los metales y los suelos; también se conoce que el plomo se adsorbe en superficies constituyentes del suelo como arcilla, óxidos, hidróxidos, oxihidróxidos y materia orgánica (EPA, 1999). El medio lo representa el medio

litológico propio del sitio, que corresponde con limos arenosos de color café de consistencia firme a muy dura, con intercalaciones de arenas finas limosas compactas color café (Estudio geotécnico, 2009). Se asume que la litología del medio es homogénea hasta la profundidad de interés.

Para tal fin, se empleó el código geoquímico PHREEQC, que es un código desarrollado por el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) por sus siglas en inglés, escrito en el lenguaje de programación C++ capaz de realizar múltiples cálculos geoquímicos acuosos. Este programa está basado en la química de equilibrio de soluciones acuosas que interactúan con minerales, gases, soluciones sólidas, intercambiadores y superficies de sorción. Puede modelar reacciones cinéticas y transporte unidimensional. Un algoritmo de diferencia finita de transporte 1D puede simular procesos de transporte advectivo- dispersivo y la difusión (USGS, 2022). Los procesos de transporte se pueden combinar con reacciones químicas cinéticas y de equilibrio que producen la capacidad de emular los códigos de transporte reactivo más simples (Thyne, 2007).

La simulación consideró un escenario físico en el cual la cubierta impermeable de la laguna de evaporación de lixiviados no realice su función debido a una posible rotura y ocurra una incorporación de concentraciones de la masa del contaminante, así como la variación de la pluma de contaminación considerando incrementos en el tiempo.

4.3.1. Parámetros de modelación

Los parámetros utilizados para el establecimiento del modelo fueron los siguientes: se consideró una solución de infiltración que está representada por el lixiviado del relleno sanitario que presenta las mayores concentraciones de plomo total (muestra LIX-02-CARC1), cuya concentración es de 0.894 ppm; con un pH de 7.89, una temperatura de 26 °C y una densidad de 1.00 g/cm³. Las concentraciones de cloruro y sodio empeladas fueron de 200 ppm y 400 ppm, respectivamente; consideradas en la literatura como máximo valor para lixiviados

en vertederos maduros (mayores de 10 años), de acuerdo con Tchobanouglus *et al.* (1994). Dado que no se cuenta con un valor específico de estos constituyentes para el sitio de estudio, considerar valores asociados a la edad del relleno sanitario es pertinente, pues como se ha mencionado en apartados anteriores, la composición de un lixiviado varía con el tiempo y las concentraciones de los constituyentes se ven afectadas por este factor. Para el caso del cloruro y el sodio, las concentraciones tienden a disminuir en los lixiviados de sitios de disposición final considerados como maduros (Torres, *et al.*, 2014; Magallón, 2007; Rojas, *et al.* 2021).

La biodisponibilidad y el movimiento de un contaminante tóxico en los suelos con minerales arcillosos se ve afectado por las reacciones de sorción (Gu *et al.*, 2010). De este modo, en la modelación fueron empleadas dos superficies de sorción, una superficie de arcilla montmorillonita y otra superficie de óxido férrico hidratado, dado que los óxidos de hierro en el suelo son importantes debido a que existen prácticamente en cualquier tipo de suelo, aunque sea en pequeñas cantidades (Acevedo *et al.*, 2004). La superficie de sorción para óxido férrico hidratado (Hfo) se definió a partir de datos predeterminados de la base de datos de PHREEQC que se derivan de Dzombak y Morel (1990) (USGS, 2022).

Asimismo, se establecieron las siguientes características para las superficies sorbentes: una superficie específica de 754.40 m²/g para la arcilla, de acuerdo con datos tomados de la literatura de valores típicos. Para el óxido férrico hidratado, una superficie específica de 600 m²/g, derivado de la base de datos de PHREEQC. Estos valores son datos relevantes para la modelación dado que la superficie específica es la superficie total del suelo por cada gramo del mismo, expresado en m² /g y está relacionada con procesos como el movimiento y la retención de agua, la capacidad de intercambio catiónico, la adsorción, entre otros (Sarli *et al.*, 1993); asimismo, todas las partículas del suelo poseen una carga eléctrica que puede ser negativa o positiva, esa carga está en relación directa con la superficie específica (Parrado y Tolosa, 2017).

Para la modelación del transporte advectivo- dispersivo de solutos se estableció una columna con una longitud de 60 m, definida a través de 60 celdas con una longitud de 1 m cada una. Lo anterior partiendo de que la profundidad del nivel freático en la zona de estudio se encuentre a 60 m, que correspondería a la distancia que el plomo disuelto tendría que transportarse para alcanzar el nivel freático e impactar el agua subterránea.

Para el cálculo de la velocidad a la que las partículas atraviesan el medio poroso, se calculó la velocidad real a partir de la velocidad de Darcy, mediante las siguientes ecuaciones.

$$V = -K \frac{dh}{dl} \quad (\text{Ecuación 6.1})$$

Donde:

V	=	Velocidad de Darcy, m/año
K	=	Coefficiente de permeabilidad, m/año
dh/dl	=	Gradiente hidráulico, m/m
h	=	Pérdida de carga, m
l	=	Longitud del camino del flujo, m

$$V_{real} = \frac{V}{me} \quad (\text{Ecuación 6.2})$$

Donde:

V_{real}	=	Velocidad real, m/año
V	=	Velocidad de Darcy, m/año
Me	=	Porosidad eficaz

Considerando una permeabilidad de 0.32 m/año (valor tomado del estudio de mecánica de suelos para el sitio), una pérdida de carga y longitud del camino de flujo iguales a 60 m y sustituyendo estos valores en la ecuación 6.1, se obtiene una velocidad de Darcy igual a -0.32 m/año.

$$V = \left(-0.32 \frac{m}{año}\right) * \frac{60 m}{60 m}$$

$$V = -0.32 m/año$$

Para el cálculo de la velocidad real se sustituye en la ecuación 6.2 la velocidad de Darcy obtenida y la porosidad eficaz, que para este caso se considera igual a 19%, valor asignado para un medio constituido por limos, de acuerdo con datos de la literatura. De este modo se obtiene una velocidad real de 1.68 m/año.

$$V_{real} = \frac{-0.32 \text{ m/año}}{0.19}$$

$$V_{real} = 1.68 \text{ m/año}$$

A partir de la velocidad real calculada, se estima un paso del tiempo para cada celda iguala 1.9×10^7 s, que representa el tiempo que tarda la solución en la columna, en este caso el lixiviado, en viajar a la celda siguiente. El establecimiento de este parámetro fue definido a partir de la conductividad hidráulica propia del subsuelo del relleno sanitario, que tiene un valor de 1×10^{-6} cm/s ó 1×10^{-8} m/s para limos arenosos. Se asume que el valor de la conductividad hidráulica es constante, pues el medio se considera homogéneo hasta la profundidad de interés.

Para que el frente de la solución contaminante se mueva a través de toda la columna, se establecieron 60 turnos, igual al número de celdas definidas inicialmente; además se consideró una dirección de flujo hacia adelante.

Para calcular el coeficiente de dispersividad, se han determinado diversas relaciones empíricas y teóricas como la ecuación 6.3, que está en función de la longitud recorrida por el flujo (Thyne, 2007).

$$\alpha L = 0.1 * L_x \quad (\text{Ecuación 6.3})$$

Donde:

αL = Coeficiente de dispersividad longitudinal
 L_x = Longitud recorrida por el flujo

Cabe mencionar que, de acuerdo con Freeze y Cherry (1979) los estudios de dispersión reportados en la literatura han encontrado que la dispersividad longitudinal se encuentra en un intervalo de 0.1 a 10 mm para materiales arenosos

homogéneos y en condiciones controladas de laboratorio. Normalmente los valores de dispersividades en sistemas de campo son mucho más altos, con valores de hasta 100 m para dispersividad longitudinal y de hasta 50 m para dispersividad lateral.

El valor que se consideró en la modelación se calculó a partir de la ecuación 6.3; para la cual se consideró una longitud de celda recorrida igual a 1 m, de esta ora se obtiene un coeficiente de dispersividad de 0.1 m

Finalmente, para el cálculo del coeficiente de difusión efectiva se utilizó la expresión de la ecuación 6.4, para la cual se consideró una porosidad eficaz igual a 19% para limos, un coeficiente de 2, designado para materiales consolidados y un coeficiente de difusión para plomo, con dilución en agua a 25 °C igual a $9.45 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (Lasaga, 1998). Cabe mencionar que el coeficiente de difusión que se considera para iones comunes en el agua subterránea (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-}) tienen coeficientes de difusión en un intervalo de 1×10^{-9} a $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ a 25 °C (Robinson and Stokes, 1965, citado en Freeze y Cherry, 1979).

$$D^* = D_m * (m_e)^c \quad (\text{Ecuación 6.4})$$

Donde:

- D^* = Coeficiente de difusión efectiva
 D_m = Coeficiente de difusión
 m_e = Porosidad eficaz
 c = Coeficiente (1,8 a 2,0 para materiales consolidados; 1,3 para arenas no consolidadas)

Sustituyendo los valores en la ecuación 6.5, como se muestra en el siguiente cálculo.

$$D^* = 9.45 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s} * (0.19)^2$$

$$D^* = 3.41 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$$

De esta manera se obtiene un coeficiente de difusión efectiva igual a $3.41 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$, valor que será el utilizado para la modelación.

En la Figura 4.6 se muestra de manera parcial, la escritura del código creado para la modelación con PHREEQC, con base en los parámetros de modelación descritos anteriormente; la hoja completa de entrada y la salida de datos de la modelación se muestra en el Anexo II Memoria de cálculo.

```
C:\Users\MARILENA\Documents\1. MGM\0. POSGRADO SEM 2023-02\MODELO\MODELO_TESIS_16_01.phr - Notepad++
File Edit Search View Encoding Language Settings Macro Run TextFX Plugins Window ?
MODELO_TESIS_16_01.phr MODELO_TESIS_16_01.phr.out MODELO_TESIS_B.phr MODELO_TESIS_B.phr.out PEUEBA_5b.phr
1 SOLUTION_MASTER_SPECIES
2 Montmorillonite Montmorillonite 0.0 367.017 367.017
3 SOLUTION_SPECIES
4 Montmorillonite = Montmorillonite
5 -log_k -45.027
6 -delta_h 58.373 kcal
7 PHASES
8 Ca-Montmorillonite
9 Ca0.165Al2.33Si3.67O10(OH)2 + 12 H2O = 0.165Ca+2 + 2.33 Al(OH)4- + 3.67 H4SiO4 + 2 H+
10 -log_k -45.027
11 -delta_h 58.373 kcal
12 -Vm 156.16
13 SOLUTION 0 Pulse solution leachate #solution injected
14 Units ppb
15 pH 7.89
16 density 1.00
17 temp 26.0
18 Na 200000
19 Cl 400000
20 Pb 894
21 SOLUTION 1-60 Background solution initially filling column
22 Units ppb
23 pH 8.4
24 density 1.00
25 temp 24.7
26 Na 121840
27 Cl 31760
28 SELECTED_OUTPUT
29 -file grid4disp.csv
30 -selected_out true
31 -high_precision false
32 # set value for all indentifiers to follow (lines 1 - 6)
33 -reset true
34 -simulation true
35 -state true
36 -solution true
37 -distance true
38 -time true
39 -step true
40 -percent_error true
41 -totals Cl Na Pb
42 SURFACE_MASTER_SPECIES
43 Hfo_s Hfo_sOH
44 Surfa_s Surfa_sMontmorillonite
User Define File - Phreeqc
```

Figura 4.6 Hoja de entrada del código de modelación en PHREEQC

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. REVISIÓN DEL ESTADO QUE GUARDAN LOS SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL EN MÉXICO

Como resultado de revisión bibliográfica del estado que guardan los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en México, se identificó que prevalece la disposición final como última etapa de la gestión de residuos; un 72% de los residuos generados son enviados a disposición final, predominando la disposición en rellenos sanitarios, seguida de la disposición en tiraderos a cielo abierto y finalmente la disposición en sitios controlados. El resto de los residuos es valorizado y aprovechado de distintas maneras, como puede ser: reutilización, reciclaje, co-procesamiento, tratamiento y aprovechamiento energético.

En México existen un total de 2,203 sitios de disposición final, de los cuales más de la mitad no cuenta con infraestructura para la protección al ambiente, como es: impermeabilización, captación de lixiviados, tratamiento de estos y captación de biogás; lo que puede convertir a estos sitios en una potencial fuente de contaminación. Además, existen 277 sitios de disposición final en condiciones de un sitio contaminado, de acuerdo con datos del Sistema de Información de Sitios Contaminados (SISCO) de la SEMARNAT.

En lo que respecta a la legislación en materia de disposición de residuos sólidos urbanos, la legislación mexicana está regida fundamentalmente por dos leyes, la LEGEEPA y la LEGEPGIR; las cuales engloban de manera general aspectos rectores de las diferentes actividades dentro de la gestión de residuos sólidos. En lo particular, la disposición final de residuos sólidos urbanos se rige por una única norma oficial mexicana, la NOM-083-SEMARNAT-2003. Aunque existen leyes y una norma que regula la disposición fina de residuos sólidos urbanos, aún existe la disposición de residuos de manera clandestina, en sitios que no son adecuados para este fin, afectando los ecosistemas y el medio ambiente, como consecuencia de la existencia de un esquema endeble de regulación.



Por otro lado, la legislación mexicana establece que los municipios son los responsables de la disposición final de residuos sólidos urbanos y de cada una de las etapas de su manejo, además de la regulación de los usos del suelo conforme a los programas de ordenamiento ecológico y de desarrollo urbano y en consecuencia de la regulación de las áreas en las que se establecerán los sitios de disposición final. Al respecto, es claro que los sistemas implementados por los municipios en el manejo integral de residuos resultan ser ineficientes y se ven rebasados en sus capacidades administrativas y de control, pues la disposición final es deficiente en cuanto al equipamiento e infraestructura necesaria para estos sitios, además de que todavía existen tiraderos clandestinos.

5.2. ANÁLISIS CON SIG DE AGENTES PERTURBADORES GEOLÓGICOS E HIDROMETEOROLÓGICOS

En lo que se refiere a la selección del sitio de estudio, el análisis espacial realizado a través de la implementación de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la extracción y superposición de datos, mediante el cual se realizó la superposición de sitios de disposición final para el Estado de México y zonas de riesgo y/o vulnerabilidad asociadas a agentes perturbadores geológicos e hidrometeorológicos de relevancia para los sitios de disposición final, como son: hundimientos, agrietamientos, inestabilidad de laderas, presencia de fallas y fracturas, sismos e inundaciones; permitió determinar que existen sitios de disposición final de los tres tipos, ubicados en zonas catalogadas con presencia de hundimientos y agrietamientos; sitios de disposición final, predominantemente tiraderos a cielo abierto, en zonas con un grado medio a muy alto de susceptibilidad a deslizamientos, sobre todo en la zona sur poniente del Estado de México. Asimismo, existen algunos sitios de disposición final localizados en zonas de fallas geológicas, sobre todo hacia el norte de la entidad y una gran cantidad de sitios en zonas catalogadas con un riesgo medio a alto para inundaciones y con un índice de inundabilidad para un periodo de retorno de 100 años, sobre todo en la porción central y norte del Estado de México.



Para el caso del relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli, el análisis realizado permitió identificar que no existen agentes perturbadores del tipo geológico que impacten el sitio de estudio; sin embargo, en lo que se refiere a agentes hidrometeorológicos, el relleno sanitario de estudio se ubica en una zona con alto riesgo de inundación y con un índice de inundabilidad para un periodo de retorno de 100 años; lo que puede conllevar a escenarios desfavorables con posibilidades de deslaves y erosión comprometiendo la estabilidad del relleno sanitario y contribuir con una mayor infiltración de agua y en consecuencia el riesgo de una mayor generación de lixiviados, si no existiera una correcta operación de las obras de ingeniería necesarias para el control de las corrientes.

5.3. SELECCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

El análisis espacial realizado entre los riesgos asociados a diversos fenómenos geológicos e hidrometeorológicos de relevancia y la localización de sitios de disposición final, contribuyó en la selección del sitio de estudio; pero hubo otros factores que influyeron en la selección, como lo es la cercanía a asentamientos urbanos en una distancia menor a la permisible por la normatividad aplicable; cabe aclarar que, aunque estos asentamientos fueron posteriores al establecimiento del relleno, la población aledaña es potencialmente vulnerable a posibles afectaciones por vectores provenientes del relleno sanitario. Asimismo, otros aspectos considerados fueron la cercanía del sitio y su accesibilidad para el desarrollo de los trabajos, así como el factor de la seguridad para garantizar la ejecución de cada actividad programada y la apertura, disponibilidad y colaboración de las autoridades del relleno sanitario para el acceso a sus instalaciones y a su información técnica. Este último punto es relevante porque, por la naturaleza de la actividad de un sitio de disposición final, muchas veces no cuenta con la apertura de las autoridades y del personal de estos sitios para desarrollar actividades de investigación de esta naturaleza.

5.4. MODELO CONCEPTUAL

La revisión bibliográfica y de información antecedente en relación con las características del medio físico del sitio, como son estudios geofísico, geotécnico y geológico, permitieron definir un modelo conceptual del área de estudio.

Se realizó un perfil litológico a partir de una sección en dirección sureste noroeste (sección A A'), con una longitud de 800 m, que atraviesa el polígono del relleno sanitario y la laguna de evaporación de lixiviados; como se muestra en la Figura 5.1.

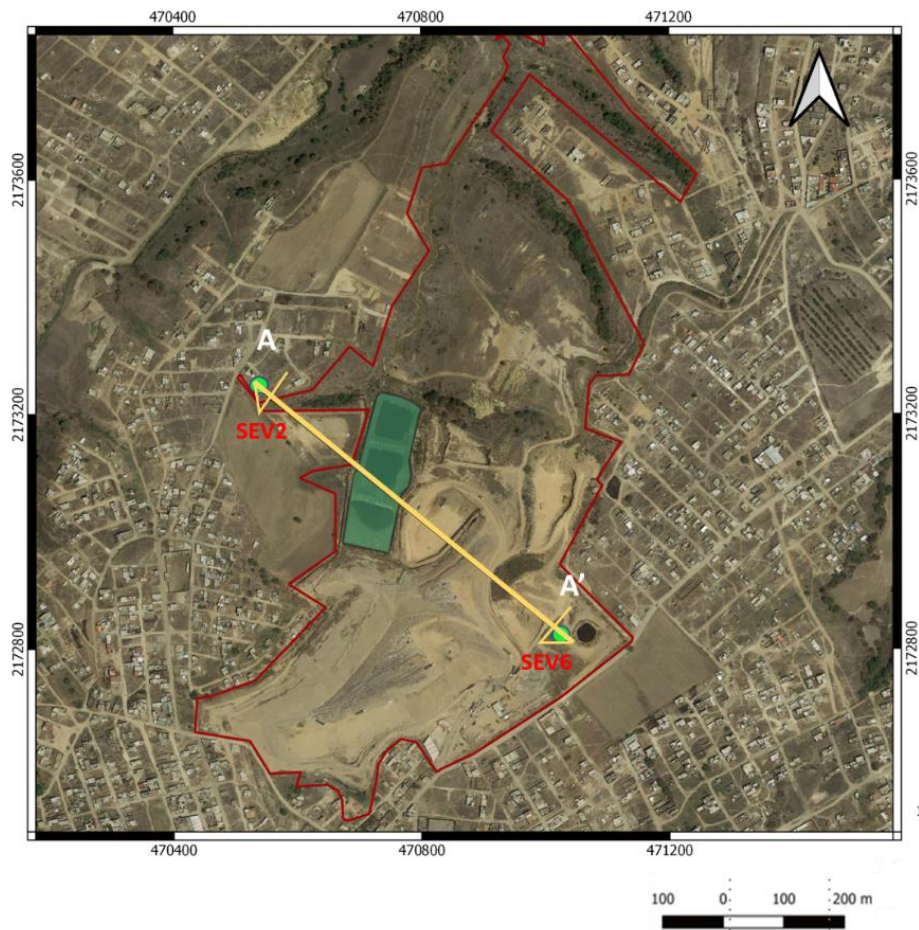


Figura 5.1 Línea de sección litológica AA' en el relleno sanitario

A partir de datos geofísicos de sondeos eléctricos verticales (SEV's) y la información de sondeos de penetración estándar (información proporcionada por la gerencia del relleno sanitario) previamente realizados en el área de estudio, se

determinó que la litología que predomina en el sitio hasta una profundidad de 120 m, corresponde con materiales vulcanosedimentarios, específicamente intercalaciones de tobas limo arenosas de consistencia firme a dura y arenas limosas de colores pardo a rojizo muy compactas; con permeabilidades de baja a media. Subyaciendo a los materiales tobáceos se encuentra roca volcánica, de materiales riolíticos y andesíticos altamente permeables, que estarían conformando el acuífero profundo en la zona de estudio, tal como se muestra en la Figura 5.2.

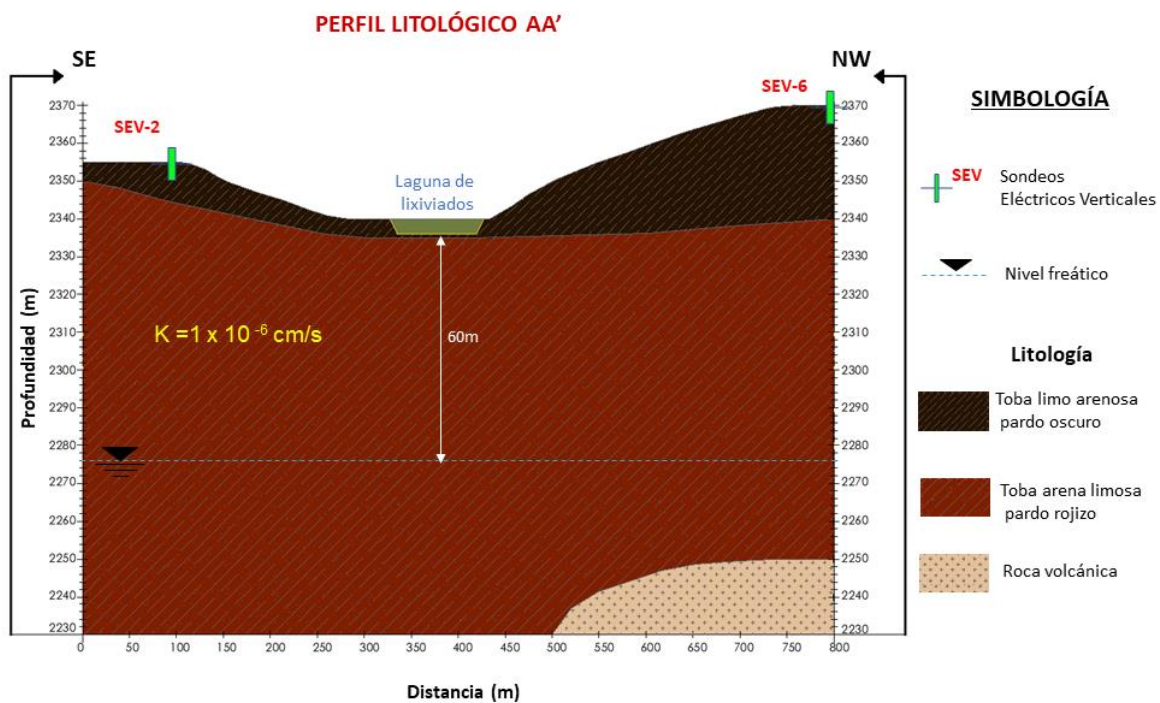


Figura 5.2 Modelo conceptual del sitio. Elaborado a partir de datos geo eléctricos de SEV (estudio geofísico, 2009) y de mecánica de suelos. (estudio de mecánica de suelos, 2009)

La Figura 5.3 muestra una columna litológica de los materiales que constituyen el subsuelo del área de estudio a una profundidad de 15 m. En donde se muestra que los materiales están constituidos por una intercalación de limos arenoso café oscuro a café claro de consistencia firme a muy dura y arena fina y media limosa, café rojizo muy compacta.

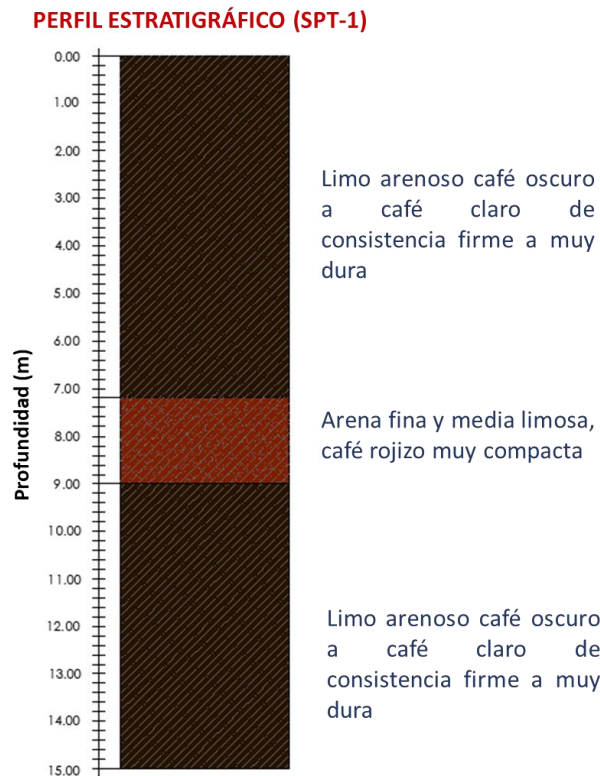


Figura 5.3 Columna estratigráfica. Adaptado de Estudio geotécnico, 2009

La permeabilidad de los materiales en la zona no saturada es de baja a media, con un valor de la conductividad hidráulica de 1×10^{-6} cm/s. En lo que respecta al nivel freático, se considera un nivel freático inferido a una profundidad de 60 m, debido a que la CONAGUA (2015), indica que las profundidades del nivel estático al sur del acuífero Cuautitlán -Pachuca, área de interés, varía entre 65 y 120 m de profundidad.

De esta manera para la modelación se consideró que el plomo contenido en los lixiviados se infiltrará y transportará en una columna de 60 m de longitud de materiales tobáceos limos arenosos y areno limosos poco permeables, hasta alcanzar el nivel freático.

5.5. CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS Y AGUA SUBTERRÁNEA

Los resultados de las mediciones analíticas con equipo de campo se muestran en la Tabla 5.1, donde se observa que el pH de los lixiviados se encuentra en un

intervalo de 6.5 a 7.89 y la temperatura oscila entre 26 °C y 41 °C, siendo la muestra LIX-01-LAG, tomada en la descarga directa a la laguna de lixiviados, la que presenta el pH más bajo y las muestras lixiviado tomados de los cárcamos en la celda inactiva (LIX-02-CARC1 y LIX-03-CARC2), presentan un pH mayor. Por otro lado, la muestra de agua presenta un pH más alcalino.

El resto de los parámetros medidos en campo para los lixiviados se encuentran por arriba del límite de cuantificación del equipo de campo.

Tabla 5.1 Resultado de las mediciones de campo en lixiviados y agua de pozo de extracción.

ID	Coordenadas UTM		Matriz	Parámetros de campo				
	X	Y		pH	CE (mcS)	SST (PPT)	T (°C)	OD (ppm)
LIX-01-LAG	470804.23	2173216.45	Lixiviado	6.52	>20	>10	30.10	-
LIX-02-CARC1	470868.44	2172732.77	Lixiviado	7.89	>20	>10	26.00	-
LIX-03-CARC2	470589.41	2172631.42	Lixiviado	7.89	>20	>10	41.50	-
MA-01-POZO VIRREYES	468108.82	2172193.06	Agua potable	8.20	0.16	0.08	24.20	0.23

Los resultados del análisis de laboratorio para las muestras de lixiviados y agua para la determinación de plomo, se presenta en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Concentraciones de plomo en lixiviados y agua de pozo de extracción.

ID	Coordenadas UTM		Matriz	Análisis de la muestra (mg /l)		
	X	Y		Pb Método NMX-AA-051-SCFI-2001	DS	LC
LIX-01-LAG	470804.23	2173216.45	Lixiviado	0.590	0.008	0.20
LIX-02-CARC1	470868.44	2172732.77	Lixiviado	0.894	0.003.	0.20
LIX-03-CARC2	470589.41	2172631.42	Lixiviado	0.559	0.002	0.20
MA-01-POZO VIRREYES	468108.82	2172193.06	Agua potable	< 0.20	0.001	0.20

LC= Límite de Cuantificación
DS= Desviación Estándar

Las determinaciones analíticas de campo permitieron identificar que el pH del lixiviado del sitio de estudio se encuentra en un intervalo de 6.50 a 7.89; estos valores de pH se asocian a lixiviados de sitios de disposición final que se encuentran en una etapa de generación de metano (Tchobanouglos *et al.*, 1999), donde las bacterias metanogénicas empiezan a degradar materia orgánica de bajo peso molecular, como ácidos grasos volátiles (Rojas *et al.*, 2021). Por otro lado, de acuerdo con Yao (2017), estos valores de pH en los lixiviados lo clasifican como un lixiviado de intermedio a estabilizado y la relación entre DBO₅/ DQO con un valor igual a 0.31 (tomado de análisis previamente realizados), indica que el lixiviado tiene materia orgánica biodegradable (Rojas *et al.*, 2021).

Por otra parte, la temperatura de las muestras oscila entre 26 °C y 41 °C, encontrándose la mayor temperatura en la muestra del cárcamo de la celda inactiva cuyo nivel de lixiviados se encontraba profundo y la menor temperatura en el cárcamo con un nivel de lixiviados somero. El resto de los parámetros medidos en campo, como lo son: conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos totales, se encontraron por arriba del límite de cuantificación del equipo utilizado.

Los resultados de las muestras de lixiviados indican que todas las muestras presentan concentraciones de plomo. La mayor concentración se presenta en la muestra LIX-02-CARC1, con una concentración de 0.894 mg/L y la menor concentración se presenta en la muestra LIX-03-CARC2, con una concentración de 0.559 mg/L. La concentración promedio de plomo en las muestras de lixiviado es de 0.68 mg/L. Por otro lado, la muestra de agua tomada aguas arriba del relleno sanitario, indica concentraciones de plomo menores al límite de cuantificación de equipo.

El plomo encontrado en mayores cantidades se presentó en la muestra de uno de los cárcamos de una celda inactiva, cuyo nivel de lixiviado se encontraba somero y con un pH de 7.89, ligeramente alcalino. Por el contrario, la menor concentración se presentó en la muestra de lixiviado tomada del cárcamo con nivel profundo, con

un pH de 7.89. La muestra tomada directamente de la descarga de lixiviado a la laguna de evaporación presentó un pH de 6.52 y una concentración de plomo de 0.59 mg/L.

Las concentraciones de plomo encontradas en los lixiviados de relleno sanitario pueden considerarse bajas si se comparan con el intervalo reportado por Christensen *et al.* (2001) para plomo en lixiviados de vertederos, que va de 0.001 a 5 mg/L. La Figura 5.4 presenta la posición de las muestras analizadas, respecto al intervalo de concentraciones de plomo mínima y máxima reportadas para lixiviados según Christensen *et al.* (2001).

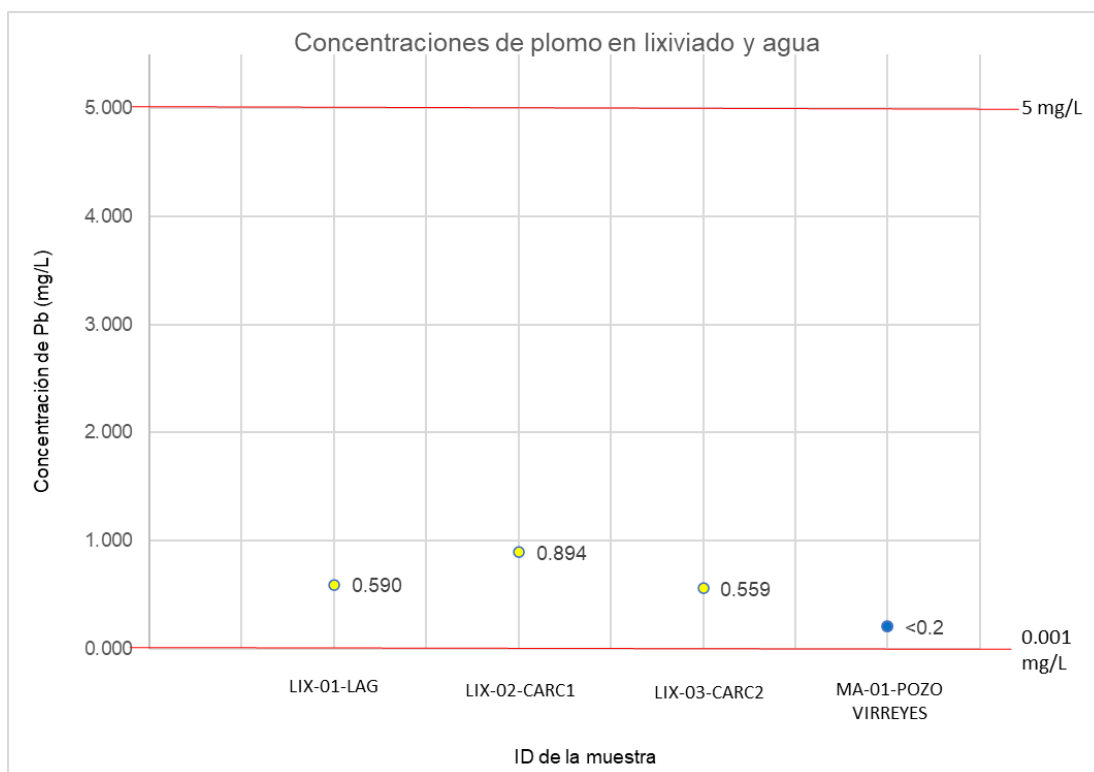


Figura 5.4 Concentraciones de plomo en lixiviados y agua subterránea. Muestras de lixiviados (marcas amarillas), muestra de agua (marca azul), intervalo de concentraciones típicas de plomo en lixiviados de vertederos de acuerdo con Christensen *et al.* (2001) (línea roja). Elaboración propia

En lo que respecta al agua subterránea tomada aguas arriba del relleno sanitario, ésta presenta un pH de 8.2, ligeramente alcalino, una conductividad eléctrica de 0.16 mcS, una concentración de oxígeno disuelto de 0.23 ppm y 0.08 ppt para sólidos suspendidos totales. Respecto a la presencia de plomo, los resultados

indicaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación del equipo, es decir menores a 0.20 ppm.

Los resultados de las concentraciones obtenidas de plomo en el agua subterránea no se pueden comparar con el límite máximo permisible de la legislación nacional e internacional aplicable a agua para uso y consumo humano (OMS y NOM-127-SSA1-2021), debido a que los intervalos de la legislación son menores a los cuantificados por el equipo de análisis empleado, del orden de 0.01 mg/L; sin embargo, las mediciones de plomo en agua subterránea solamente se consideraron para conocer si en el agua de la zona contiene plomo, no se incluyeron en el modelo.

Por otro lado, se consultó la base de datos de registros de calidad de agua subterránea en pozos de monitoreo de la CONAGUA más cercanos al relleno sanitario para saber si existen concentraciones de plomo; únicamente se pudieron consultar datos de pozos aguas abajo del relleno sanitario, las cuales indican concentraciones muy por debajo de 0.01mg/L, que es el límite máximo permisible de agua para uso y consumo humano establecido por la NOM-127-SSA1-2021. El resumen de los datos encontrados se muestra en la Tabla 5.3 y la localización de los pozos en la Figura 5.5.

Tabla 5.3 Concentraciones de plomo en agua subterránea de la red de monitoreo de la CONAGUA. CONAGUA (2022).

Clave del Sitio	Nombre del Sitio	Distancia aprox. al relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli (km)	Fecha de monitoreo	Plomo soluble (mg/L)	Plomo total (mg/L)
OCAVM2747	POZO RFC-3 CAMINO _OP_NORTE LOS REYES-ECATEPEC	12.4	26/08/2020	<0.0008	-
			2022	-	<0.005
OCAVM2749	POZO RFC-15-BIS CAM_OP_NORTE LOS REYES	16.8	26/08/2020	<0.0008	-
OCAVM2756	POZO RT-28-BIS PUEBLO DE TEOLOYUCAN	16.3	02/09/2020	<0.0008	-

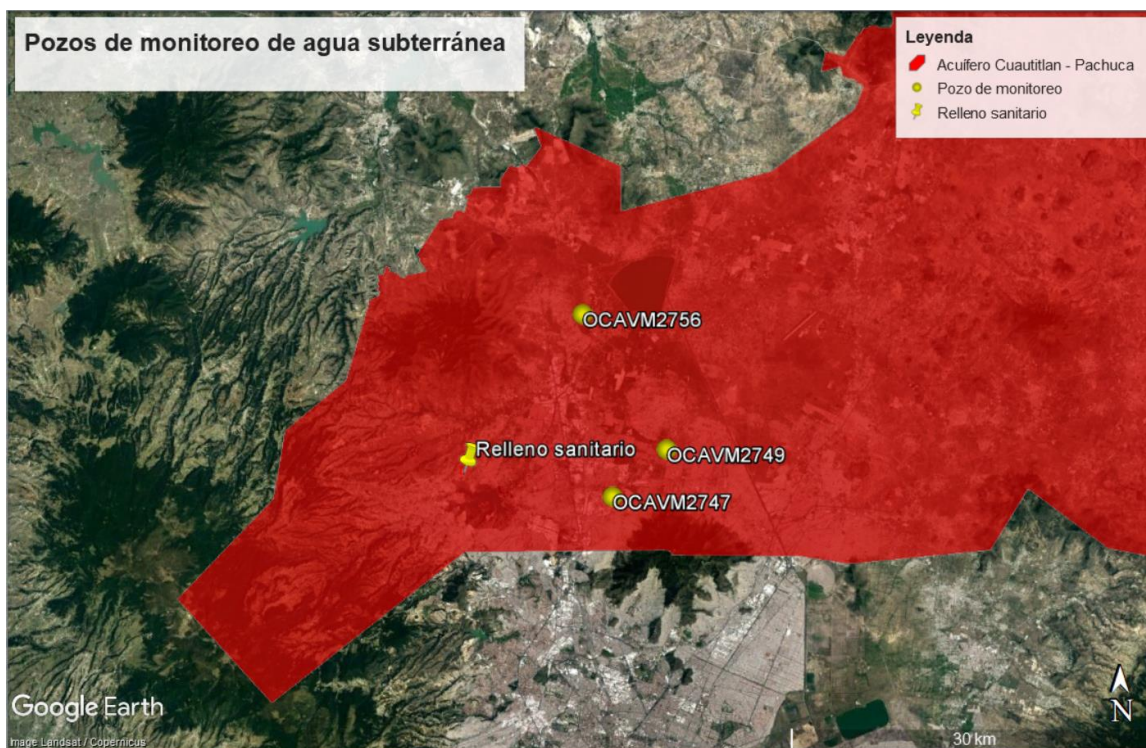


Figura 5.5 Pozos de monitoreo de agua subterránea. Elaborado a partir de datos de la red de monitoreo de calidad de agua. CONAGUA (2021)

5.6. MODELACIÓN DEL TRANSPORTE REACTIVO DE PLOMO

Se realizó una modelación mediante la utilización del código PHREEQC, del transporte advectivo, dispersivo y reactivo de plomo proveniente de un lixiviado generado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli, con una concentración de plomo de la solución inicial de lixiviados considerada para la modelación igual a 0.894 mg/L, cantidad de plomo propia de los lixiviados del relleno sanitario de estudio. Asimismo, se consideró el fenómeno de sorción como el principal mecanismo de atenuación para el plomo.

Los resultados de la modelación del transporte de Pb indica que, para una columna de 60 m, la cantidad de plomo disuelto que estaría llegando al final de ésta correspondería con 3.54×10^{-10} mg/L de plomo contenido en distintas especies, como se muestra en la Tabla 5.4. Respecto a la cantidad de plomo que se encuentra retenido en las superficies de sorción consideradas para la modelación, los resultados indican una cantidad de 0.89 mg/L.

Tabla 5.4 Concentraciones de plomo disuelto y sorbido al final de la columna.

Especie	Disuelto		Superficie sorbente	Sorbido	
	Concentración			Concentración	
	mol/kg	mg/L		mol/kg	mg/L
PbOH ⁺	8.16E-16	1.69E-10	Óxido Férrico Hidratado	4.315E-06	0.8941
Pb ⁺²	6.65E-16	1.38E-10	Montmorillonita	2.091E-09	0.0004
PbCl ⁺	2.02E-16	4.19E-11	-	-	-
Pb (OH) ₂	2.45E-17	5.08E-12	-	-	-
PbCl ₂	2.88E-18	5.97E-13	-	-	-
Pb ₃ (OH) ₄ ⁺²	2.68E-20	5.56E-15	-	-	-
Pb ₂ OH ⁺³	2.60E-20	5.39E-15	-	-	-
PbCl ₃ ⁻	1.74E-22	3.60E-17	-	-	-
Pb (OH) ₃ ⁻	7.19E-24	1.49E-18	-	-	-
PbCl ₄ ⁻²	1.84E-29	3.81E-24	-	-	-
Pb (OH) ₄ ⁻²	1.07E-38	2.21E-33	-	-	-
Total, disuelto	1.71E-15	3.54E-10	Total, sorbido	4.32E-06	0.894

La cantidad de plomo que es sorbido es retenida en su mayoría por la superficie de óxido férrico hidratado, con un total de 0.89 mg/L y en mucho menor proporción por la arcilla, con una cantidad de 0.0004 mg/L, como se muestra en la Tabla 5.5.

Tabla 5.5 Concentraciones de plomo sorbido al final de la columna.

Sustrato	Pb sorbido	
	mol/kg	mg/L
Óxido Férrico Hidratado	4.315E-06	8.941E-01
Montmorillonita	2.091E-09	4.000E-04
Total	4.317E-06	8.945E-01

Los resultados anteriores indican que todo el plomo contenido en la solución inicial de lixiviado que se infiltrará a través de la columna de 60 m, será sorbido por las superficies consideradas en el modelo. Los 0.894 mg/L de plomo se quedarán sorbidos llegando al final de la columna una cantidad de plomo disuelto igual a 3.54×10^{-10} mg/L, que se puede considerar como despreciable. La sorción se

efectúa predominantemente en la superficie constituida por el óxido férrico hidratado, quedando una cantidad pequeña de plomo sorbida por la superficie de arcilla.

A partir de los datos crudos de salida de la modelación, específicamente de las concentraciones de plomo respecto a la profundidad recorrida y respecto al tiempo (contenidos en el Anexo II), se construye la gráfica de la *Figura 5.6*, donde se muestra el perfil de transporte de Pb en el lixiviado para los 36 años y en la cual se observa una reducción de las concentraciones acuosas por la sorción del plomo en el medio, que limita su transporte únicamente a los 1.5 m.

De la misma manera, en la gráfica de la se muestra el perfil de transporte de plomo para diferentes años, en donde se aprecia un incremento de las concentraciones de plomo conforme incrementa el tiempo de transporte y respecto al incremento de la profundidad. Por último, considerando los datos de salida de la modelación, específicamente de las concentraciones de cloruro respecto a la profundidad y el tiempo (Anexo II), se construye la gráfica de la *Figura 5.8* en donde se muestra el perfil de transporte de Cl^- para diferentes años; particularmente para los 36 años todas las celdas serán lavadas con el lixiviado. También se puede apreciar que las concentraciones de cloruro se mantienen constantes hasta una profundidad de 52 m aproximadamente, para después decrecer en 241 mg/L hasta los 60 m. De este modo, el cloruro por ser un ion conservativo, su concentración no se ve afectada por las condiciones del medio, por lo que se transporta a través de los 60 m de la columna considerada en la modelación y en consecuencia alcanza el nivel de agua subterránea existente en el área del relleno sanitario.

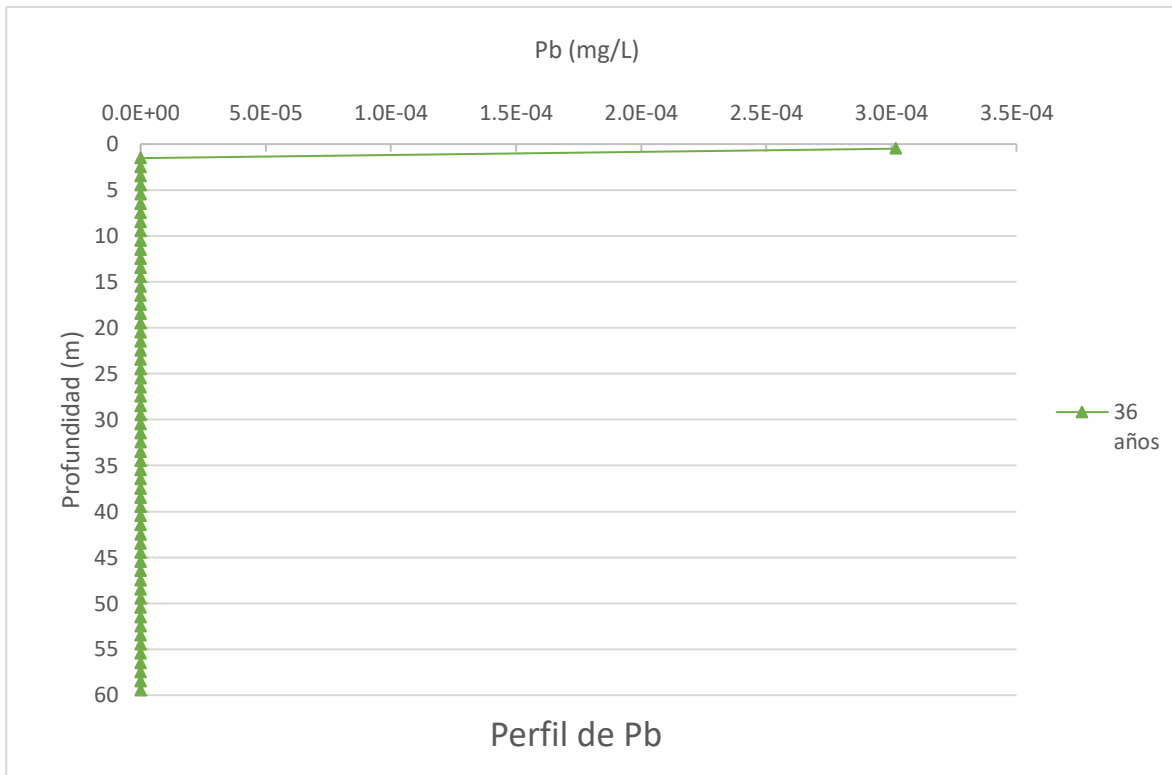


Figura 5.6 Gráfica del transporte de Pb en lixiviado a los 36 años. Elaborada a partir de los datos de salida de la modelación (Anexo II)

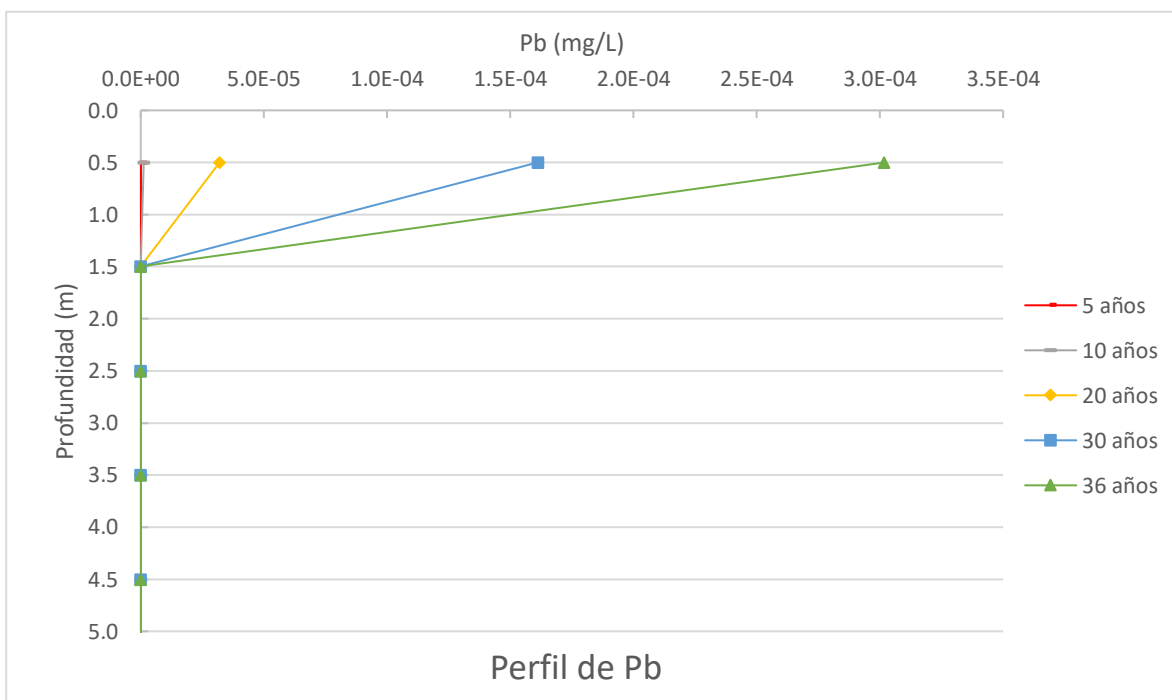


Figura 5.7 Gráfica del transporte de Pb en lixiviado. Elaborada a partir de los datos de salida de la modelación (Anexo II)

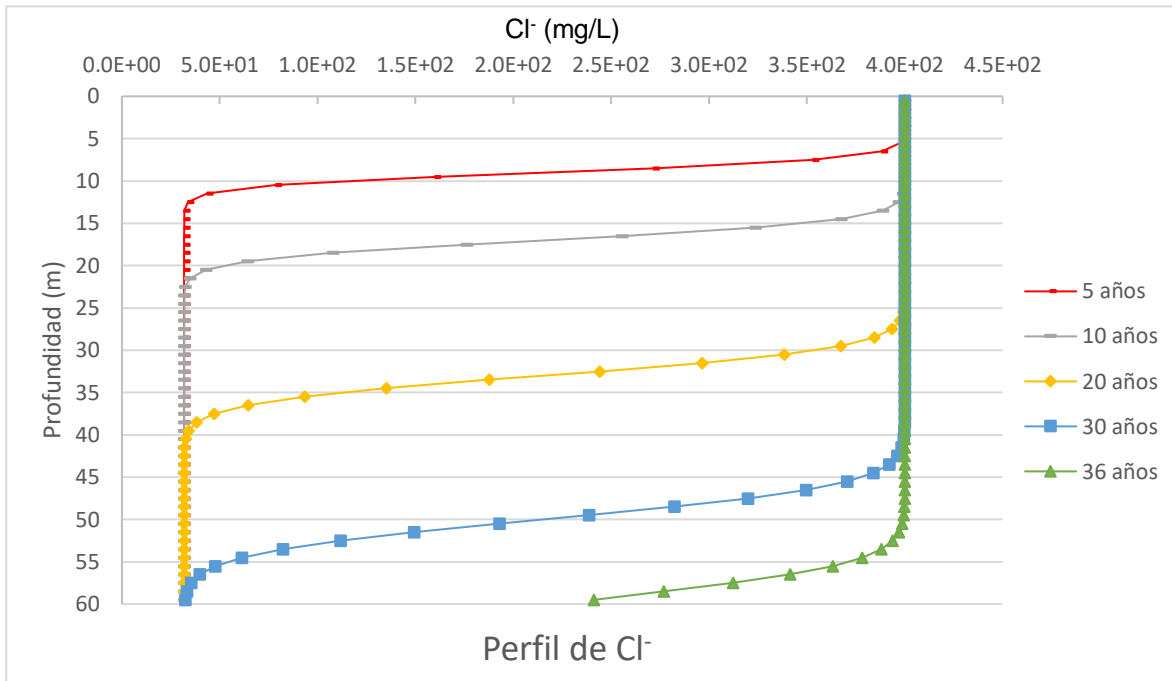


Figura 5.8 Gráfica del transporte de Cl^- en lixiviado a los 36 años. Elaborada a partir de los datos de salida de la modelación (Anexo II)

A partir de los resultados anteriores se puede observar que la totalidad del plomo contenido en el lixiviado que se infiltra en el subsuelo del relleno sanitario, ocasionado por un aporte del contaminante derivado de una posible rotura en la impermeabilización de la laguna de lixiviados, quedará sorbido por el medio y no alcanzará a llegar disuelto hasta una profundidad de 60 m, lo que significa que el plomo no alcanzará el nivel freático y no impactará el agua subterránea.

Como ya se ha mencionado con anterioridad, la litología propia del sitio hasta una profundidad de 15 m, está constituida por limos arenosos de consistencia firme a muy dura, con algunas intercalaciones de arenas finas limosas compactas. El valor de conductividad hidráulica de los materiales que conforman el subsuelo es del orden de 1×10^{-6} cm/s, lo que representa una baja permeabilidad. Estas condiciones del medio contribuyen a que el plomo no alcance los niveles de agua subterránea, le confieren al medio una propiedad impermeable y representan una barrera natural para la migración de los contaminantes en el relleno sanitario. Asimismo, la profundidad a la que se encuentra el nivel freático, del orden de los 60 m o más, es un factor importante para que el plomo no alcance el agua



subterránea, a diferencia de otros estudios revisados para la presente investigación, en los cuales se encontró evidencia de plomo en el agua subterránea en donde la profundidad de los niveles estáticos se encuentra entre los 2.5 m y 30 m de profundidad. Por otro lado, las concentraciones de plomo encontradas en los lixiviados del relleno sanitario se consideran bajas, lo que puede representar también un factor para que el contaminante no alcance el nivel de agua subterránea.

Los datos crudos obtenidos en la modelación con el código PHREEQC, se pueden consultar en el Anexo II Memoria de cálculo.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. CONCLUSIONES

En México predomina la disposición final como última etapa de manejo prevaleciendo la disposición en rellenos sanitarios, seguido de sitios controlados y finalmente en tiraderos a cielo abierto. Asimismo, más de la mitad de los sitios de disposición final existentes, no cuenta con infraestructura para la protección al ambiente, como lo establece la legislación ambiental. Lo que puede convertir a estos lugares en una potencial fuente de contaminación.

El análisis espacial con SIG para la selección del sitio de estudio permitió constatar que muchos de los sitios de disposición final, incluidos los rellenos sanitarios, se localizan en zonas catalogadas con presencia de hundimientos y agrietamientos, zonas con un grado medio a muy alto de susceptibilidad a deslizamientos, algunos sitios en zona de fallas geológicas y una gran cantidad de sitios en zonas catalogadas con un riesgo medio a alto para inundaciones y con un índice de inundabilidad para un periodo de retorno de 100 años. Lo anterior puede conllevar a escenarios desfavorables con posibilidades de deslaves y erosión, comprometiendo la estabilidad del sitio de disposición final de residuos y generando un impacto ambiental negativo.

El sitio seleccionado para el estudio fue el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli en el Estado de México, que presenta condiciones de potencial riesgo al ambiente, como lo es la presencia asentamientos irregulares aledaños al sitio de disposición a una distancia menor a la establecida por la legislación como mínima. Está en una zona de alto riesgo de inundación y específicamente en una zona inundable para un periodo de retorno de 100 años, lo que puede representar un riesgo para el control de lixiviados si las obras hidráulicas no son eficientes para manejar escurrimientos superficiales de agua.

El lixiviado generado en el relleno sanitario de Cuautitlán Izcalli presenta concentraciones de plomo, los resultados analíticos indican presencia de plomo en

las tres muestras tomadas, con una concentración promedio de 0.68 mg/L. Las concentraciones encontradas se pueden considerar bajas, respecto de otras concentraciones reportadas para plomo en lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos. En lo que respecta a la concentración de plomo de la muestra de agua subterránea aguas arriba del relleno sanitario, esta es menor al límite de cuantificación del equipo utilizado (< 0.2 mg/L); por lo que no es posible realizar una comparación con los límites permisibles de la legislación aplicable nacional e internacional, pues ambas indican una concentración máxima permisible de 0.01mg/L para plomo en agua para uso y consumo humano.

Respecto a los resultados, de la modelación del transporte advectivo, dispersivo y reactivo de plomo en la zona no saturada mediante la utilización del código PHREEQC, estos indican que la totalidad del plomo contenido en el lixiviado que se infiltra en el subsuelo del relleno sanitario quedará sorbido en el medio, en su mayoría por la presencia de óxidos de hierro y no alcanzará a llegar disuelto hasta una profundidad de 60 m, lo que significa que el plomo no alcanzará el nivel freático y no impactará el agua subterránea; por lo tanto, se rechaza la hipótesis inicial. Estos resultados se pueden validar con los resultados de la base de datos de registros de calidad de agua subterránea en pozos de monitoreo de la CONAGUA aguas abajo del sitio, que indican valores de plomo muy por debajo del límite permisible, con valores menores a 0.0008 mg/L. Cabe resaltar que, particularmente para el caso del sitio estudiado, las características del medio inhiben la dispersión del contaminante.

Finalmente, la modelación del transporte y destino de plomo realizada en el presente estudio, permitió estimar el posible alcance de este contaminante en el subsuelo de un relleno sanitario que tiene condiciones desfavorables, como lo es la presencia de población de manera aledaña, suponiendo una fuga de lixiviado y su infiltración al subsuelo. Con el uso del código se obtuvo la concentración de plomo en forma disuelta que se transporta hasta 60 m, la cual se puede considerar como nula, así como la concentración de plomo que se retiene en las dos

superficies de sorción consideradas en el modelo, que es de 0.894 mg/L. Además, el modelo permite estimar el tiempo de transporte del lixiviado hasta alcanzar el nivel freático, que es de 36 años.

La presente investigación representa una herramienta de apoyo para los tomadores de decisiones, pues la modelación del transporte de un contaminante determinado es un ejercicio que contribuye en la evaluación de los posibles riesgos asociados a estos sitios, permite estimar el alcance que pueden tener cuando son liberados al ambiente y, en consecuencia, se pueden realizar acciones preventivas para la protección del mismo.

La legislación en materia de disposición final de residuos sólidos urbanos no contempla el empleo de estas herramientas como apoyo en la estimación de los riesgos para estos sitio; pero se puede emplear en la etapa de clausura y como parte del programa de monitoreo, sobre todo en aquellos sitios disposición final de residuos ubicados en zonas geológicamente vulnerables, en zonas de recarga de acuíferos y en zonas con acuíferos someros, pues la modelación del transporte reactivo de un contaminante es una herramienta con la que se puede contribuir en garantizar la protección de estos.

Como parte de la difusión de resultados del presente trabajo de investigación, se realizó la presentación de un poster con la difusión de resultados preliminares en el X Congreso Internacional sobre la Gestión Sostenible de Residuos Sólidos, Chania 2023. En el Anexo III, se presenta la evidencia de dicha participación.

6.2. RECOMENDACIONES

A pesar de que los resultados de la modelación en la presente investigación indican que el plomo contenido en los lixiviados del relleno sanitario no alcanzará el nivel freático, se recomienda realizar un monitoreo de agua subterránea aguas abajo, con la finalidad de tener certeza de esta condición, tanto para el plomo, como para el resto de los parámetros regulados. Lo anterior debido a que actualmente solo se realiza un monitoreo en un cuerpo superficial.

El modelo empleado en la presente investigación es una herramienta útil para la evaluación de los posibles riesgos asociados a estos sitios, sin embargo, la aplicación de este modelo puede mejorarse realizando una caracterización más exhaustiva de la constitución del subsuelo y de los parámetros hidrogeológicos como la conductividad hidráulica, mediante la perforación de sondeos y la ejecución de pruebas insitu y de laboratorio e incorporando estos datos en los parámetros de entrada, lo que permitiría obtener un mayor detalle de la configuración del medio y reflejarlo en el modelo.

Es necesario contar con los medios y las vías necesarias para el seguimiento de la aplicación de las leyes y normas sobre residuos sólidos urbanos en cada etapa de manejo, que permitan monitorear y dar seguimiento a la correcta operación de cada sistema involucrado en el manejo de estos; en lo particular para los sitios de disposición final ya sean tiraderos, sitios controlados y rellenos sanitarios, pues es el destino final y permanente de la mayoría de los residuos sólidos urbanos generados en México. En términos generales, el sistema de regulación en materia de gestión y manejo de residuos sólidos urbanos existente en México, debe ser fortalecido en todas sus etapas.

Es urgente que las autoridades competentes gestionen correcta, efectiva y eficientemente los usos de suelo, para evitar asentamientos irregulares como los que existen adyacentes al relleno sanitario estudiado, e impedir crear condiciones de riesgo para los habitantes.

7. REFERENCIAS

- Abiriga, D., Vestgarden, L. y Klempe, H.** (2020). Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. *Science of the Total Environment*, 737, 140307. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1016/j.scitotenv.2020.140307>
- Acebedo Sandoval, O., Ortiz Hernández, E., Cruz Sánchez, M. y Cruz Chávez, E.** (2004). El papel de los óxidos de hierro en suelos. *Tierra Latinoamericana*, 22 (4), 485-497. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311096013>
- Almazán Vázquez, A. R.** (2017). *Peligros geológicos por fallas y grietas en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca con base en un estudio* [Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de México]. <https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/4152676>
- American Public Health Association.** (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (3111). <https://law.resource.org/pub/us/cfr/ibr/002/apha.method.3111.1992.html>
- Anderson, M. P. y Woessner, W. W.** (1992). *Applied groundwater modeling. Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press.
- ATSDR.** (2016). *Resúmenes de Salud Pública - Plomo (Lead)*. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html
- Aziz, H. A., Adlan, M. N., Suffian, Y. M. y Umar, M.** (2012). Quantification of leachate generation rate from a semi-aerobic landfill in Malaysia. *Environmental Engineering and Management*, 11(9), 1581-1585. <http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/>
- Bernache, Pérez. G.** (2012). Riesgo de contaminación por disposición final de residuos. Un estudio de la región centro occidente de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1), 97-105. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992012000500014&lng=es&tlng=es
- Buenrostro Delgado, O., Márquez Benavides, L. y Pinette Ganona, F.** (2008). Consumption patterns and household hazardous solid waste generation in an urban settlement in Mexico. *Waste Management*, 28(1), S2-S6. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1016/j.wasman.2008.03.019>
- Candelaria Martínez, B., Ruiz Rosado, O., Gallardo López, F., Pérez Hernández, P., Martínez Becerra, A. y Vargas Villamil, L.** (2011). Aplicación de modelos de simulación en el estudio y planificación de la agricultura, una revisión. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14(3),



999-1010. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000300004&lng=es&tlng=es

Cárdenas Moreno, P. R. (2014). *Estimación de biogás y lixiviados generados en sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos del Estado de México* [Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional]. tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/18668/Tesis%20Paulina%20Rebeca%20Cardenas%20Moreno.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Cárdenas Moreno, P. R., Piña Guzmán, A. B. y Robles Martínez, F. (2021). Estimación del biogás generado en sitios de disposición final del Estado de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 37, 27-38. <https://doi.org/10.20937/RICA.53632>

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 la salud, por la disposición final de residuos sólidos urbanos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32, 47-62. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.05.04>

CENAPRED. (2014). *Diagnóstico de peligros e identificación de Riesgos de desastres en México*. Atlas Nacional de Riesgos de la República mexicana. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD004433.PDF>

CENAPRED. (2019) *Atlas Nacional de Riesgos*. <http://www.atlasmnacionalderiesgos.gob.mx/portal/fenomenos/>

CENAPRED. (2019). *Atlas de Riesgos del Estado de México*. http://www.atlasmnacionalderiesgos.gob.mx/AtlasEstatales/?&NOM_ENT=M%C3%A9xico&CVE_ENT=15
http://www.atlasmnacionalderiesgos.gob.mx/AtlasEstatales/?&NOM_ENT=M%C3%A9xico&CVE_ENT=15

CENAPRED. (2022). *Atlas Nacional de Riesgo por Inundaciones (ANRI)*. <http://atlasmnacionalderiesgos.gob.mx/archivo/visor-capas.html>

Chamorro, C. y López- Acosta, N. (2016). *Modelación del transporte de contaminantes en la masa de suelo*. Sociedad Mexicana de Ingeniería Geotécnica. https://www.smig.org.mx/admArticulos/eventos/27_XXVIII_Reunion_Nacional_de_Ingenieria_Geotecnica/45_XXVIII_Reunion_Nacional_de_Ingenieria_Geotecnica/121_Flujo_de_agua_en_suelos/l20CHZC_1.pdf

Christensen, T., Kjeldsen, P., Bjerg, P., Jensen, D., Christensen, J., Baun, A., Albrechtsen, H. y Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate

plumes. *Applied Geochemistry*, 16 (7), 659-718.
[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)

CONABIO. (2022). *División política municipal de México*. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB).
<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

CONABIO. (2022). *Grado de riesgo por inundación en México*. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB).
<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

CONAGUA. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuautitlán-Pachuca (1508), Estado de México*. SIGAGIS.
https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/sections/Disponibilidad_Acuiferos.html

CONAGUA. (2022). *Información Estadística Climatológica. Estación climatológica 15073 Presa Guadalupe*. Servicio Meteorológico Nacional (SMN).
<https://smn.conagua.gob.mx/tools/REOURCES/Mensuales/mex/00015073.TXT>

CONSIM. (2019). ConSim versión 2.5. <http://www.consim.co.uk/>

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos [CPEUM]. Art. 4º y Art. 115º. 5 de febrero de 1917 (México).

Convenio de Estocolmo. Sobre contaminantes orgánicos persistentes. Artículo 6º. 23 de mayo del 2001.

Convenio de la Paz. Sobre cooperación para la protección y mejoramiento del medio ambiente en la zona fronteriza. Participantes (Estados Unidos Mexicanos - Estados Unidos de América. 14 de agosto de 1983.

DataMÉXICO. (2022). *Población y vivienda del municipio de Cuautitlán Izcalli*.
<https://datamexico.org/es/profile/geo/cuautitlan#population-and-housing>

De León, G. H., Cruz Vega, C., Dávila Pórcel, R., Velasco Tapia, F. y Chapa Guerrero, J. (2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 32(3), 514-526.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1026-87742015000300514&lng=es&tlng=es

Díaz Cuenca, E., Alvarado Granados, A. R. y Pérez Ramírez, C. A. (2018). Estrategias en el manejo de residuos sólidos urbanos en desarrollo local sostenible, Estado de México. *Repositorio Universitario Economía, UNAM*. 2, 978-607. <http://ru.iiec.unam.mx/id/eprint/4254>



- Environment Agency.** (2010). *Exposure Assessment of Landfill Sites Volume 1: Main report.*
https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291765/scho0910bttau-e-e.pdf
- EPA.** (1999). *Understanding variation in partition coefficient, Kd, values. Volume II: Review of Geochemistry and Available Kd Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium, and Uranium.*
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/00000DGE.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
- EPA.** (2021). *Inventario de Ciencias. Modelo de transporte modular 3-D.*
https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=74916.
- EPA.** (2022). *Información sobre el plomo.*
<https://espanol.epa.gov/plomo/informacion-sobre-el-plomo#quees>
- Fernández, D. S., Puchulu, M. E. y Georgieff, S. M.** (2013). Identification and assessment of water pollution as a consequence of a leachate plume migration from a municipal landfill site (Tucumán, Argentina). *Environ Geochem Health*, 36(3), 489-503. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9576-1>
- Flores Salazar, J. A.** (2013). *Identificación de sitios potenciales para la disposición de residuos sólidos en los municipios de Atlacomulco, Ixtlahuaca y Jocotitlán, Estado de México* [Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de México].
<http://ri.uaemex.mx/bitstream/handle/20.500.11799/21779/FLORES-SALAZAR-JORGE-ARTURO-LGE-2013.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Freeze, R. A. y Cherry, J. A.** (1979). *Groundwater.* Prentice- Hall, Inc.
<http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=8b2b520d69c5ea0c06f487cd5b03f09c>
- Ghayaza, M., Forestier, L., Muller, F., Tournassat, C. y Beny, J.** (2011). Pb (II) and Zn (II) adsorption onto Na- and Ca-montmorillonites in acetic acid/acetate medium: Experimental approach and geochemical modeling. *Journal of Colloid and Interface Science*, 361(1), 238-246. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1016/j.jcis.2011.05.028>
- Gilbert, M. M. y Wendell, P. E.** (2008). *Introducción a la ingeniería medioambiental.* Pearson Prentice Hall.
<http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=7793F3B8F834BC10C89AA0551ABF7D4F>

- Giusti, L.** (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, 29(8), 2227-2239. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.028>
- Gob. Cuautitlán Izcalli.** (2013). *Plan Municipal de Desarrollo Urbano, Cuautitlán Izcalli*. Secretaría de Desarrollo Urbano y Obra. Gobierno del Estado de México. https://seduo.edomex.gob.mx/cuautitlan_izcalli
- Gobierno de México.** (2020). *Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2017-2018*. https://dsiappsdev.SEMARNAT.gob.mx/datos/portal/publicaciones/PNPGIR%20_2017-2018.pdf
- Gómez Beltrán, G.** (2014). *Evaluación del comportamiento de la pluma de contaminación generada en el vertedero de residuos del municipio de Mexicaltzingo, Estado de México* [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de Baja California]. <https://hdl.handle.net/20.500.12930/1852>
- Gómez, M. L.** (2016). Estimación de parámetros de transporte y mecanismos que gobiernan su respuesta frente a la contaminación: caso de estudio de un acuífero poroso clástico. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 68(2), 339-356. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222016000200339&lng=es&tlng=es
- Gu, X., Evans, L. J. y Barabash, S. J.** (2010). Modeling the adsorption of Cd (II), Cu (II), Ni (II), Pb (II) and Zn (II) on to montmorillonite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(20), 5718-5728. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.07.016>
- Hernández Puentes, M.** (2010). *Evaluación de la adsorción de percloroetileno y tricloroetileno en la zona saturada de dos tipos de suelo* [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. http://132.248.9.195/ptb2010/octubre/0663244/0663244_A1.pdf
- INEGI.** (2013). *Carta Edafológica Serie II, Ciudad de México E14-2, escala 1:250 000*. Biblioteca de mapas digitales. <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>
- INEGI.** (2014). *Residuos Sólidos Urbanos. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2011*. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/>
- INEGI.** (2015). *Guía para la interpretación de la cartografía. Edafología. Escala 1:250 000 Serie III*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825231736/702825231736_1.pdf
- INEGI.** (2020). *Biblioteca de mapas digitales*. <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>



- INEGI.** (2021). *Carta Topográfica E14A29 Cuautitlán, escala 1:50 000*. Biblioteca de mapas digitales. <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A. y Parrella, A.** (2003). Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere*, 52(1), 85-94. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00298-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00298-4)
- Israde Alcántara, I., Buenrostro Delgado, O. y Carrillo Chávez, A.** (2005). Geological Characterization and Environmental Implications of the Placement of the Morelia Dump, Michoacán, Central Mexico. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55(6), 755-764. <https://doi.org/10.1080/10473289.2005.10464665>
- Iturbe, A. M. y Silva, M. A.** (1992). *Agua Subterránea y Contaminación. Series del Instituto de Ingeniería*. UNAM.
- Lasaga, A. C.** (1998). *Kinetic Theory in the Earth Sciences*. Princeton Legacy Library. <http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=9B7622EFF23DC3C4D627CAC458D77F8D>
- LGCC.** (2012). Ley General del Cambio Climático. 06 de junio de 2012.
- LGEEPA.** (1988). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. 28 de enero de 1988.
- LGEPGIR** (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. 8 de octubre de 2003.
- LGPC.** (2012). Ley General de Protección Civil. 06 de junio de 2012.
- Magallón Andalón, M.** (2007). *Caracterización del lixiviado generado en el vertedero de Metepec y análisis de medios reactivos permeables*. [Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de México]. <http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/94847>
- Martínez Alfaro, P. E., Martínez Santos, P. y Castaño Castaño, S.** (2006). *Fundamentos de Hidrogeología*. Ediciones Mundi-Prensa. <http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=25D4C8B973B4B78637D7040C4AFB7485>
- Miranda Coss, M.** (2011). *Aplicación de métodos geofísicos en la determinación de lentes de biogás en un relleno sanitario, caso de aplicación Bordo Poniente* [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. http://132.248.9.195/ptb2011/marzo/0667973/0667973_A1.pdf

- Morales Reyes, G. 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, Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/94863>
- Nyirenda, J. y Mwamba, P.** (2022). Impact of leachate on quality of ground water around Chunga Landfill Lusaka, Zambia and possible health risks. *Heliyon*. 8(12), e12321. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12321>
- Öman, C. y Junestedt, C.** (2008). Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. *Waste Management*, 28(10), 1876-1891. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.018>
- OMS.** (2011). *Guías para la calidad del agua de consumo humano: Cuarta edición que incorpora la primera adenda*. <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>
- OMS.** (2022). *Intoxicación por plomo y salud*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health#:~:text=La%20OMS%20considera%20el%20plomo,las%20mujeres%20en%20edad%20reproductiva>.
- OPS.** (2003). *Gestión de residuos sólidos en situación de desastre*. <https://iris.paho.org/handle/10665.2/40790>
- Parrado Moreno, B. y Toloza Calderón, J.** (2017). *Determinación de las superficies específicas de los suelos caoliníticos y bentoníticos mediante la técnica de adsorción de agua destilada aplicando diferentes gradientes térmicos* [Tesis de licenciatura, Universidad Católica de Colombia]. <https://repository.ucatolica.edu.co/entities/publication/c28fa238-16b6-4f48-afb7-5b889280c6db>
- Protocolo de Montreal.** Relativo a las Sustancias agotadoras de la capa de ozono. 16 de septiembre de 1987.
- Quintero Ramírez, A., Valencia González, Y. y Lara Valencia, L. A.** (2017). Effect of solid wastes leachates on a tropical soil. *DYNA*, 84(203), 283-290. <https://doi.org/10.15446/dyna.v84n203.63875>
- Rábago Juan-Aracil, I.** (2011). *Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la comunidad de Madrid* [Tesis de doctorado, Universidad Complutense de Madrid]. <https://docta.ucm.es/handle/20.500.14352/47733>

- Regadío, M., Ruiz, A., Rodríguez, M. y Cuevas, J.** (2015). Containment and attenuating layers: An affordable strategy that preserves soil and water from landfill pollution. *Waste Management*, 46, 408-419. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.014>
- Robles Martínez, F.** (2008). *Generación de biogás y lixiviado en los rellenos sanitarios. México*. Instituto Politécnico Nacional.
- Robles Martínez, M., Morales López, Y., Piña Guzmán, A., Espíndola Serafín, O., Tovar Gálvez, L. R. y Valencia del Toro, G.** (2011). Medición de pH y cuantificación de metales pesados en los lixiviados del Relleno Sanitario más grande de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Universidad y Ciencia*, 27(2), 121-132. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792011000200002&lng=es&tlng=es
- Rojas Valencia, M. N. y Sahagún Aragón, C.** (2012). Tiraderos a Cielo Abierto. *Ciencia y Desarrollo*, 38(259), 23-29. <https://www.cyd.conacyt.gob.mx/archivo/259/articulos/tiraderos-a-cielo-abierto.html>
- Rojas Valencia, M. N., Alcántar Negrete, R. F., Vaca Mier, M., Nájera Agilar, H. A., Gutiérrez Hernández, R. F. y Araiza Aguilar, J. A.** (2021). *Generación, monitoreo, caracterización y tratamiento de lixiviados generados en sitios de disposición final: una revisión de las acciones efectuadas en México*. LIBERMEX.
- Sánchez, F. J.** (2022). *Hidrología Superficial y Subterránea*. Kindle Direct Publishing
- Sarli, G. O., Piro, A. y Filguera, R. R.** (1993). Puesta a punto de un método para medir superficie específica de suelos. *Ciencias del Suelo*, 10(11), 85-88. http://suelos.org.ar/publicaciones/vol_10y11n1y2/Sarli.pdf
- Schwanse, E.** (2014)., 2(2), 219-231. <https://www.revistas.unam.mx/index.php/inter/article/view/46536/41788>
- SEDATU, CONAPO, INEGI.** (2018). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825010048/702825010048_1.pdf
- SEDATU.** (2020). *Programa de mejoramiento urbano municipio de Cuautitlán Izcalli. Programa territorial operativo* https://mimexicolate.gob.mx/wp-content/uploads/2020/09/06_Sedatu_PTO_Cuautitla%CC%81n-Izcalli.pdf



- SEDEMA.** (2020). *Inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México.* Ciudad de México. <https://sedema.cdmx.gob.mx/archivo/inventario-de-residuos-solidos>
- SEDEMA.** (2022). *Inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México.* <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGCPCA/residuos/InventariodeResiduosSolidos2021.pdf>
- Seequent.** (2023). CTRAN/W. GeoStudio. <https://www.geoslope.com/products/ctran-w>
- SEMARNAT.** (2004). *Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial (NOM-083-SEMARNAT-2003).* https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004#gsc.tab=0
- SEMARNAT.** (2005). *Norma Oficial Mexicana que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos (NOM-052-SEMARNAT-2005).* <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/1055/SEMARNA/SEMARNA.htm>
- SEMARNAT.** (2007). *Norma Oficial Mexicana que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).* https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4964569&fecha=02/03/2007#gsc.tab=0
- SEMARNAT.** (2015). Documento oficial del *Convenio de Basilea.* Gobierno de México. <https://www.gob.mx/SEMARNAT/documentos/documento-oficial-del-convenio-de-basilea>
- SEMARNAT.** (2018). *Informe del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave de desempeño ambiental y de crecimiento verde.* Gobierno de México. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>
- SEMARNAT.** (2019). *Visión Nacional hacia una gestión sustentable, cero residuos.* Gobierno de México. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/435917/Vision_Nacional_Cero_Residuos_6_FEB_2019.pdf
- SEMARNAT.** (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos.* Gobierno de México.



<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>

SGM. (2002). *Carta Geológico Minera Ciudad de México E-14-2, escala 1: 250,000*. Geoinfomex. <https://www.sgm.gob.mx/GeoInfoMexGobMx/#>

SSA. (2022). *Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua* (NOM-127-SSA1-2021). https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0

Stefania, G.A., Zanotti, C., Bonomi, T., Fumagalli, L. y Rotiroti, M. (2018). Determination of trigger levels for groundwater quality in landfills located in historically human-impacted areas. *Waste Management*, 75, 400-406. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.043>

Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S. A. (1994). *Gestión integral de Residuos Sólidos*. Mc Graw Hill.

Tello, E., Martínez, A., Daza, D., Soulier, F. y Terraza, H. (2010). *Informe de Evaluación Regional de Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y El Caribe*. Banco Internacional de Desarrollo. <https://publications.iadb.org/es/informe-de-la-evaluacion-regional-del-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-en-america-latina-y-el>

Thyne, G. D. (2007). *PHREEQC 2007 Manual for Short Course*. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/293655512_PHREEQC_2007_Manual_for_Short_Course

Torres Gaspar, L. (2005). *Si contaminamos, pero no tanto, reportaje de los tiraderos de Nezahualcoyotl y el Relleno Sanitario de Bordo Poniente* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://132.248.9.195/pdtestdf/0343603/0343603.pdf>

Torres Lozada, P., Barba Ho, L. E., Ojeda, C., Martínez, J. y Castaño, Y. (2014). Influencia de la edad de lixiviado sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad. *U.D.C.A Act. & Div. Cient.*, 7(1), 245-255. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262014000100027

Twiss, R. J. y Moores, E. M. (1992) *Structural Geology*. W.H. Freeman and Company.

US Army Corps of Engineers. (2014). *Adaptive Risk Assessment Modeling System (ARAMS™)*. <https://www.erdc.usace.army.mil/Media/Fact->



Sheets/Fact-Sheet-Article-View/Article/500113/adaptive-risk-assessment-modeling-system-arams/

USGS. (2021). *PHREEQC Versión 3*. <https://www.usgs.gov/software/phreeqc-version-3>

USGS. (2022). *Softwares*. <https://www.usgs.gov/products/software>

Vaccari, M., Tudor, T. y Vinti, G. (2019). Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. *Waste Management*, 95, 416-431. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.032>

Ya, X., Xiangshan, X., Lu, D., Changxin, N., Yuqiang, L. y Qifei, H. (2018). Long-term dynamics of leachate production, leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health. *Waste Management*, 82, 156-166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.009>

Yao, P. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), S2567-S2574. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>



ANEXO I
MEMORIA FOTOGRÁFICA





1. INSTALACIONES



Fotografía 1. Acceso al relleno sanitario



Fotografía 2. Asentamientos urbanos al suroeste del relleno sanitario.



Fotografía 3. Asentamientos urbanos al suroeste del relleno sanitario.



Fotografía 4. Asentamientos urbanos al norte de relleno sanitario.



Fotografía 5. Asentamientos urbanos al sureste del relleno sanitario



Fotografía 6. Oficinas y estacionamiento.



Fotografía 7. Taller de mantenimiento



Fotografía 8. Área de pesaje.



Fotografía 9. Canal de aguas pluviales al sureste del relleno sanitario.



Fotografía 10. Laguna principal de recuperación de lixiviados.



Fotografía 11. Bombeo de lixiviados a la laguna principal.



Fotografía 12. Laguna de lixiviados secundaria.



Fotografía 13. Pozo de venteo de biogás.



Fotografía 14. Cárcamo de lixiviados y pozo de venteo de biogás.



2. OPERACIÓN



Fotografía 15. Celda cerrada.



Fotografía 16. Camiones de descarga particulares.



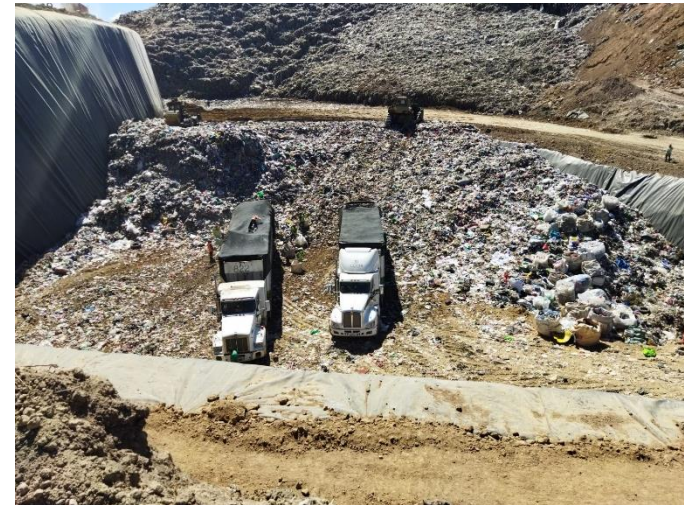
Fotografía 17. Camiones de transferencia.



Fotografía 18. Caminos de acceso a las celdas.



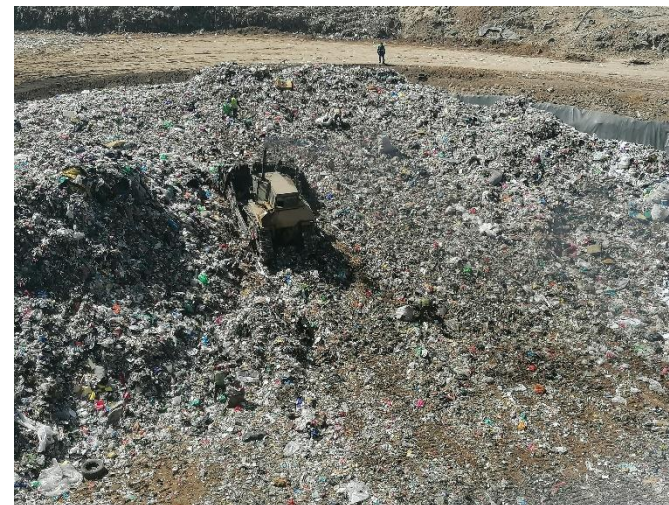
Fotografía 19. Camiones en acceso al área de descarga.



Fotografía 20. Celda activa.



Fotografía 21. Descarga de residuos en celda activa.



Fotografía 22. Acomodo y compactación de residuos.



3. ACTIVIDADES DE MUESTREO



Fotografía 23. Punto de muestreo en descarga a laguna de lixiviados.



Fotografía 24. Toma de muestra en descarga a laguna de lixiviados (muestra LIX-01-LAG).



Fotografía 25. Medición de parámetros en campo con medidor portátil marca Hanna (muestra LIX-01-LAG).



Fotografía 26. Punto de muestreo en cárcamo de lixiviados de celda inactiva, zona sureste.



Fotografía 27. Toma de muestra (muestra LIX-02-CARC1).



Fotografía 28. Medición de parámetros en campo con medidor portátil marca Hanna (muestra LIX-02-CARC1).



Fotografía 29. Medición de parámetros en campo con medidor portátil marca Hanna.



Fotografía 30. Punto de muestreo en cárcamo de lixiviados de celda inactiva, zona suroeste.



Fotografía 31. Toma de muestra (muestra LIX-03-CARC2).



Fotografía 32. Apariencia de la muestra LIX-03-CARC2.



Fotografía 33. Medición de parámetros en campo con medidor portátil marca Hanna (muestra LIX-03-CARC2).



Fotografía 34. Punto de muestreo en pozo de agua potable aguas arriba del relleno sanitario.



Fotografía 35. Toma de muestra (MA-01-POZO VIRREYES).



Fotografía 36. Medición de parámetros en campo (muestra MA-01-POZO VIRREYES).



4. ACTIVIDADES DE LABORATORIO



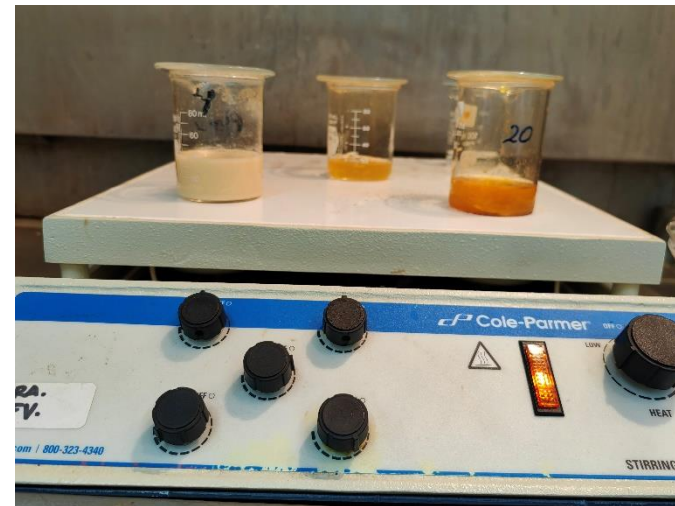
Fotografía 37. Preparación de muestras de lixiviado y agua para digestión.



Fotografía 38. Digestión de las muestras en parrilla de calentamiento (inicio de la digestión).



Fotografía 39. Digestión de las muestras en parrilla de calentamiento.



Fotografía 40. Digestión de las muestras en parrilla de calentamiento (fin de la digestión).



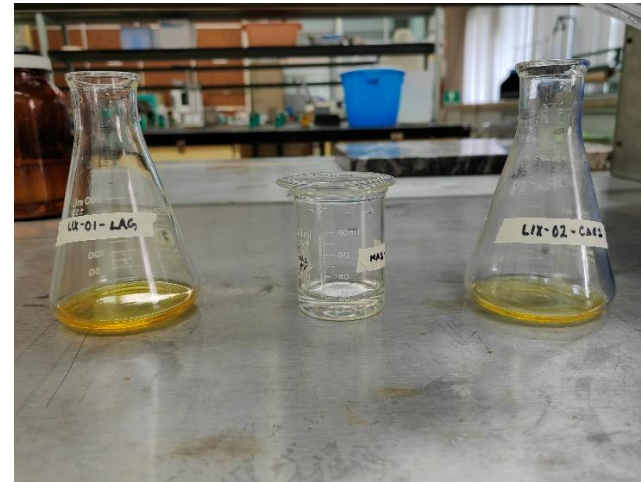
Fotografía 41. Campana de extracción y parrilla de calentamiento utilizadas en la digestión de las muestras.



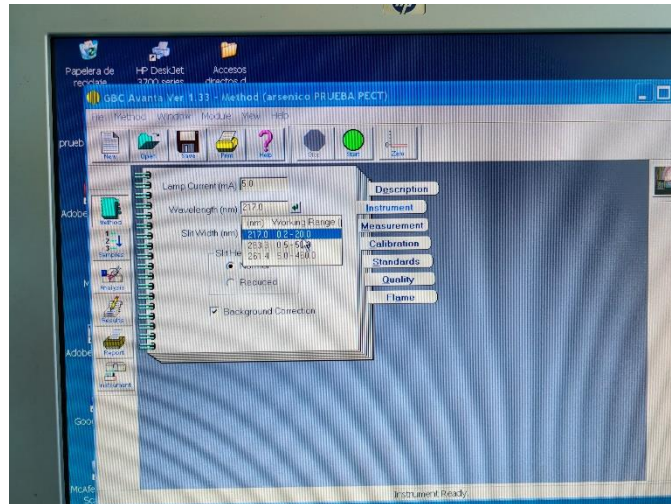
Fotografía 42. Filtrado de las muestras.



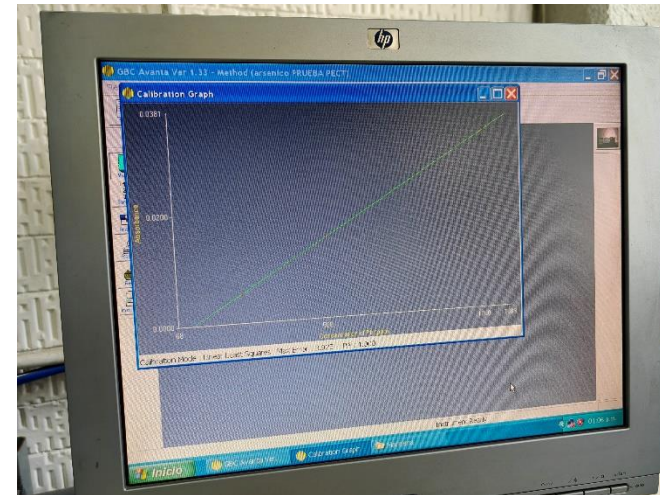
Fotografía 43. Filtrado de las muestras. .



Fotografía 44. Muestras filtradas.



Fotografía 45. Configuración del equipo.



Fotografía 46. Curva de calibración del equipo.



Fotografía 47. Determinaciones analíticas de plomo con Espectrofotómetro de Absorción Atómica por flama.



Fotografía 48. Determinaciones analíticas de plomo con Espectrofotómetro de Absorción Atómica por flama.



ANEXO II MEMORIA DE CÁLCULO



1. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DE TRANSPORTE

1.1 Velocidad de Darcy

Para el cálculo de la velocidad a la que las partículas atraviesan el medio poroso, se calculó la velocidad real a partir de la velocidad de Darcy mediante las siguientes ecuaciones.

$$V = -K \frac{dh}{dl} \quad (\text{Ecuación 1.1})$$

Donde:

V	=	Velocidad de Darcy, m/año
K	=	Coefficiente de permeabilidad, m/año
dh/dl	=	Gradiente hidráulico, m/m
h	=	Pérdida de carga, m
l	=	Longitud del camino del flujo, m

$$V_{real} = \frac{V}{m_e} \quad (\text{Ecuación 1.2})$$

Donde:

V	=	Velocidad de Darcy, m/año
m_e	=	Porosidad eficaz

Considerando un coeficiente de permeabilidad de 0.32 m/año, una pérdida de carga y longitud del camino de flujo iguales a 60 m y sustituyendo estos valores en la ecuación 1.1, se obtiene una velocidad de Darcy igual a -0.32 m/año.

$$V = \left(-0.32 \frac{m}{año}\right) * \frac{60 m}{60 m}$$

$$V = -0.32 m/año$$

1.2 Velocidad de real

Para el cálculo de la velocidad real se sustituye en la ecuación 1.2 la velocidad de Darcy obtenida y la porosidad eficaz, que para este caso se considera igual a 19%, valor asignado para un medio constituido por limos, de acuerdo con datos de la literatura. De este modo se obtiene una velocidad real de 1.68 m/año.

$$V_{real} = \frac{-0.32 \text{ m/año}}{0.19}$$

$$V_{real} = 1.68 \text{ m/año}$$

A partir de la velocidad real calculada, se estima la velocidad de 1.68 m/año en segundos, que equivaldría a 5.32×10^{-8} m/s. A partir de la cual se calcula un paso del tiempo para cada celda en segundos considerando una longitud de celda igual a 1 m.

$$\text{Paso del tiempo por celda} = \frac{1 \text{ m} * 1 \text{ s}}{5.32 \times 10^{-8} \text{ m}}$$

$$\text{Paso del tiempo por celda} = 1.9 \times 10^7 \text{ s}$$

1.3 Coeficiente de dispersividad

El cálculo del coeficiente de dispersividad se calcula a partir de la ecuación 1.3, que está en función de la longitud recorrida por el flujo.

$$aL = 0.1 Lx \quad \text{(Ecuación 1.3)}$$

Donde

$$\begin{aligned} aL &= \text{Coeficiente de dispersividad longitudinal} \\ Lx &= \text{Longitud recorrida por el flujo} \end{aligned}$$

Considerando una longitud de celda recorrida igual a 1 m, se obtiene un coeficiente de dispersividad igual a 0.1 m.

$$aL = 0.1 * 1 \text{ m} \quad aL = 0.1 \text{ m}$$



1.4 Coeficiente de difusión

Para el cálculo del coeficiente de difusión efectiva se utilizó la expresión de la ecuación 1.4, para la cual se consideró una porosidad eficaz igual a 19% para limos, un coeficiente de 2, designado para materiales consolidados y un coeficiente de difusión para plomo, con dilución en agua a 25°C igual a $9.45 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (Lasaga, 1998).

$$D^* = D_m * (m_e)^c \quad (\text{Ecuación 1.4})$$

Donde:

D^*	=	Coeficiente de difusión efectiva
D_m	=	Coeficiente de difusión
m_e	=	Porosidad eficaz
c	=	Coeficiente (1,8 a 2,0 para materiales consolidados; 1,3 para arenas no consolidadas)

Sustituyendo los datos en la ecuación anterior, se obtiene un coeficiente de difusión efectiva igual a $3.41 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$.

$$D^* = 9.45 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s} * (0.19)^2$$

$$D^* = 3.41 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$$



2. HOJA DE ENTRADA DEL CÓDIGO PHREEQC



C:\Users\MARIELENA\Documents\1. MGM\0. POSGRADO SEM 2023-02\MODELO\MODELO_TESIS_16_01.phr

miércoles, 22 de marzo de 2023 01:59 p. m.

```
SOLUTION_MASTER_SPECIES
Montmorillonite Montmorillonite 0.0      367.017 367.017
SOLUTION_SPECIES
Montmorillonite = Montmorillonite
-log_k -45.027
-delta_h 58.373 kcal
PHASES
Ca-Montmorillonite
Ca0.165Al2.33Si3.67O10(OH)2 + 12 H2O = 0.165Ca+2 + 2.33 Al(OH)4- + 3.67 H4SiO4 + 2 H+
-log_k -45.027
-delta_h 58.373 kcal
-Vm 156.16
SOLUTION 0 Pulse solution leachate      #solution injected
Units ppb
pH 7.89
density 1.00
temp 26.0
Na 200000
Cl 400000
Pb 894
SOLUTION 1-60 Background solution initially filling column
Units ppb
pH 8.4
density 1.00
temp 24.7
Na 121840
Cl 31760
SELECTED_OUTPUT
-file grid4disp.csv
-selected_out true
-high_precision false
# set value for all indentifiers to follow (lines 1 - 6)
-reset true
-simulation true
-state true
-solution true
-distance true
-time true
-step true
-percent_error true
-totals Cl Na Pb
SURFACE_MASTER_SPECIES
Hfo_s Hfo_sOH
Surfa_s Surfa_sMontmorillonite
SURFACE_SPECIES
Hfo_sOH = Hfo_sOH
log_k 0.0
Surfa_sMontmorillonite = Surfa_sMontmorillonite
log_k 0.0
Hfo_sOH + Pb+2 = Hfo_sOPb+ + H+
log_k 4.65
Surfa_sMontmorillonite + Pb+2 = Surfa_sPb+2 + Montmorillonite
log_k 0.3
SURFACE 1-60
Hfo_sOH 0.005 600 0.45
Surfa_sMontmorillonite 0.005 754.4 1.84
END
TRANSPORT Pulsing of Solution 0
-cells 60
-shifts 60
-time_step 1.90E7
-flow_direction forward
-boundary_conditions flux flux
-lengths 1.0
-dispersivities 0.1
```

-1-



```
-correct_disp true  
-diffusion_coefficient 3.41e-11  
-stagnant 0  
-thermal_diffusion 1  
-initial_time 0  
-print_cells 60  
-print_frequency 1  
-punch_cells 1-60  
-punch_frequency 1  
END
```



3. DATOS DE SALIDA DE LA MODELACIÓN CON PHREEQC



Los datos se pueden consultar en el siguiente vínculo.

<https://drive.google.com/drive/folders/1qKdDXBXxINZdX9c-IDMlfh4-IKA2i7FS?usp=sharing>



ANEXO III

DIFUSIÓN DE RESULTADOS PRELIMINARES

X Congreso Internacional sobre la Gestión Sostenible de Residuos Sólidos, Chania 2023.





Certificate of Attendance

awarded to

Marielena González Mireles

for attending the 10th International Conference
on Sustainable Solid Waste Management
Chania, Greece, 21-24 June 2023



Prof. Maria Loizidou
National Technical University of Athens

Poster session

- 107 F. Stella, F. Demichelis, S. Fraterrigo Garofalo, M. Piumetti, F. Alessandro Deorsola, D. Fino
Strategies of recovery sample sugar from textile waste in agreement with the circular economy policies
- 108 O.-S. Salm, T. Lukk, M. Kulp
Identification and characterization of Estonian wood using ATR-FTIR spectroscopy combined with multivariate calibration and variable selection methods
- 109 A. Gaspar-Pintiliecu, A. Iosageanu, V. Coroiu, O. Zarnescu, O. Craciunescu
Novel mixtures of bioactive compounds from Black Sea sources of fish skin and green seaweed with wound healing properties
- 110 M. Mladenović, M. Bogdanović, D. Mladenović, A. Djukić-Vuković, L. Mojović
Common nettle processing residues as a valuable source of antioxidants
- 111 O. Ozcan, E. Sahinkaya, N. Uzal
Long-term operation of flocculation assisted direct ceramic microfiltration for up-concentration of municipal wastewater
- 112 E. Solomina, T. Lukk, M. Kulp
Organosolv lignins isolation from different biomasses and their characterisation
- 113 M. González, A.M. Hansen, M. N. Rojas, G. Fernández
rediction of the transport and destination of lead, through the subsoil, from the leaching of a final disposal site of solid urban waste
- 114 C. Álvarez-Alonso, M.D. Pérez-Murcia, E. Martínez-Sabater, A. García-Randez, C. Gómez, V. Blay, L. Orden, S. Sánchez-Méndez, I. Irigoien, M. López, Raúl Moral, M.A. Bustamante
Valorisation of organic wastes from the primary sector through composting: an example of sustainable management
- 115 A. Yarali Paisios, E. Paisios, D. Kotouzas, D. Kontodimas, P. Milonas, C.I. Rumbos, C.G. Athanassiou, T. Manios
Upcycling nutrients from food waste and agri-food byproducts into animal feed, fertilizers, and soil amendments, using insects: Creating awareness and technical know-how in Greece
- 116 B. Ruiz, Alba Cabrera-Codony, R.R. Gil, C. Canals Batlle, M. J. Martín, E. Fuente
Activated carbons derived from biocollagenic wastes of vegetable tanning from the leather industry. Prospects as adsorbent for H₂S removal
- 117 A. Cydzik-Kwiatkowska, M. Florczyk, S. Ciesielski, M. Komorowska-Kaufman, W. Pomian, M. Budyń-Górzna, P. Oleśkiewicz-Popiel
Optimization of alginate recovery from activated sludge for waste sludge valorization
- 118 T. Ho, T. Lukk, M. Kulp
Esterification: A feasible approach to improve structural properties of organosolv lignin
- 119 S. Sudheer, A. Kisand, R. Bhatt
Development and characterization of fish gelatin-based films incorporated with natural extracts
- 120 M.P. Cenci, F. Machado, J.L. Hansen, P.S.S. Camargo, B. Friedrich, H.M. Veit
Segregation of Batteries from Pyrolyzed Entire Smartphones by means of Density Separation
- 121 A. García-Rández, L. Orden, V. Blay, F.J. Andreu-Rodríguez, J.A. Sáez-Tovar, S. Sánchez Méndez, E. Martínez Sabater, E. Agulló, M.D. Pérez-Murcia, M.A. Bustamante, R. Moral
Biowaste recovery by co-composting. Limiting factors of the process and agronomic final product quality
- 122 A. García-Rández, L. Orden, V. Blay, F.J. Andreu-Rodríguez, M. Torres, J.A. Sáez-Tovar, S. Sánchez Méndez, E. Martínez Sabater, E. Agulló, M.D. Pérez-Murcia, M.A. Bustamante, R. Moral
Greenhouse gas emissions assessment in composting from biostabilized municipal solid waste