

**MODELACION DEL VERTIMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS EN EL RECURSO SUELO MEDIANTE EL SOFTWARE
HYDRUS 1D: PROPUESTA DE MANEJO PARA EL PROYECTO
RESIDENCIAL “CONPROPIEDAD” UBICADO EN EL MUNICIPIO DE
CAJICA, CUNDINAMARCA.**

**WILSON ENRIQUE MARTÍNEZ CALLE
SANTIAGO MAHECHA MAHECHA**

**DIRECTOR
Dra. ANGELA MARIA JARAMILLO LONDOÑO
CO-DIRECTOR
Ing. DIEGO GERMAN RODRIGUEZ CASTILLO**

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
PROGRAMA DE INGENIERIA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C
2025**

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos en primer lugar a Dios, fuente de sabiduría, fortaleza y guía constante durante todo este proceso. Su presencia ha sido esencial en cada decisión tomada, en cada momento de dificultad y en cada logro alcanzado. Esta etapa de formación universitaria ha estado acompañada de fe, paciencia y determinación, valores que han sido pilares fundamentales para culminar esta meta.

A nuestras familias, por ser el motor de todo lo que hacemos. Gracias por su amor incondicional, su comprensión en los momentos de ausencia, y su apoyo constante incluso cuando las fuerzas parecían agotarse. A nuestros padres, por inculcarnos el valor del esfuerzo y la educación, por creer en nosotros y motivarnos a nunca rendirnos. Este logro es también suyo.

Agradecemos profundamente a nuestra directora de trabajo de grado, la Dra. Ángela María Jaramillo Londoño, por su orientación académica, su exigencia profesional y su compromiso con nuestro proceso. Su conocimiento, experiencia y disposición fueron clave para dar forma a este trabajo y enriquecer nuestro crecimiento como futuros ingenieros ambientales.

De igual forma, expresamos nuestra gratitud al co-director, Ing. Diego Germán Rodríguez Castillo, por su apoyo técnico, su asesoría permanente y por compartir su visión práctica del ejercicio profesional. Su acompañamiento nos permitió abordar esta investigación con claridad, responsabilidad y enfoque aplicado.

A nuestros profesores de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Santo Tomás, por ser guías a lo largo de estos años. Cada clase, cada consejo y cada reto académico nos formó no solo en lo profesional, sino también en lo humano. Gracias por su compromiso con la educación, por enseñarnos a cuidar del medio ambiente con ética, conocimiento y pasión.

Este trabajo representa no solo un logro académico, sino el resultado de años de aprendizaje, esfuerzo colectivo y sueños contruidos paso a paso. Gracias a todos los que de una u otra forma hicieron parte de este camino. Sin ustedes, este logro no habría sido posible.

1. TABLA DE CONTENIDO

1. TABLA DE CONTENIDO	3
2. CONTENIDO DE TABLAS	5
3. TABLA DE IMÁGENES.	6
4. RESUMEN.....	7
5. ABSTRACT.....	8
6. INTRODUCCION.....	9
7. OBJETIVOS.....	11
7.1. Objetivo General	11
7.2. Objetivos Específicos.....	11
8. ANTECEDENTES.....	12
9. MARCO TEORICO	15
9.1. Importancia del tratamiento de aguas residuales.....	15
9.2. Procesos de tratamiento de aguas residuales	15
9.3. Vertimiento al suelo como alternativa de manejo.....	16
9.4. Impactos potenciales del vertimiento no controlado.....	17
9.5. Propiedades del suelo relevantes para el tratamiento de aguas residuales	18
9.6. Procesos de interacción suelo-agua	19
9.7. Limitaciones del suelo como medio receptor	19
9.8. Importancia de modelar el transporte de solutos en el suelo	21
9.9. NORMATIVA AMBIENTAL EN COLOMBIA RELACIONADA CON EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES	22
10. METODOLOGIA.....	23
10.1. Diagnóstico del contexto y selección de la alternativa de disposición.	23
10.2. Caracterización del medio receptor	25
10.2.1. Identificación de unidades cartográficas y taxonómicas.....	25
10.2.2. Muestreo edáfico y determinación de propiedades físico-químicas	25
10.3. Modelación del comportamiento de solutos mediante HYDRUS 1D	26
10.3.1. Construcción del modelo conceptual.....	26

10.3.2.	Implementación de escenarios y definición de parámetros operativos ..	26
10.3.3.	Especificación de solutos modelados.....	26
10.4.	Determinación del área mínima de vertimiento.....	27
11.	RESULTADOS	30
11.1.	Análisis de posibles fuentes cercanas que puedan ser receptoras de ARD .	30
11.1.1.	Clasificación de las Unidades de Suelo	32
11.1.2.	Clasificación según Resolución No. 699 del 2021.....	34
11.2.	Análisis de los posibles efectos de vertimientos de ARD sobre el recurso suelo y acuíferos.....	37
11.2.1.	Caracterización del Suelo	37
11.2.2.	Caracterización química del suelo.....	38
11.2.3.	Caracterización física del suelo.....	41
11.2.4.	Caracterización hidrodinámica del suelo.....	48
11.2.5.	Prueba de infiltración - Calicata 2.....	55
11.2.6.	Caracterización Climática.....	60
11.2.7.	Análisis de los posibles Efectos	64
11.3.	Aplicación del modelo Hyndrus 1D acerca del recurso suelo con respecto a la dispersión de solutos y contaminantes de ARD.	66
11.3.1.	Descripción del Modelo Hyndrus – 1d.....	66
11.3.2.	Definición de Escenarios.....	67
11.3.3.	Transporte de Solutos en el Perfil de Suelo	70
11.3.4.	Transporte de Grasas y Aceites.....	71
11.3.5.	Transporte de Fenoles	74
11.3.6.	Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	77
11.3.7.	Transporte de Hidrocarburos.....	80
11.3.8.	Transporte de Nitrógeno Total.....	83
11.3.9.	Transporte de Fósforo.....	87
12.	IMPACTO SOCIAL Y HUMANISTICO DEL PROYECTO.....	91
13.	CONCLUSIONES.....	92
14.	RECOMENDACIONES	93
15.	REFERENCIAS	94

16.	ANEXOS	98
-----	--------------	----

2. CONTENIDO DE TABLAS

Tabla 1.	Unidades cartograficas de suelos.....	20
Tabla 2.	Leyes y decretos relevantes.	22
Tabla 3.	Determinación del nivel freatico.....	29
Tabla 4.	Cálculo de la carga de DBO5.	34
Tabla 5.	categorías de la resolución NO. 699 del 2021.	35
Tabla 6.	Concentraciones presuntivas en la entrada de la PTAR y valores máximos permisibles para la salida de la PTAR.....	36
Tabla 7.	Variables medidas para caracterización física, química e hidrodinámica del suelo	38
Tabla 8.	Resultados de Caracterización química laboratorio H2O es vida.....	39
Tabla 9.	Valores de referencia de metales pesados en diferentes regiones (mg/kg).....	40
Tabla 10.	Resultados de análisis de textura en muestras de suelo calicatas 1 y 2.	44
Tabla 11.	Resultados de análisis de densidad aparente en muestras de suelo Calicatas 1 y 2.....	47
Tabla 12.	Tabla de ecuaciones.	49
Tabla 13.	Datos de Campo Prueba de Infiltración Calicata 1.....	50
Tabla 14.	Resultados Prueba de Infiltración Calicata 1.	52
Tabla 15.	Resultados Valores infiltración acumulada.	53
Tabla 16.	Datos de Campo Prueba de Infiltración.	55
Tabla 17.	Resultados Prueba de Infiltración.	56
Tabla 18.	Valores de Infiltración acumulada.	57
Tabla 19.	ETP mensual Estación La cosecha.	61
Tabla 20.	ETP mensual Estación La cosecha.	62
Tabla 21.	Concentraciones de los solutos en el agua residual	70

3. TABLA DE IMÁGENES.

Imagen 1. Ubicación Del Proyecto.	¡Error! Marcador no definido.
Imagen 2. Hidrología del área de estudio.	24
Imagen 3. Perfil horizontes	42
Imagen 4. Horizontes de calicata	42
Imagen 5. Prueba de infiltración	42
Imagen 6. Toma de muestra.....	43
Imagen 7. Horizontes de calicata	43
Imagen 8. Prueba de infiltración	43

4. RESUMEN

La determinación de la capacidad de carga de los cuerpos receptores, como el agua o el suelo, es un paso esencial para orientar decisiones en materia de gestión ambiental. Este proceso sustenta acciones de planificación, regulación, control y seguimiento de los recursos naturales, y se apoya en herramientas de modelación que permiten simular el comportamiento de contaminantes. La selección de estos modelos depende de los requerimientos específicos de cada Autoridad Ambiental.

En este marco, se desarrollará un documento técnico enfocado en la modelación del vertimiento al suelo desde el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas (ARD) del proyecto habitacional “CONPROPIEDAD”, que contempla la construcción de cerca de 500 viviendas en el municipio de Cajicá, Cundinamarca.

El principal desafío ambiental del proyecto radica en la inexistencia de infraestructura de alcantarillado municipal disponible para recibir las aguas residuales generadas. Frente a esta limitación, el marco legal vigente permite considerar la disposición de aguas tratadas en el suelo como una alternativa viable, dentro del trámite para el permiso de vertimientos.

Para una adecuada implementación de esta alternativa, es necesario analizar cómo se comportan el agua y los contaminantes una vez en contacto con el suelo. Factores como la infiltración, adsorción y degradación de los compuestos deben ser evaluados rigurosamente. En este sentido, la herramienta de simulación Hydrus 1D se constituye como una opción robusta para modelar el transporte de agua y solutos en medios porosos, permitiendo anticipar el comportamiento del vertimiento en diferentes condiciones de suelo y garantizar una gestión ambientalmente responsable.

Palabras clave: Adsorción, Aguas residuales domésticas (ARD), Cajicá, Cundinamarca, Capacidad de carga, Contaminantes, Cuerpos receptores, Disposición de aguas tratadas, Evaluación ambiental, Hydrus 1D, Infiltración, Infraestructura de alcantarillado, Medios porosos, Modelación ambiental, Permiso de vertimientos, Simulación, Transporte de solutos, Vertimiento al suelo

5. ABSTRACT

Determining the carrying capacity of receiving bodies, such as water or soil, is an essential step in guiding environmental management decisions. This process supports planning, regulation, control and monitoring of natural resources, and is supported by modeling tools that allow simulating the behavior of pollutants. The selection of these models depends on the specific requirements of each Environmental Authority.

Within this framework, a technical document will be developed focused on the modeling of the discharge into the soil from the domestic wastewater treatment system (ARD) of the housing project “CONPROPIEDAD”, which contemplates the construction of about 500 houses in the municipality of Cajicá, Cundinamarca.

The main environmental challenge of the project lies in the lack of municipal sewage infrastructure available to receive the wastewater generated. In view of this limitation, the current legal framework allows considering the disposal of treated water in the soil as a viable alternative as part of the discharge permit process. This document will be a key input in the Environmental Assessment of Dumping (EAV), and will serve as technical support for the impact assessment, according to the guidelines established by the Regional Autonomous Corporation - CAR (2021).

For an adequate implementation of this alternative, it is necessary to analyze how water and contaminants behave once in contact with the soil. Factors such as infiltration, adsorption and degradation of compounds must be rigorously evaluated. In this sense, the Hydrus 1D simulation tool is a robust option for modeling the transport of water and solutes in porous media, making it possible to anticipate the behavior of the discharge in different soil conditions and guarantee environmentally responsible management.

6. INTRODUCCION

El manejo adecuado de las aguas residuales domésticas es un desafío ambiental crítico, especialmente en regiones como Cajicá, donde la infraestructura de saneamiento aún enfrenta limitaciones significativas. Las actividades diarias en los hogares generan aguas residuales que contienen diversos contaminantes, incluidos sólidos suspendidos, grasas, detergentes, microorganismos patógenos y nutrientes como nitrógeno y fósforo. Sin un tratamiento adecuado, estas aguas pueden impactar negativamente los cuerpos de agua y los suelos, afectando la biodiversidad, la calidad del agua y la salud pública.

En el contexto del proyecto “CONPROPIEDAD, se identificó la necesidad de evaluar alternativas viables para la disposición de las aguas residuales domésticas, considerando las limitaciones geográficas y económicas asociadas a la descarga en cuerpos de agua. El río Bogotá, la fuente hídrica más cercana, se encuentra a una distancia aproximada de 1.5 km en línea recta desde el área del proyecto. Para conectar con esta fuente, sería necesario intervenir múltiples infraestructuras, incluyendo la vía férrea de Zipaquirá, la ruta nacional 45 y aproximadamente 70 predios privados. Esta situación hace inviable, desde el punto de vista económico y técnico, la construcción de una red de vertimiento que conecte con el río Bogotá.

Ante estas circunstancias, surge como alternativa la disposición controlada de las aguas residuales en el suelo. Este enfoque se basa en el aprovechamiento de las propiedades naturales del suelo para filtrar y degradar los contaminantes mediante procesos físicos, químicos y biológicos, convirtiéndose en una solución sostenible y económicamente viable para el proyecto. Sin embargo, para garantizar que esta estrategia no genere impactos negativos en el acuífero subyacente, es fundamental realizar una modelación ambiental del vertimiento (MAV), que permita evaluar la capacidad de retención, infiltración y degradación de los contaminantes en el suelo.

El presente estudio se enmarca en los lineamientos normativos establecidos en el Decreto 3930 de 2010, el Decreto 1076 de 2015 (modificado por el Decreto 050 de 2018) y la Resolución 631 de 2015. Aunque estas regulaciones proporcionan directrices generales sobre el manejo y control de vertimientos, en el contexto colombiano aún existe una limitada experiencia en la aplicación de modelaciones ambientales para evaluar la viabilidad de la disposición en suelos. Por

ello, este estudio representa un esfuerzo pionero en la implementación de herramientas de modelación numérica para analizar la dinámica de los contaminantes en el perfil del suelo y su posible impacto en los recursos hídricos subterráneos.

Para llevar a cabo este análisis, se empleó el software HYDRUS 1D versión 3.0, desarrollado por el Department of Environmental Sciences de la University of California, Riverside. Este programa permite simular el movimiento del agua, calor y solutos en medios saturados e insaturados mediante la resolución de la ecuación de Richard's para el flujo de agua y las ecuaciones de advección y dispersión para el transporte de contaminantes. Con este modelo, se evaluó la dinámica de los solutos en el suelo del área del proyecto, determinando la lámina de vertimiento admisible y estableciendo las condiciones óptimas para evitar la contaminación del acuífero libre y la generación de problemas de encharcamiento o escorrentía superficial.

7. OBJETIVOS

7.1. Objetivo General

Realizar la Modelación del Vertimiento del transporte de solutos en relación con el vertimiento en el suelo empleando los algoritmos y desarrollos pedogenéticos para el suelo del proyecto “CONPROPIEDAD, BOSQUES DE CAJICA” del municipio de Cajicá, Cundinamarca.

7.2. Objetivos Específicos

- Analizar las posibles fuentes cercanas que puedan ser receptoras de ARD.
- Análisis de los posibles efectos de vertimientos de ARD sobre el recurso suelo y acuíferos.
- Aplicación del modelo Hyndrus 1D acerca del recurso suelo con respecto a la dispersión de solutos y contaminantes de ARD.

8. ANTECEDENTES

El manejo adecuado de las aguas residuales domésticas representa uno de los principales retos ambientales y sanitarios a nivel global. En muchas regiones, la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales es insuficiente, lo que provoca que grandes volúmenes de agua residual sean vertidos sin el tratamiento adecuado, contaminando cuerpos de agua y suelos. Los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales, como las plantas de tratamiento, suelen implicar altos costos de implementación y mantenimiento, lo que dificulta su adopción en áreas rurales o de bajos recursos. Sin embargo, una alternativa que ha ganado interés es la disposición final de las aguas residuales tratadas en el suelo, en lugar de en cursos hídricos. Los suelos pueden actuar como un medio natural para la filtración y degradación de contaminantes remanentes a través de procesos biológicos, químicos y físicos. Esta práctica complementa el trabajo de las plantas de tratamiento, ofreciendo una solución económica y efectiva para el manejo descentralizado de las aguas residuales tratadas.

Diversos estudios han abordado la dinámica del vertimiento de aguas residuales en el recurso suelo, utilizando tanto aproximaciones experimentales como modelaciones numéricas para comprender los procesos implicados y evaluar su impacto ambiental. Por ejemplo, Echeverry, Charry y Rodríguez (2021) propusieron un modelo numérico basado en la física para simular el comportamiento de contaminantes en diferentes tipos de suelo, como arcilla y arena. Este modelo incluye procesos de advección, difusión, dispersión y reacciones químicas, evidenciando que en suelos arcillosos la dispersión se da principalmente por difusión, mientras que en suelos arenosos predomina la advección debido a su mayor conductividad hidráulica. Los autores resaltan la utilidad del modelo para la gestión ambiental y regulación de vertimientos, sugiriendo la incorporación futura de la heterogeneidad del suelo y estrategias de mitigación adicionales.

En este caso, Tam (1998) examinó los efectos de las descargas de aguas residuales en suelos de manglar, enfocándose en las poblaciones microbianas y actividades enzimáticas. En un experimento de 12 semanas con suelos expuestos a aguas residuales sintéticas de distintas salinidades, se encontró que los suelos retenían contaminantes como cobre, zinc, cadmio, fósforo y nitrógeno, y que las bacterias heterótrofas, nitrificantes y desnitrificantes aumentaron significativamente. La actividad microbiana incrementó debido a los nutrientes presentes, sin que los metales pesados mostraran efectos adversos significativos durante las primeras semanas.

Por otro lado, a nivel internacional, Yadav, Goyal, Sharma, Dubey y Minhas (2002) analizaron el impacto a largo plazo del uso de aguas residuales domésticas en suelos, cultivos y agua subterránea en Kurukshetra, India. Tras más de tres décadas de riego con aguas residuales, se observó una mejora en la materia orgánica y nutrientes del suelo en zonas próximas a los puntos de descarga. Sin embargo, también se detectó acumulación de metales pesados y nitratos en el suelo y aguas subterráneas, indicando la necesidad de monitoreo constante para prevenir riesgos ambientales y sanitarios.

Un proyecto piloto en México (Hernández, Montoya y Rubiños, 2011) utilizó HYDRUS 1D para evaluar el impacto del riego con aguas residuales tratadas sobre suelos agrícolas. Se evidenció una mejora en la disponibilidad de nutrientes a corto plazo, pero también una acumulación progresiva de sales solubles y un riesgo potencial de lixiviación de nitratos hacia aguas subterráneas, en función de la frecuencia y volumen de riego.

A nivel mundial, los estudios que combinan la modelación numérica con la evaluación del vertimiento de aguas residuales en suelos han ido en aumento, especialmente con el uso del software HYDRUS 1D. Zhao et al. (2019) desarrollaron un estudio en zonas rurales del norte de China, utilizando HYDRUS 1D para simular la infiltración de aguas residuales domésticas tratadas en campos de infiltración. Sus resultados mostraron que el suelo actúa eficazmente como sistema depurador, eliminando más del 80% del nitrógeno total y reduciendo la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), resaltando la importancia de la cobertura vegetal y los periodos de descanso para mantener la eficiencia.

En Perú, Carrasco et al. (2020) aplicaron HYDRUS 1D para modelar la infiltración en suelos volcánicos andisoles, similares a los de la Sabana de Bogotá. Encontraron que estos suelos, por su alta capacidad de intercambio catiónico y retención de agua, son viables para la disposición final de efluentes, aunque enfatizaron la necesidad de controlar las tasas de aplicación y monitorear el perfil del suelo para evitar saturaciones.

Por su parte, Laco (2021) abordó el movimiento de agua y transporte de solutos en suelos con enfoque en mallines patagónicos. Utilizó el código HYDRUS-1D para simular el flujo de agua en la zona no saturada y el software Rosetta para caracterizar las propiedades hidráulicas. Además, evaluó diseños de barreras y coberturas en un relleno sanitario, contribuyendo a la gestión ambiental en municipios de San Carlos de Bariloche y Dina Huapi.

Finalmente, en el contexto colombiano, Echeverry, Ocampo y Rodríguez (2012) propusieron una metodología basada en modelos numéricos para fortalecer el sistema de licencias ambientales de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA), especialmente en el sector hidrocarburos. Su metodología integra la simulación del impacto de vertimientos en suelos y acuíferos, combinando una caracterización hidrogeológica detallada con un análisis de la vulnerabilidad de acuíferos, con el fin de mejorar la regulación y el control ambiental.

Estos antecedentes evidencian que el uso del suelo como receptor de aguas residuales tratadas es una estrategia viable, pero que requiere una evaluación cuidadosa y basada en modelación numérica para garantizar la protección ambiental. Además, se reafirma la pertinencia de herramientas como HYDRUS 1D para apoyar la toma de decisiones en proyectos de vertimiento regulado, especialmente en contextos rurales o semiurbanos con limitadas opciones de conexión a sistemas de alcantarillado.

9. MARCO TEORICO

Las aguas residuales domésticas provienen de actividades humanas como el uso de inodoros, duchas, lavado de ropa, cocina y limpieza en general. Estas aguas contienen una mezcla de contaminantes que pueden clasificarse en:

- **Materia orgánica:** Restos de alimentos, aceites, grasas, heces y otros materiales biodegradables.
- **Nutrientes:** Nitrógeno y fósforo, que pueden provocar eutrofización en cuerpos de agua cercanos.
- **Microorganismos:** Bacterias, virus y parásitos, algunos de ellos patógenos.
- **Compuestos químicos:** Detergentes, jabones, y trazas de productos farmacéuticos.

El manejo inadecuado de estas aguas puede ocasionar problemas ambientales y de salud pública, como la contaminación de cuerpos de agua superficiales y subterráneos, la degradación del suelo y la proliferación de enfermedades transmitidas por el agua (Tchobanoglous et al., 2014).

9.1. Importancia del tratamiento de aguas residuales

El tratamiento adecuado de las aguas residuales busca reducir su carga contaminante antes de su disposición final. Esto se logra a través de procesos que eliminan o transforman los contaminantes presentes, protegiendo así los recursos hídricos, el suelo y la salud humana.

El manejo de estas aguas es particularmente crítico en áreas de expansión urbana, como el municipio de Cajicá, Cundinamarca, donde proyectos residenciales a gran escala generan volúmenes significativos de aguas residuales que requieren soluciones sostenibles y eficaces.

9.2. Procesos de tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es un proceso fundamental para proteger la salud pública y el medio ambiente. Este tratamiento se lleva a cabo generalmente en tres etapas principales:

tratamiento primario, secundario y terciario. Cada una de estas fases cumple una función específica en la eliminación de contaminantes presentes en el agua residual.

El tratamiento primario consiste en la eliminación de sólidos grandes y materiales flotantes mediante procesos físicos como la sedimentación y el tamizado. Esta etapa tiene como objetivo reducir la carga contaminante inicial del agua residual, logrando una remoción aproximada del 30 % de los contaminantes presentes, principalmente sólidos suspendidos y materia orgánica sedimentable.

Posteriormente, en el tratamiento secundario, se remueve la materia orgánica biodegradable y parte de los nutrientes a través de procesos biológicos. En esta fase, microorganismos como bacterias aeróbicas o anaeróbicas degradan la materia orgánica disuelta. Algunos ejemplos de tecnologías aplicadas en esta etapa son los filtros anaeróbicos, las lagunas de estabilización y los sistemas sépticos, que permiten reducir significativamente la carga contaminante del agua tratada.

Finalmente, el tratamiento terciario (considerado opcional dependiendo del nivel de calidad requerido para el vertimiento o reutilización del agua) está enfocado en la eliminación de contaminantes residuales más específicos, como patógenos, metales pesados o nutrientes en exceso. Esta etapa emplea tecnologías más avanzadas, tales como filtros de arena, procesos de desinfección o membranas de ultrafiltración, con el fin de obtener un efluente de alta calidad apto para su disposición final o reúso seguro.

9.3. Vertimiento al suelo como alternativa de manejo

El vertimiento al suelo puede ser una solución eficiente y económica en áreas donde no es viable implementar sistemas de tratamiento centralizados. En este enfoque, el suelo actúa como un sistema de tratamiento natural gracias a sus propiedades físicas, químicas y biológicas:

- **Adsorción:** Los contaminantes se adhieren a las partículas del suelo, reduciendo su movilidad.
- **Biodegradación:** Microorganismos presentes en el suelo descomponen la materia orgánica y transforman nutrientes como nitrógeno y fósforo.
- **Filtración:** Las partículas sólidas son retenidas en los poros del suelo, limpiando el agua que se infiltra.

Sin embargo, este método requiere una evaluación rigurosa de las características del suelo para garantizar que:

Para garantizar que el vertimiento de aguas residuales tratadas en el suelo sea una alternativa viable y segura, es fundamental que se cumplan ciertas condiciones. En primer lugar, la capacidad de infiltración del suelo debe ser adecuada, de manera que se evite el riesgo de encharcamiento o escorrentía superficial, los cuales podrían generar impactos negativos en el entorno inmediato.

En segundo lugar, es crucial asegurar que no se produzca contaminación de los acuíferos subyacentes, especialmente en zonas donde el nivel freático se encuentra a poca profundidad, ya que existe un mayor riesgo de que los contaminantes lleguen rápidamente a las aguas subterráneas.

Por último, la composición del vertimiento debe ser compatible con la capacidad depuradora del suelo, permitiendo que los procesos físicos, químicos y biológicos naturales del mismo logren una adecuada atenuación de los contaminantes presentes en el agua residual.

9.4. Impactos potenciales del vertimiento no controlado

Cuando el vertimiento al suelo no se gestiona adecuadamente, pueden surgir problemas como:

- **Contaminación de aguas subterráneas:** Principalmente por nitratos y patógenos.

- **Alteración de la estructura del suelo:** Acumulación de sales o compuestos químicos.
- **Impacto en la biodiversidad:** Los ecosistemas locales pueden ser afectados por la presencia de contaminantes persistentes.

Para evitar estos impactos, es fundamental realizar estudios previos y modelaciones que permitan determinar la capacidad del suelo para recibir y tratar las aguas residuales. Herramientas como el software **HYDRUS 1D** son clave para este propósito. El suelo es un recurso natural vital que cumple funciones esenciales en la regulación de los ciclos del agua y los nutrientes, actuando también como un sistema de filtración natural. Cuando se utiliza como medio receptor de aguas residuales domésticas, el suelo puede reducir la carga contaminante mediante procesos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, su efectividad depende de sus propiedades intrínsecas y de las condiciones ambientales de la zona. (Bustos,2015)

9.5. Propiedades del suelo relevantes para el tratamiento de aguas residuales

El suelo ofrece una capacidad depuradora variable según sus características, entre las que destaca Las características fisicoquímicas del suelo juegan un papel fundamental en la eficiencia del proceso de infiltración y depuración de aguas residuales tratadas. Uno de los factores más relevantes es la textura del suelo. Los suelos arenosos, por ejemplo, presentan una alta permeabilidad, lo cual favorece la infiltración del agua, aunque su capacidad de retención de contaminantes es baja. En contraste, los suelos arcillosos tienen una baja permeabilidad pero una alta capacidad de adsorción, lo que permite una mayor retención de contaminantes, aunque limita la infiltración y puede aumentar el riesgo de saturación del perfil del suelo.

La estructura del suelo también incide directamente en el comportamiento del agua. Una estructura bien desarrollada, con poros interconectados, facilita la percolación del líquido, mientras que suelos compactados dificultan el flujo, reduciendo así la eficiencia del tratamiento en el subsuelo.

Otro parámetro importante es la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la cual influye en la retención de nutrientes y contaminantes cargados positivamente, como el amonio o diversos

metales pesados. Así mismo, el pH del suelo afecta la solubilidad y movilidad de ciertos contaminantes; por ejemplo, en condiciones ácidas, los metales pesados tienden a ser más móviles, lo que incrementa el riesgo de lixiviación hacia capas más profundas.

Finalmente, la profundidad del nivel freático es determinante en el diseño de estos sistemas. Cuando el agua subterránea se encuentra muy cerca de la superficie, se reduce el tiempo de residencia del agua en el suelo, disminuyendo así la eficiencia de los procesos de depuración y aumentando el riesgo de contaminación del acuífero.

9.6. Procesos de interacción suelo-agua

Cuando las aguas residuales son vertidas al suelo, ocurren los siguientes procesos clave:

1. **Infiltración:** El agua penetra en el perfil del suelo, dependiendo de la textura, la estructura y el grado de saturación.
2. **Percolación:** Movimiento vertical del agua hacia capas más profundas, afectado por la gravedad y la capacidad de retención del suelo.
3. **Adsorción y cambio iónico:** Nutrientes como el amonio son retenidos en la superficie de las partículas del suelo.
4. **Degradación biológica:** Los microorganismos en el suelo transforman compuestos orgánicos en formas más simples y menos contaminantes.
5. **Transformación química:** Procesos como la desnitrificación convierten el nitrato en gases como el nitrógeno molecular, reduciendo su impacto ambiental.

9.7. Limitaciones del suelo como medio receptor

Aunque el suelo tiene capacidad de depuración, existen límites críticos que deben considerarse:

- **Capacidad de retención:** Si el suelo se satura, puede generarse escorrentía superficial y transporte de contaminantes.

- **Movilidad de los contaminantes:** Elementos como los nitratos son altamente solubles y pueden lixiviarse hacia el agua subterránea.
- **Impactos acumulativos:** Vertimientos constantes pueden causar salinización, compactación del suelo y pérdida de fertilidad.

Para asegurar la confiabilidad de los resultados obtenidos con HYDRUS 1D, es fundamental llevar a cabo un proceso riguroso de calibración y validación del modelo. La calibración consiste en ajustar los parámetros del modelo (como la conductividad hidráulica saturada, los parámetros de la curva de retención de humedad, y los coeficientes de dispersión) con base en datos experimentales o de campo, de forma que los resultados simulados se aproximen a los valores observados.

Por otro lado, la validación implica comparar los resultados del modelo con un conjunto independiente de datos, que no fueron utilizados en la calibración, con el objetivo de evaluar la capacidad predictiva del modelo en diferentes condiciones. Una adecuada calibración y validación no solo mejora la precisión del modelo, sino que también fortalece la credibilidad técnica del estudio ante las autoridades ambientales.

Tabla 1. Unidades cartograficas de suelos.

Unidad Cartográfica	Tipos de Suelo
MLSg Pendiente mayor al 75 % (Fuertemente escarpado) - g	Consociación • Typic Eutrudepts: Inceptisol (epts) con régimen de humedad údico (ud) y alta saturación de bases (Eutr), sin cambios bajo el solum (Typic). • Typic Hapludands: Andisol (ands) con régimen de humedad údico (ud) y sin características diferenciadas en el grupo (Hapl), sin cambios bajo el solum (Typic).
MLVe Pendiente 25 – 50 % (Ligeramente escarpado) - e	Asociación • Humic Lithic Eutrudepts: Inceptisol (epts) con régimen de humedad údico (ud), alta saturación de bases (Eutr), con contacto lítico o poco profundo (Lithic) y presencia de materia orgánica (Humic).

MLVf Pendiente 50 – 75 % (Moderadamente escarpado) - f	• Typic Placudands: Andisol (ands) con régimen de humedad údico (ud) y presencia de horizonte plácico (Hapl), sin cambios bajo el solum (Typic). • Dystric Eutrudepts: Inceptisol (epts) con régimen de humedad údico (ud) y alta saturación de bases (Eutr), y baja saturación de bases a profundidad (Dystric).
RLQa Pendiente 0 – 3 % (Plano) - a	Complejo • Pachic Melanudands: Andisol (ands) con régimen de humedad údico (ud), color negro y presencia de carbono orgánico (Melan) y horizonte orgánico espeso (Pachic). • Andic Dystrudepts: Inceptisol (epts) con régimen de humedad údico (ud), baja saturación de bases (Dystr), y propiedades ándicas (Andic). • Aerice Endoaquepts: Inceptisol (epts) con condiciones ácuicas (aqu), con presencia de capa freática (Endo), aireado en el horizonte superficial (Aeric). • Aquic Hapludands: Andisol (ands) con régimen de humedad údico (ud), baja saturación de bases (Hapl) y condiciones acúicas (Aquic).

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

9.8. Importancia de modelar el transporte de solutos en el suelo

El uso de herramientas como HYDRUS 1D permite analizar con precisión cómo se desplazan y transforman los contaminantes en el perfil del suelo, brindando información crítica para la gestión ambiental. Gracias a estas simulaciones, es posible diseñar sistemas de infiltración más eficientes, que prevengan problemas como la saturación del suelo y la escorrentía superficial. Asimismo, facilita la estimación de la profundidad de afectación del vertimiento, lo que permite evaluar con mayor certeza el riesgo de contaminación de acuíferos subyacentes. Finalmente, este tipo de modelación es clave para proponer prácticas de manejo adecuadas que minimicen los impactos ambientales asociados al uso del suelo como receptor de aguas residuales tratadas.

El software **HYDRUS 1D** es una herramienta computacional desarrollada para simular el transporte de agua, calor y solutos en suelos no saturados o parcialmente saturados. Este software es ampliamente utilizado en estudios de impacto ambiental debido a su capacidad para modelar procesos complejos como la infiltración, el transporte de contaminantes y las interacciones químico-biológicas en el suelo.

9.9. NORMATIVA AMBIENTAL EN COLOMBIA RELACIONADA CON EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES

En Colombia, el manejo de las aguas residuales está regulado por un conjunto de normas que buscan proteger los recursos hídricos, el suelo y los ecosistemas frente a la contaminación. Estas normativas establecen los límites permisibles de vertimientos, las metodologías para su manejo, y las sanciones aplicables en caso de incumplimiento.

Tabla 2. Leyes y decretos relevantes.

Norma	Descripción general	Aspectos clave
Ley 9 de 1979	Código Sanitario Nacional que regula el manejo de residuos líquidos para proteger la salud pública y el medio ambiente.	- Exige tratamiento de aguas residuales antes de su vertimiento.
Ley 99 de 1993	Crea el Ministerio de Ambiente y las CAR, establece principios para la gestión ambiental.	- El agua es patrimonio de la Nación. - Uso prioritario: consumo humano. - Obliga a empresas a gestionar sus aguas residuales.
Decreto 3930 de 2010	Regula los vertimientos a cuerpos de agua y al suelo.	- Requiere permisos de vertimiento. - Exige sistemas de tratamiento previos. - Define límites permisibles de contaminantes.
Decreto 1076 de 2015	Compila la normativa ambiental (Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente).	- Establece monitoreo obligatorio. - Requiere informes periódicos sobre calidad del agua vertida.
Resolución 0631 de 2015	Establece los valores máximos permisibles de vertimientos a cuerpos de agua y al suelo.	- Ejemplos de límites: DBOs: máx. 300 mg/L. Sólidos suspendidos totales: máx. 200 mg/L.

10.METODOLOGIA

La estrategia metodológica implementada en el presente estudio fue diseñada con el objetivo de alcanzar de manera integral los propósitos específicos definidos, mediante la aplicación de un enfoque mixto que combinó análisis cartográfico, levantamiento de información edáfica in situ, evaluación normativa y modelación numérica avanzada del comportamiento de solutos en el perfil del suelo. Dicha aproximación fue orientada a evaluar la viabilidad técnica, ambiental y regulatoria de la disposición de aguas residuales tratadas en el recurso suelo, en el contexto de la ausencia de infraestructura de alcantarillado en el área del proyecto urbanístico “CONPROPIEDAD”, localizado en el municipio de Cajicá, Cundinamarca.

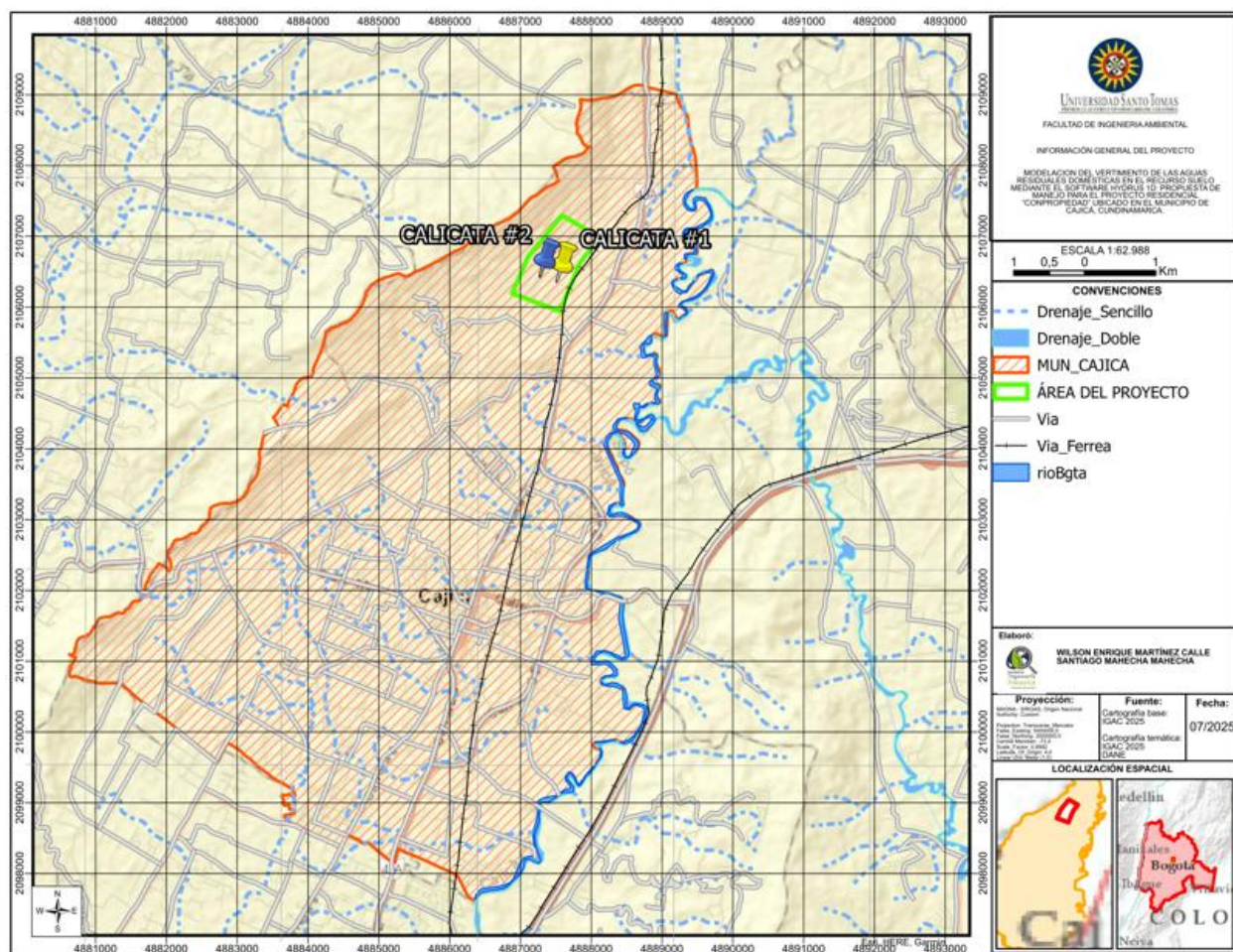
Además, se ubican dos calicatas (CALICATA #1 y #2), que corresponden a los puntos de muestreo de suelo realizados en campo. La ubicación estratégica de estas calicatas dentro del área del proyecto permite obtener información representativa para la modelación numérica con el software HYDRUS 1D, siendo fundamentales para la caracterización del perfil del suelo y la simulación de los procesos de infiltración y transporte de contaminantes.

10.1. Diagnóstico del contexto y selección de la alternativa de disposición.

En primera instancia, se llevó a cabo un diagnóstico situacional de la zona de influencia del proyecto, con el fin de identificar posibles cuerpos receptores superficiales para el vertimiento de aguas residuales domésticas (ARD). A partir del análisis geográfico y de infraestructura existente, se estableció que el receptor natural más próximo, el río Bogotá, se encuentra a una distancia lineal aproximada de 1.5 km, cuya conectividad hidráulica implicaría la intervención de infraestructura crítica como la línea férrea de Zipaquirá, la Ruta Nacional 45 y la afectación de más de 70 predios de propiedad privada. Estas condiciones configuran una inviabilidad técnica, económica y jurídica para el desarrollo de una conexión directa, descartando esta alternativa.

Con base en lo anterior, se adoptó como opción prioritaria el vertimiento al suelo, respaldada normativa y técnicamente, conforme a lo establecido en el Decreto 3930 de 2010 y la Resolución 699 de 2021, las cuales regulan el uso del suelo como receptor de aguas residuales tratadas, bajo criterios de sostenibilidad ambiental y eficiencia funcional del sistema de tratamiento y disposición.

Imagen 1. Hidrología del área de estudio.



Fuente: (Elaboración propia, 2025)

El mapa representa la red hidrográfica del municipio de Cajicá (Cundinamarca), donde se localiza el área del proyecto de la “Conpropiedad Bosque Residencial”. La red de drenaje está representada con dos tipos de líneas: drenaje sencillo (línea azul punteada) y drenaje doble (línea azul continua), permitiendo observar la jerarquía y densidad de los cauces que atraviesan el territorio. Se destaca el río Bogotá (etiquetado como “rioBgta”) que bordea el sector oriental del área del proyecto, cumpliendo un papel fundamental en el sistema hídrico regional y que podría influir directamente en las condiciones de escorrentía e infiltración del suelo.

En el interior del área del proyecto se encuentran señaladas dos calicatas (Calicata #1 y Calicata #2), que corresponden a puntos específicos de muestreo edáfico, utilizados para realizar pruebas de infiltración y caracterización del suelo. La ubicación de estas calicatas, en proximidad

al río y dentro del sistema de drenaje, es relevante para analizar posibles efectos del vertimiento de aguas residuales tratadas en condiciones naturales del terreno.

El mapa incluye además el sistema vial (líneas grises) y la vía férrea (línea negra continua), los cuales son elementos importantes para el acceso y operación del proyecto. En la parte inferior derecha, se ubica un recuadro de localización espacial con la posición del municipio dentro del departamento de Cundinamarca y el país, aportando contexto geográfico adicional.

10.2. Caracterización del medio receptor

La segunda fase metodológica correspondió a la caracterización detallada del medio receptor, tanto desde una perspectiva edafológica como hidrogeológica, con el propósito de establecer las condiciones base necesarias para la simulación de transporte de contaminantes y definir la capacidad de atenuación natural del suelo.

10.2.1. Identificación de unidades cartográficas y taxonómicas

Mediante el análisis de información secundaria proveniente del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), se identificaron dos unidades cartográficas dominantes en el área de estudio: RLQa (Relieve Llano Cuaternario reciente) y MLVf (Meseta Lacustre Volcánica fina), las cuales fueron posteriormente confirmadas y caracterizadas mediante el desarrollo de calicatas representativas, una por unidad.

10.2.2. Muestreo edáfico y determinación de propiedades físico-químicas

Se ejecutaron dos calicatas en los siguientes puntos georreferenciados:

Calicata #1: 04°57'42.48" N / 74°0'53.92" W

Calicata #2: 04°57'44.36" N / 74°01'1.95" W

En cada calicata se realizaron muestreos de suelo alterado y no alterado, con fines de análisis en laboratorio. Las variables caracterizadas incluyeron: textura, densidad aparente, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), velocidad básica de infiltración y profundidad del nivel freático (identificada a 1960 cm). Los resultados indicaron la predominancia de suelos del orden

Andisoles e Inceptisoles, con régimen de humedad údico, los cuales, según lo estipulado en la Resolución 699 de 2021, se categorizan en la Categoría III. Esta categoría impone restricciones adicionales debido a la susceptibilidad de estos suelos a la alteración físico-química derivada de procesos de vertimiento, independientemente de su tasa de infiltración natural.

10.3. Modelación del comportamiento de solutos mediante HYDRUS 1D

La tercera fase del proceso metodológico consistió en la simulación del transporte vertical de contaminantes a través del perfil edáfico, empleando el software HYDRUS 1D, con el objetivo de cuantificar la magnitud del riesgo de lixiviación hacia el nivel freático y de acumulación superficial, en función de las características físico-químicas del efluente y del suelo receptor.

10.3.1. Construcción del modelo conceptual

Se definieron los parámetros fundamentales para la estructuración del modelo conceptual, incorporando variables climáticas, hidráulicas y de composición del vertimiento, así como la estratigrafía edáfica y los horizontes identificados en campo. Se establecieron las condiciones iniciales y de frontera, incluyendo contornos atmosféricos, tasas de aplicación y dinámicas de flujo vertical.

10.3.2. Implementación de escenarios y definición de parámetros operativos

La implementación numérica contempló la simulación de dos escenarios hidrológicos representativos:

- Escenario de año normal, con una lámina de vertimiento diaria de 8.2 mm/día
- Escenario de año húmedo, con una lámina reducida de 6.2 mm/día

Ambos valores fueron ajustados iterativamente por medio del método de prueba y error, con el fin de asegurar condiciones de operación que no generen ni escorrentía superficial ni saturación del perfil edáfico que derive en riesgo para las aguas subterráneas.

10.3.3. Especificación de solutos modelados

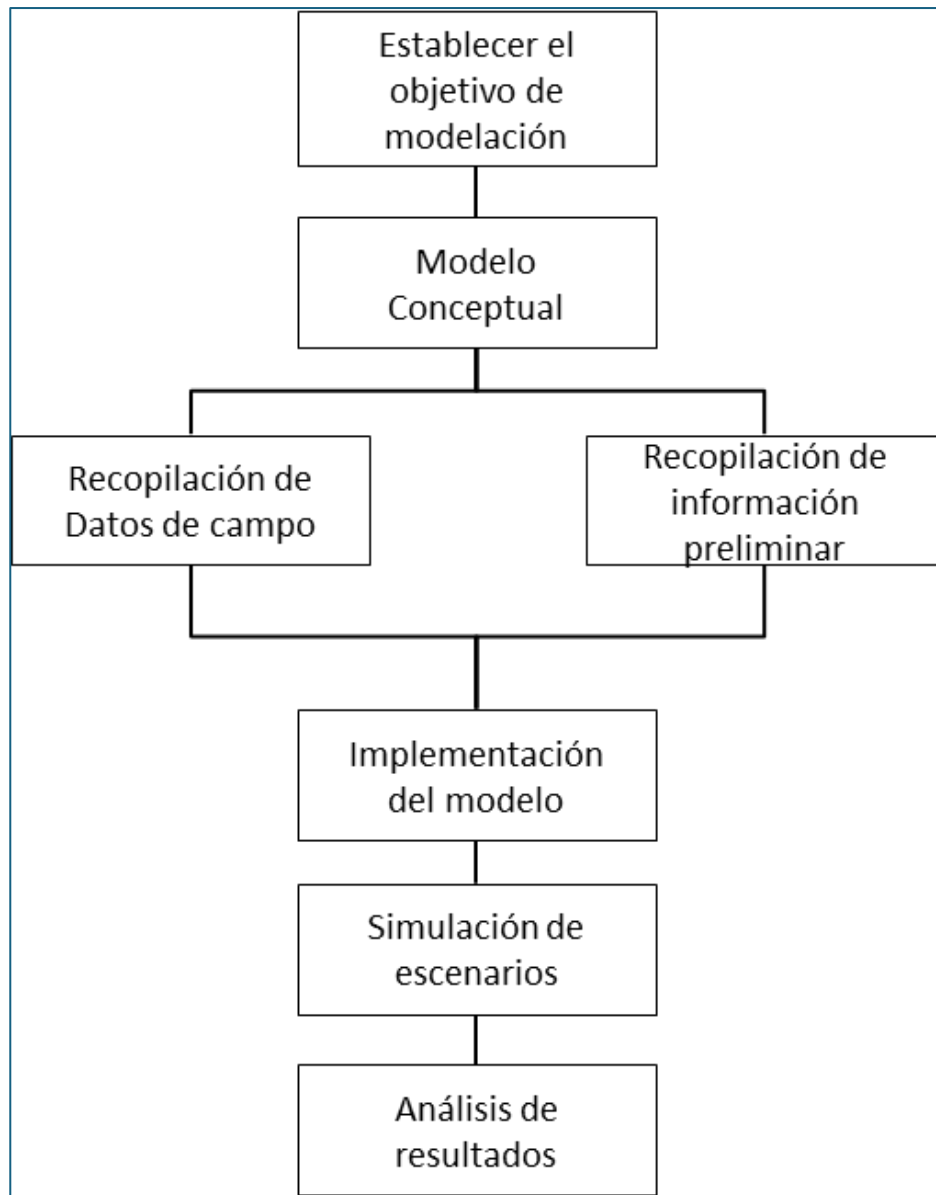
Los contaminantes modelados correspondieron a los principales parámetros presentes en el efluente de la PTAR: grasas y aceites, fenoles, sustancias activas al azul de metileno (SAAM), hidrocarburos, nitrógeno total, fósforo total y coliformes totales. La simulación permitió rastrear la dinámica vertical de cada soluto, su velocidad de avance, concentración residual y profundidad máxima alcanzada, estableciendo la capacidad de retención y atenuación del suelo para cada uno de ellos.

10.4. Determinación del área mínima de vertimiento

Con base en los resultados obtenidos en la modelación, se procedió a la determinación de la lámina diaria admisible de vertimiento y, a partir de esta, se estimó el área mínima requerida para garantizar una disposición segura y sostenible de las aguas residuales tratadas. Este análisis contempló los umbrales máximos de concentración permitida, el régimen de infiltración del suelo, el balance hídrico local y la prevención de procesos indeseables como el encharcamiento, la saturación permanente o la migración vertical hacia acuíferos explotables.

Cabe resaltar que esta estimación se realizó como insumo técnico previo para la Evaluación Ambiental del Vertimiento (EAV), documento en el que se definirá posteriormente la delimitación precisa del área de descarga. En cumplimiento de la Resolución 699 de 2021, se contempló que las pruebas de infiltración deben realizarse por cada 2,500 m² o fracción de área de vertimiento proyectada, por lo que la identificación previa de unidades cartográficas y taxonómicas del suelo resulta determinante para la segmentación del área de aplicación, en función de sus propiedades diferenciales que afectan directamente la movilidad de solutos y la eficiencia del proceso de atenuación natural.

Ilustración 1. Esquema de la metodología de modelación.



Fuente: Anderson y Woessner (1992)

La figura muestra el flujo metodológico seguido para la modelación del vertimiento de aguas residuales domésticas en el recurso suelo, empleando el software HYDRUS 1D. Este esquema establece una secuencia lógica de etapas, iniciando con la definición del objetivo de modelación, seguido por la construcción del modelo conceptual. Posteriormente, se desarrollan dos procesos paralelos de recopilación de información: datos preliminares (clima, características generales del suelo, normativa) y datos de campo (textura, humedad, permeabilidad, entre otros), los cuales son fundamentales para la implementación del modelo numérico.

Este esquema metodológico refleja una estructura sólida que integra conocimientos teóricos, mediciones de campo y herramientas computacionales para garantizar resultados coherentes y aplicables a la realidad del proyecto residencial “Conpropiedad” en Cajicá, Cundinamarca.

Tabla 3. Determinación del nivel freático.

CAPA	Resistividad ($\Omega.m$)	Espesor (m)	Profundidad (m)	Litología	
1	1389	2,77	0 - 2,77	Gravas y bloques de arena (relleno)	
2	479	0,95	2,77 - 3,72	Gravas, arenas y bloques	
3	2035	2	3,72 - 7,72	Arenisca	
4	19,8	0,695	7,72 - 8,41	Lodolitas (limolitas, arcillocitas y liditas)	
5	381	11,2	8,41 - 19,6	Arenisca	
6	89	12,5	19,6 - 32,1	Lodolitas (limolitas, arcillocitas y liditas)	
7	450	19,9	32,1 - 52	Arenisca	
8	87,6	48	52 - 100	Lodolitas (limolitas, arcillocitas y liditas)	
Niveles freáticos estimados	19,6 metros 52 metros	Prof. de investigación	≈ 100 m	Error RMS	2%

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La tabla presenta los resultados del sondeo geo eléctrico vertical, en donde se identifican ocho capas del subsuelo con variaciones en resistividad, espesor y profundidad. Estas diferencias permitieron distinguir materiales como gravas, areniscas y lodolitas (mezclas de limolitas, arcillolitas y liditas), lo cual define el comportamiento hidrogeológico del terreno. Se estiman dos niveles freáticos: uno a 19,6 m y otro a 52 m de profundidad, ubicados en zonas de baja resistividad asociadas a mayor saturación de humedad. La información obtenida, con una profundidad de investigación de hasta 100 metros y un error RMS del 4,12 %, es clave para la modelación del vertimiento en HYDRUS 1D, ya que permite identificar zonas de infiltración y evaluar posibles riesgos de contaminación hacia acuíferos profundos.

11.RESULTADOS

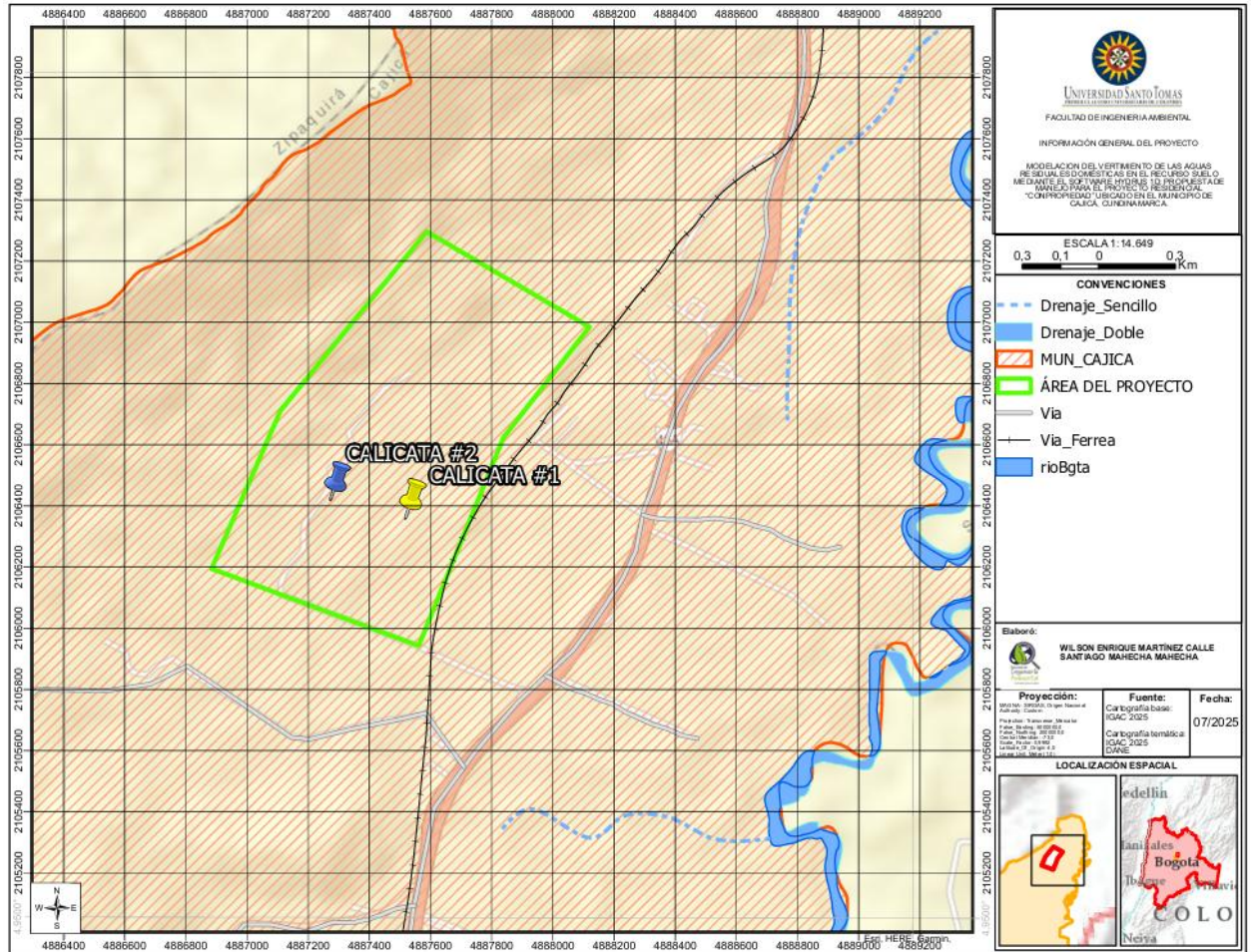
Este capítulo presenta los principales hallazgos obtenidos a partir de la modelación del vertimiento de aguas residuales domésticas en el recurso suelo, utilizando el software Hydrus. Los resultados se organizan de acuerdo con las etapas metodológicas desarrolladas, que incluyeron la caracterización físico-química del suelo y del agua residual, la parametrización del modelo y la simulación de los flujos de agua y solutos en el perfil del suelo. Se analiza el comportamiento de las variables simuladas a lo largo del tiempo y la profundidad del suelo, así como los efectos del vertimiento sobre distintos componentes del sistema edáfico, información clave para comprender la capacidad del suelo como receptor de vertimientos y su respuesta ante diferentes escenarios de carga contaminante.

La interpretación de los resultados se realiza con base en la normatividad ambiental vigente y el contexto del proyecto CONPROPIEDAD, aportando fundamentos técnicos para la toma de decisiones en territorios sin infraestructura convencional para el tratamiento de aguas residuales. A lo largo del capítulo se incluyen gráficos generados por Hydrus, acompañados de descripciones y análisis que permiten relacionar las salidas del modelo con los objetivos del estudio y la problemática ambiental abordada.

11.1. Análisis de posibles fuentes cercanas que puedan ser receptoras de ARD

El presente mapa ilustra la localización geográfica del proyecto de modelación del vertimiento de aguas residuales domésticas en el recurso suelo, desarrollado en el municipio de Cajicá, Cundinamarca. En él se destacan elementos clave para la comprensión del entorno territorial del área de estudio, incluyendo el Área del Proyecto (delimitada en rojo), el Área de Disposición del Vertimiento (marcada en fucsia), la red de quebradas que atraviesa la zona, así como la presencia del Río Bogotá, un cuerpo de agua estratégico en la región.

Imagen 2. Ubicación Del Proyecto.



Fuente: (Elaboración propia, 2025)

El mapa presentado muestra la localización espacial del proyecto residencial "Conpropiedad" en el municipio de Cajicá, Cundinamarca, empleando como base cartográfica información del IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). La proyección utilizada es MAGNA-SIRGAS con origen nacional, lo que garantiza precisión en la georreferenciación y adecuación a la normatividad cartográfica vigente en Colombia.

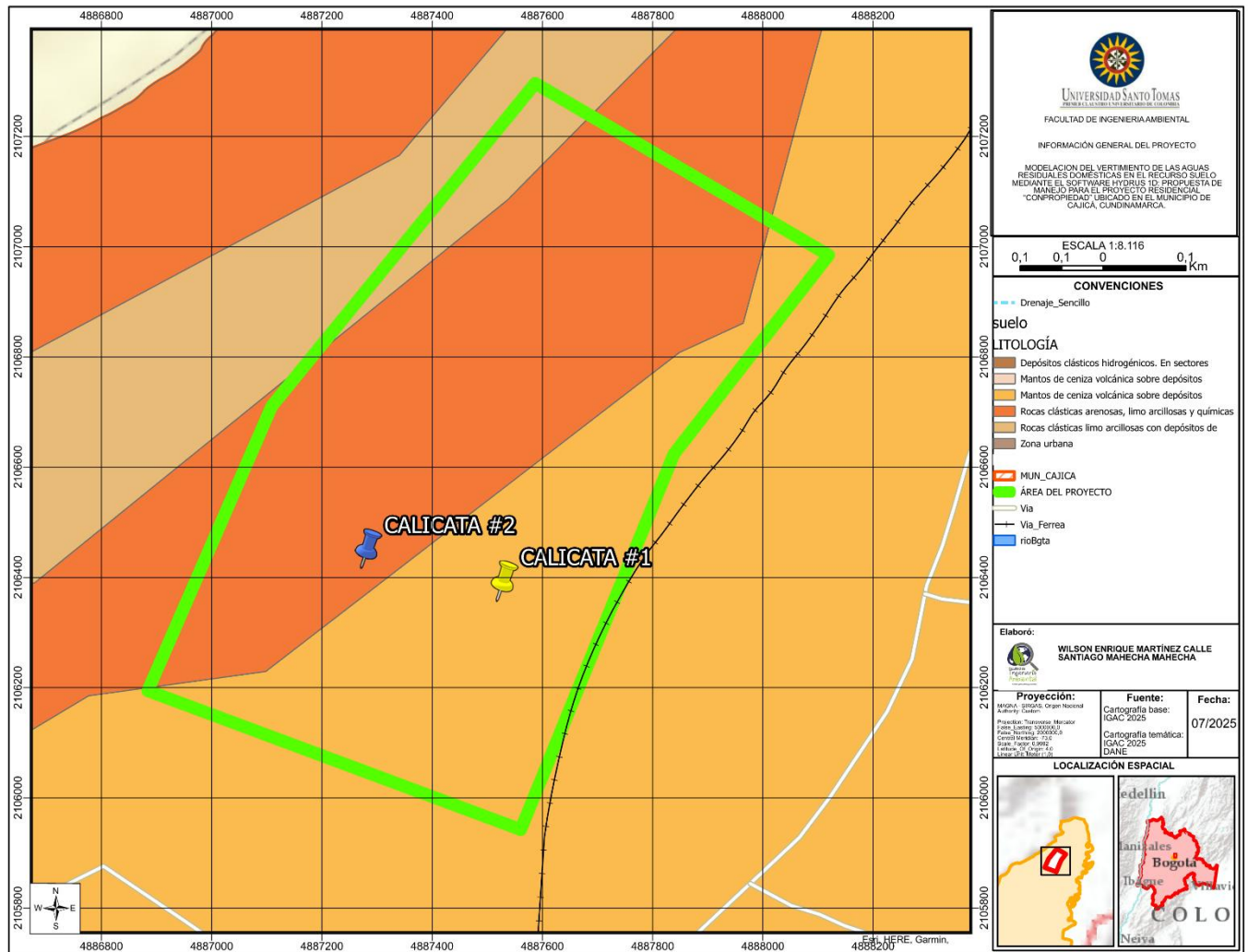
En el mapa se identifica claramente el área de intervención del proyecto, se destacan elementos geográficos relevantes como las vías principales, la vía férrea y cuerpos de agua (río Bogotá), así como la distribución del drenaje simple y doble dentro del área del estudio. Estos elementos son claves para la evaluación ambiental y modelación del vertimiento de aguas

residuales domésticas en el recurso suelo, al permitir comprender la conectividad hidráulica superficial y los posibles caminos de escurrimiento.

Como primer paso del estudio, se realizó un análisis espacial y técnico de las posibles fuentes hídricas receptoras de aguas residuales domésticas (ARD) en el área de influencia del proyecto. Se identificó que el cuerpo de agua más cercano, el río Bogotá, se encuentra a una distancia aproximada de 1.5 km en línea recta desde el punto central del proyecto. Sin embargo, su viabilidad como receptor directo fue descartada debido a las limitaciones geográficas, técnicas, sociales, económicas, así mismo la ausencia de infraestructura adecuada para conducción y la necesidad de atravesar terrenos privados y zonas urbanizadas (servidumbres). También se evaluaron drenajes menores y canales artificiales, los cuales no contaban con caudal suficiente ni continuidad hidráulica. Estos resultados permitieron establecer que el suelo, bajo condiciones controladas.

11.1.1. Clasificación de las Unidades de Suelo

Imagen 3. Tipo de suelo en el área del proyecto.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

De acuerdo con la anterior Ilustración, la cartografía temática incluida en el mapa del área de estudio permite identificar distintas unidades de suelo y litológicas con base en la clasificación del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2025). Estas unidades reflejan la composición y origen de los materiales que conforman el perfil del suelo y condicionan su comportamiento físico, químico e hidráulico ante la aplicación de vertimientos domésticos.

Entre las unidades identificadas se encuentran los depósitos clásticos hidrogénicos, que corresponden a sedimentos transportados y depositados por acción del agua, como arenas, gravas y limos. Este tipo de suelos suele presentar buena permeabilidad y porosidad, lo que favorece los procesos de infiltración y percolación vertical. También se reconocen mantos de ceniza volcánica sobre depósitos sedimentarios, caracterizados por la presencia de material piroclástico en

superficie. Estos suelos tienen alta capacidad de retención de agua, aunque en algunos casos pueden limitar la infiltración en profundidad debido a su alta porosidad pero baja conductividad hidráulica.

11.1.2. Clasificación según Resolución No. 699 del 2021

Con el objetivo de verificar la viabilidad normativa del vertimiento de Aguas Residuales Domésticas Tratadas (ARDt) al suelo, se realizó un análisis comparativo entre las características del suelo del área de estudio y los criterios establecidos en la Resolución No. 699 de 2021 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Esta norma establece los límites máximos permisibles del vertimiento al suelo y regula las condiciones bajo las cuales es permitido realizar vertimientos al suelo, clasificando las áreas receptoras en distintas categorías, según parámetros físicos del suelo y su taxonomía.

En la Resolución 699 del 2021 se establecen los valores máximos para los vertimientos de ARDt al suelo.

De acuerdo con los diseños de la PTAR las características del agua residual, son valores típicos de ARD reportados por el autor Jairo Romero (tratamiento de aguas residuales). Un valor típico de concentración de DBO en el agua residual en la entrada del sistema sería de 220 mg/L y para un caudal de 2,5 L/s se tendría una carga de 48 Kg/día, por lo que le corresponde los límites de la Tabla 4 de la Resolución 699 del 2021.

Tabla 4. Cálculo de la carga de DBO5.

Carga	Kg/día	47,52
Caudal	L/s	2,5
Concentración	mg/L	220

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La velocidad de infiltración presentó valores entre 24,5 y 21,049 mm/h, que correspondería a la categoría I de la Resolución 699 del 2021. Sin embargo, en esta Resolución se definió que en caso que el régimen de humedad sea Ácuico o Péracuico y/o el orden taxonómico sea Histosol, Andisol o Molisol, independiente del valor de la velocidad de infiltración básica, se aplicará la Categoría III, para el área de disposición del vertimiento en el suelo de ARD-T. En las dos unidades proyectadas para establecer el área de descarga, RLQa y MLVf se encontró dentro de las

características, que se presentarían suelos de tipo Andisol, por lo tanto, se aplicará la Categoría III de la Tabla 5 de la Resolución 699 del 2021, independiente del valor de la velocidad de infiltración básica.

Tabla 5. categorías de la resolución NO. 699 del 2021.

Velocidad de infiltración básica		
CATEGORÍA I	CATEGORÍA II	CATEGORÍA III
Velocidad de infiltración entre 16 a 27 mm/h	Velocidad de infiltración entre 2,6 a 15 mm/h o entre 28 a 52 mm/h	Velocidad de infiltración: menor a 2,5 mm/h o mayor a 53 mm/h

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025) adaptado de la Resolución No. 699 del 2021

Para las aguas tratadas, se tomaron de referentes los valores máximos de la Resolución 699 del 2015 en su Tabla 3 y Categoría III. Para algunos casos el valor de la referencia de concentraciones típicas sin tratamiento es menor que el valor del agua residual tratada máxima normativa. Esto no significa que la PTAR ocasionará un aumento en la concentración, sino que, se espera que las aguas aún sin tratar presenten concentraciones bajas de cloruros, sulfatos, aluminio, zinc, cobre y plomo, por lo tanto, en la salida se alcanzará fácilmente el cumplimiento de la Norma Nacional, ya que no se requiere una remoción de estos.

Tabla 6. Concentraciones presuntivas en la entrada de la PTAR y valores máximos permisibles para la salida de la PTAR

 Cargas contaminantes de entrada y de salida Sistema TSOC ARD		
Parámetros	Composición típica ARD (Fuente. Tratamiento de aguas Residuales. Jairo Romero)	Valores límites maximos permisibles en los vertimientos puntuales ARD-T al suelo Res 699 de 2021 Tabla 2 categoria 3
Temperatura (grados centigrados)	NA	± 5 °C que el rango de temperatura media anual del lugar
pH	5-8	5,5 - 8,5
DQO (mg/L)	500	200
DBO5 (mg/L)	220	90
SST (mg/)	220	50
SSED(mg/L)	10	1,5
Grasas y aceites (mg/L)	100	20
Fenoles (mg/L)	0,15	0,01
SAAM (mg/L)	0,5	0,5
Conductividad electrica (uS/cm)		700
Fosforo total (mg/L)	8	2,0
Nitratos (mg/L)	0	10,0
Nitrogeno total (mg/L)	40	20,0
Relacion de absorcion se Sodio RAS		3,0
Cloruros (mg/L)	50	140,0
Sulfatos (mg/L)	20	250,0
Aluminio (mg/L)	0,05	1,0
Cadmio (mg/L)	0,05	Analisis y reporte
Cinc (mg/L)	0,2	2,0
Cobre (mg/L)	0,05	1,0
Cromo (mg/L)	0,05	Analisis y reporte
Manganeso (mg/L)	0,2	0,2
Plata (mg/L)	0,05	0,05
Plomo (mg/L)	0,02	0,1
Hidrocarburos totales (mg/L)	10	1,0
Coliformes Totales (NMP/100 mL)	10 ⁵ 10 ⁶	Analisis y reporte

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025) adaptado de la Resolución No. 699 del 2021

La tabla muestra una comparación entre la composición típica de las aguas residuales domésticas (ARD), según datos referenciados por Romero (2010), y los valores máximos permisibles establecidos por la Resolución 699 de 2021 para vertimientos puntuales al suelo en la categoría 3. Esta comparación permite identificar qué parámetros exceden los límites regulatorios y, por tanto, requieren un tratamiento previo antes de su disposición en el recurso suelo.

Estos datos son fundamentales para diseñar y evaluar la eficiencia de la planta de tratamiento (PTAR), ya que permiten dimensionar los procesos necesarios para reducir los contaminantes a niveles aceptables antes del vertimiento en el suelo. Además, sirven de base para la simulación en HYDRUS 1D, al definir la calidad del efluente esperado y su posible impacto sobre el recurso suelo.

11.2. Análisis de los posibles efectos de vertimientos de ARD sobre el recurso suelo y acuíferos

Se realizó la caracterización física y química del recurso suelo en el área de influencia del proyecto. Esta caracterización constituye un paso esencial para evaluar los posibles efectos del vertimiento de Aguas Residuales Domésticas Tratadas (ARDt) sobre el suelo y los acuíferos, ya que permite establecer la capacidad del medio para retener, transformar o transportar contaminantes.

Los datos obtenidos son fundamentales para alimentar el modelo de simulación mediante la herramienta software Hydrus 1D, permitiendo representar adecuadamente el comportamiento del agua y los solutos (concentración de contaminantes) en el perfil del suelo. Adicionalmente, esta información contribuye a definir la categoría normativa del suelo según la Resolución 699 de 2021, evaluar los riesgos potenciales para los cuerpos subterráneos y establecer criterios de diseño y monitoreo para sistemas de infiltración en el Área de Disposición del Vertimiento (ADV).

Entre las variables analizadas se incluyen parámetros físicos como textura, densidad aparente y estructura; parámetros químicos como pH, Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y presencia de metales; y variables hidrodinámicas como la velocidad de infiltración básica. La integración de estos resultados proporciona una línea base detallada de las condiciones del suelo, indispensable para la toma de decisiones ambientales y para garantizar un vertimiento técnicamente viable y conforme al marco normativo ambiental.

11.2.1. Caracterización del Suelo

La caracterización del suelo en sus componentes físicos, químicos e hidrodinámicos tiene como objetivo principal proporcionar la información necesaria para tres aspectos clave: en primer lugar, cumplir con lo exigido en la Resolución 699 de 2021 respecto a la velocidad de infiltración; en segundo lugar, dar cumplimiento a lo estipulado en el numeral 4.2.1 de los términos de referencia del PGRMV, en relación con la gestión del vertimiento al medio; y finalmente, obtener los parámetros indispensables para llevar a cabo la modelación del transporte de solutos en el perfil del suelo. (Ver Tabla 7).

Tabla 7. Variables medidas para caracterización física, química e hidrodinámica del suelo

Tipo de Variable	Resolución 699 del 2021	PGRMV	Modelación de transporte de solutos
Física	N/A	Textura, estructura, permeabilidad, densidad aparente y real, capacidad de campo y Capacidad de infiltración	Textura, Densidad Aparente y Humedad
Química	N/A	Capacidad de Intercambio Cationico - CIC, Potencial de Hidrógeno - pH, presencia de metales pesados	N/A
Hidrodinámicas	Velocidad de infiltración básica	No aplica	Velocidad de infiltración básica

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La tabla compara las variables relevantes en la caracterización del suelo desde tres enfoques: normativo (Resolución 699 de 2021), diagnóstico ambiental (PGRMV) y modelación numérica (transporte de solutos en HYDRUS 1D). Se clasifican en tres tipos: físicas, químicas e hidrodinámicas.

Este cruce de información evidencia que la modelación requiere un enfoque más técnico y detallado que la normativa, y que el PGRMV aporta variables fundamentales para caracterizar correctamente el suelo. Esta integración es esencial para realizar simulaciones precisas que reflejen el comportamiento real del sistema suelo-agua ante los vertimientos, permitiendo una mejor toma de decisiones para su manejo sostenible.

11.2.2. Caracterización química del suelo

En la siguiente tabla se presentan los resultados de los monitoreos presentados por el laboratorio H2O es Vida, algunos de los cuales fueron subcontratados por este. Se presentan los valores, pero no se tienen referencias en la normatividad nacional que permita establecer si existe algún nivel de contaminación en los suelos. Por lo tanto, la presente información se toma como línea base para la calidad del suelo, pero no son objeto de una comparación normativa. (Ver Tabla 8)

Tabla 8. Resultados de Caracterización química laboratorio H2O es vida.

ID	PARÁMETRO	MÉTODO	UNIDADES	LC	FECHA DE ANÁLISIS	RESULTADO CALICATA 1	RESULTADO CALICATA 2
AS	pH	EPA 9045 D, REV 4, NOV 2004	Unidades de pH	N.R	2023-04-22	-	5,98
AS	Cadmio Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<10
AS	Cromo Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<100
AS	Cobre Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	25,0
AS	Manganeso Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<10
AS	Niquel Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<20
AS	Plomo Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<50
AS	Hierro Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	11 379
AS	Cobalto Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<30
AS	Zinc Total	EPA 3050 B REV 2, DIC 1996, EPA 7000 B REV 2, FEB 2007	mg/kg (ppm)	N.R	2023-04-22	-	<10
AS	Capacidad De Intercambio Cationico - Cic	NTC 5268:2014-01-29	meq/100g	N.R	2023-04-22	-	5,67

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

Los valores obtenidos muestran un pH ligeramente ácido (5,98), dentro del rango aceptable para suelos de uso agrícola y ambiental. La concentración de metales pesados es baja en todos los casos, permaneciendo por debajo de los límites de reporte del laboratorio, lo que indica una baja carga contaminante en el perfil del suelo. La CIC registrada fue de 5,67 meq/100g, lo cual sugiere una capacidad moderada del suelo para retener nutrientes y cationes, característica importante para el transporte y retención de solutos.

Estos resultados son fundamentales para la calibración del modelo en HYDRUS 1D, ya que el pH y la CIC influyen directamente en el comportamiento químico de los contaminantes en el suelo. Además, la baja presencia de metales pesados indica un bajo riesgo ambiental previo, lo cual permite evaluar de forma más precisa el impacto del vertimiento proyectado sobre un sistema suelo relativamente no alterado.

Como los metales pesados están presentes en la corteza terrestre de forma natural, su distribución en los suelos está condicionada por la concentración natural del material parental y por aportes antrópicos; por lo tanto, el establecimiento de niveles estándar de metales pesados o valores de referencia para la valoración de la contaminación del suelo es el principal requisito de calidad y protección de las funciones agrícolas y ecológicas y la principal herramienta de decisión para la planificación futura de los suelos. La definición de estos niveles estará relacionada con la dinámica de los metales pesados en el suelo y sus características, que pueden modificar los umbrales de toxicidad (Pérez et al., 2000; Sánchez, 2003; Brus et al., 2009, citados por Rueda et al, 2011).

Tabla 9. Valores de referencia de metales pesados en diferentes regiones (mg/kg).

Ciudad	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Referencia
Holanda	85	0.80	36	140	100	35	Lista Holandesa de Valores, 1994 (25% arcilla, 10% materia orgánica) citado por (Brus et al., 2009)
Málaga - España	69	0.50	65	132	132	58	(Castillo Carrión et al., 2002)
Granada - España	36	-	26	76	66	20	(Diez et al., 2009)
Brasil	17	0.5	35.1	59.9	40.2	13.2	(Fadigas et al., 2006)
Almería - España			25	394			(Gil et al., 2002)
Alicante - España	28	0.7	28	83	36	31	(Micó et al., 2007)
Comunidad de Madrid - España	88	0.84	34	109	-	-	(Pérez et al., 2000)
Medina del Campo Valladolid - España	13.78	0.44	9.41	33.44	16.14	9.81	(Sánchez, 2003)
Tirana - Albania	85.5	0.7	36.3	151	113.7	41.9	(Gjoka et al., 2010)
China	37.5	0.43	31.7	117.7	58.9	27.5	(Wei y Yang, 2010)
South Hyderabad - India	20	-	35	71	35	20	(Dantu, 2009)
Promedios mundiales en suelos	10 - 84	0.06 - 1.1	6 - 80	17 - 125	7 - 221	4 - 55	(McBride, 1994)

Fuente: Rueda et al, 2011. *Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: perspectivas para Colombia*

En los monitoreos realizados, no se detectó la presencia de cadmio, cromo, manganeso, níquel, plomo, cobalto ni zinc.

Se detectó el cobre con una concentración de 25 mg/kg, valor que estaría dentro del rangos para diferentes países presentados por Rueda et al (2011) siendo este entre 9 y 65 mg/kg, y dentro de los promedios mundiales en suelo citados por McBride (1994) siendo este entre 6 y 80 mg/kg.

El hierro también fue detectado, presentando la concentración más alta con respecto a los demás metales analizados, con una concentración de 11 g/kg de suelo, es decir representado

aproximadamente el 1% de la composición del suelo. Esta condición se considera normal, ya que es uno de las sustancias más abundantes en los suelos, y su presencia es necesaria para el desarrollo de las plantas.

La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) es una medida de cantidad de cargas negativas presentes en las superficies de los minerales y componentes orgánicos del suelo (arcilla, materia orgánica o sustancias húmicas) y representa la cantidad de cationes que las superficies pueden retener (Ca, Mg, Na, K, NH_4 etc.). Estos serán intercambiados por otros cationes o iones de hidrogeno presentes en la solución del suelo y liberados por las raíces. El nivel de CIC indica la habilidad de suelos a retener cationes, disponibilidad y cantidad de nutrientes a la planta, su pH potencial entre otras. Un suelo con bajo CIC indica baja habilidad de retener nutrientes, arenoso o pobre en materia orgánica. La unidad de medición de CIC es en centimoles de carga por kg de suelo cmolc/kg o meq/ 100g de suelo. El suelo presenta una capacidad de intercambio catiónico de $5,67 \text{ meq/ 100g}$.

11.2.3. Caracterización física del suelo

Para establecer la dinámica del transporte de solutos a través del perfil de suelo, fue necesario saber las condiciones físicas e hidrodinámicas de este. Para ello se determinó la dinámica de los solutos en la zona no saturada del suelo teniendo en cuenta la lámina de riego diaria tenida en cuenta en la modelación. Para el cálculo del transporte de solutos se introdujeron las concentraciones en el modelo y se relacionan con el tiempo de vertido, la lámina a aplicar en la superficie y con el tipo de suelo objeto de la disposición.

En el área de estudio se tomaron muestras sin disturbar y disturbadas en los diferentes horizontes del perfil de suelo. Las muestras de suelo sin disturbar conservan la porosidad, la estructura y la humedad de campo; mientras que las muestras disturbadas solo conservan la humedad y la textura. La toma de las muestras sin disturbar se hizo con anillos concéntricos y la toma de las muestras disturbadas se llevó a cabo con barreno o pala. Se tomaron muestras de suelo, disturbadas y sin disturbar de tres profundidades 20 cm, 40 cm y 120 cm.

CALICATA Y PRUEBA DE INFILTRACIÓN #1 - 18941-23

**Imagen 4. Perfil
horizontes**



Fuente: Imagen propia.

**Imagen 5. Horizontes de
calicata**



Fuente: Imagen propia.

**Imagen 6. Prueba de
infiltración**



Fuente: Imagen propia.

Las fotografías presentadas corresponden a las actividades de reconocimiento y caracterización del suelo realizadas en el predio objeto de estudio.

En la imagen 4 se observa el proceso de excavación de una calicata con el fin de identificar el perfil del suelo y los diferentes horizontes presentes. Esta inspección permitió registrar propiedades visuales como el color, la textura y la estructura del suelo a distintas profundidades.

La imagen 5 muestra con mayor detalle los horizontes expuestos en el perfil. Se evidencian capas diferenciadas, con presencia de material orgánico en la parte superficial y una transición hacia horizontes más compactos y con mayor contenido de arcillas, lo que influye directamente en la capacidad de infiltración del suelo.

Finalmente, en la imagen 6, se documenta la realización de la prueba de infiltración básica, utilizando un anillo infiltrómetro. Esta prueba permitió medir de manera directa la velocidad con la que el agua se infiltra en el terreno, un dato fundamental para definir las condiciones de entrada en el modelo de simulación del vertimiento.

CALICATA Y PRUEBA DE INFILTRACIÓN #2 – 18942-23

Imagen 7. Toma de muestra



Fuente: Imagen propia.

Imagen 8. Horizontes de calicata



Fuente: Imagen propia.

Imagen 9. Prueba de infiltración



Fuente: Imagen propia.

Las imágenes corresponden a las actividades realizadas en el segundo punto de muestreo del terreno, como parte del proceso de caracterización física del suelo.

En la imagen 7, se muestra la toma de muestra del material extraído de la calicata. Esta muestra fue empacada y etiquetada para su análisis en laboratorio, con el fin de determinar parámetros como textura, densidad aparente y real, humedad y capacidad de intercambio catiónico (CIC), fundamentales para la modelación del comportamiento del vertimiento en el suelo.

La imagen 8 evidencia los horizontes expuestos en la calicata, en los cuales se observa una diferenciación clara entre capas con distintos colores y estructuras. Esta estratificación indica variaciones en la composición y compactación del suelo, lo cual puede afectar significativamente su capacidad de infiltración y retención de contaminantes.

En la imagen 9, se documenta la ejecución de la prueba de infiltración mediante anillo infiltrómetro. Esta medición permite estimar la velocidad de infiltración básica en el lugar, dato clave para el modelo hidrodinámico en HYDRUS 1D y para evaluar la viabilidad del vertimiento en el subsuelo.

Estas actividades de campo permiten complementar la información obtenida en laboratorio y son esenciales para establecer condiciones realistas en la simulación del comportamiento del agua residual en el perfil del suelo.

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

11.2.3.1. Textura

Las muestras de suelo de las calicatas 1 y 2 fueron recolectadas en campo, almacenadas en bolsas plásticas debidamente rotuladas y transportadas al laboratorio. Allí se extendieron sobre papel kraft durante 72 horas para su secado al ambiente. Una vez secas, las muestras se maceraron con rodillo de madera y se tamizaron con tamiz No. 10.

Posteriormente, el análisis textural se realizó mediante el método de Bouyoucos, siguiendo los procedimientos establecidos en la norma NOM-021-RECNAT-2000 (2002), ED 2 AS-09. Los resultados de la caracterización textural de las muestras de las calicatas 1 y 2 se presentan en la tabla siguiente.

Tabla 10. Resultados de análisis de textura en muestras de suelo calicatas 1 y 2.

RESULTADOS DE LABORATORIO TEXTURA CALICATA 1 Y 2.							
CAJICA, CUNDINAMARCA – 21 DE ABRIL DE 2023							
ID	PARÁMETRO	MÉTODO	UNIDADES	LC	FECHA DE ANÁLISIS	CALICATA 1	CALICATA 2
		FEB 2007					
AS	T-Arena	NOM-021-RECNAT 2000 (2002) ED 2 AS-09	%	N.R	2023-04-22	38	51
AS	T-Arcilla	NOM-021-RECNAT 2000 (2002) ED 2 AS-09	%	N.R	2023-04-22	27	12
AS	T-Limo	NOM-021-RECNAT 2000 (2002) ED 2 AS-09	%	N.R	2023-04-22	35	37
AS	Textura	NOM-021-RECNAT 2000 (2002) ED 2 AS-09	%	N.R	2023-04-22	F-Ar	F

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

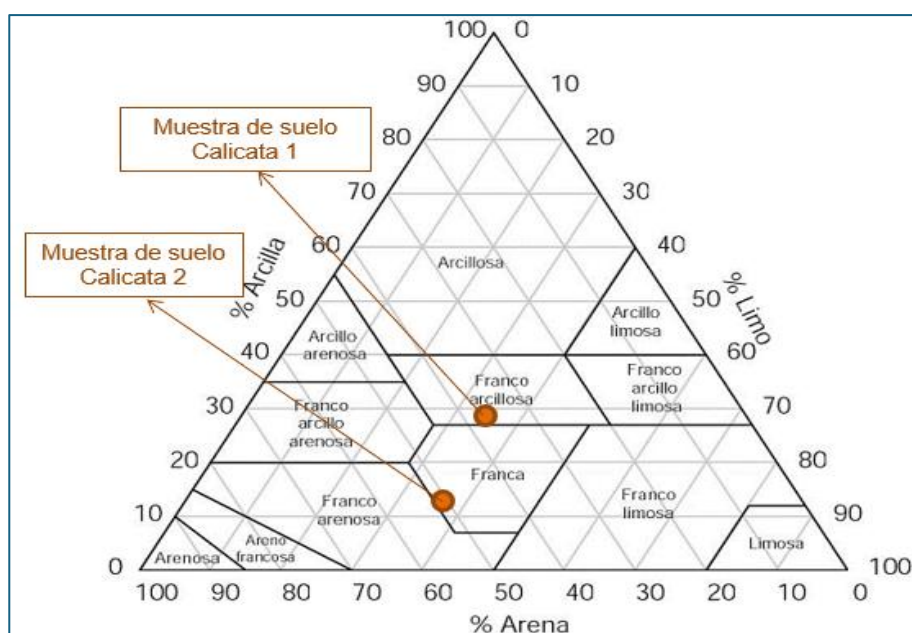
La tabla muestra los resultados del análisis granulométrico de las muestras tomadas en las calicatas 1 y 2, Para la calicata 1, se obtuvo un contenido de 38 % de arena, 27 % de arcilla y 35 % de limo, clasificándose como un suelo franco-arenoso (F-Ar). Este tipo de suelo tiene buena capacidad de infiltración, retención moderada de humedad y adecuada aireación.

En la calicata 2, los resultados fueron 51 % de arena, 12 % de arcilla y 37 % de limo, clasificándose como suelo franco (F). Este tipo de suelo es equilibrado, con propiedades intermedias entre permeabilidad y retención de agua, lo cual favorece condiciones estables para procesos de infiltración.

Estos datos son fundamentales para la modelación con HYDRUS 1D, ya que la textura del suelo afecta directamente la velocidad de infiltración, la retención de humedad y el movimiento de solutos. La presencia de suelos de textura media en ambos puntos sugiere una buena capacidad del terreno para recibir vertimientos domésticos

A partir de los porcentajes obtenidos en el análisis granulométrico, fue posible identificar el tipo de suelo presente en el área de muestreo utilizando el triángulo textural de suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA). Con base en esta herramienta, se determinó la clasificación textural del suelo, tal como se indica en la ilustración correspondiente.

Ilustración 2. Triángulo de Textura de Suelo de la zona de estudio.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025) adaptado de la USDA.

La figura muestra el triángulo textural del USDA (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos), utilizado para clasificar suelos según su composición porcentual de arena, limo y arcilla. En este caso, se han graficado los resultados obtenidos para las muestras de las calicatas 1 y 2.

La muestra de la calicata 1 presenta un 38 % de arena, 35 % de limo y 27 % de arcilla, ubicándose en la clase franco-arcillosa. Esta textura indica una mezcla equilibrada entre retención de agua y permeabilidad, con presencia moderada de arcilla que puede influir en la velocidad de infiltración y movilidad de solutos.

La muestra de la calicata 2, con 51 % de arena, 37 % de limo y 12 % de arcilla, se clasifica como franca, lo que sugiere un suelo de textura media, con buen drenaje y capacidad de retención adecuada para los procesos de infiltración asociados al vertimiento de aguas residuales.

Esta representación visual permite validar gráficamente la clasificación textural obtenida en laboratorio y es fundamental para definir los parámetros de entrada en la simulación con HYDRUS 1D.

11.2.3.2. Densidad aparente

La densidad aparente hace parte de las propiedades físicas del suelo y consiste en la relación entre la masa de suelo húmedo o masa de suelo seco sobre el volumen. Se puede determinar mediante el método del cilindro o del terrón parafinado. En ambas determinaciones se debe mantener la porosidad del suelo, razón por la cual, es útil para explicar la infiltración, permeabilidad y efectividad de la penetración de las raíces en el suelo.

Los resultados obtenidos del análisis de laboratorio para la densidad aparente en seco que consideró la masa de suelo seco a 105 °C sobre el volumen se presentan en la Tabla a continuación:

Tabla 11. Resultados de análisis de densidad aparente en muestras de suelo Calicatas 1 y 2.

RESULTADOS DE LABORATORIO Y EVALUACION DE LA CONFORMIDAD CAJICA, CUNDINAMARCA – 21 DE ABRIL DE 2023							
ID	PARÁMETRO	MÉTODO	LC	UNIDAD	FECHA DE ANÁLISIS	REFERENCIA	VALOR
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N. R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 1 H. Negro - 20cm	1,40
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N. R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 1 H. negro - 20cm Replica	1,55
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N. R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 1 H. Gris- 40cm	1,65
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N. R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 1 H. Gris- 40cm Replica	1,56
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N. R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 1 H.Amarillo - 120cm	1,76
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N.R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 1 H.Amarillo-120 cm Replica	1,53
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N.R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 2 H.Negro-18cm	1,53
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N.R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 2 H.Negro-18cm Replica	1,58
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N.R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 2 H.Amarillo- 6cm	1,74
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N.R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 2 H.Amarillo-76cm Replica	1,81
AS	Densidad Aparente	NOM-021 RECNAT-2000 (2002) 2a ED. METODO AS 03	N.R	g/cm ³	2023-04-22	Calicata 2 H.Gris-120cm	1,47

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

La tabla presenta los resultados del análisis de densidad aparente realizado en muestras de suelo extraídas de distintas profundidades y horizontes de las calicatas 1 y 2, los valores obtenidos varían entre 1,40 g/cm³ y 1,81 g/cm³, evidenciando diferencias según la profundidad y el tipo de horizonte (orgánico, arenoso, arcilloso o grisáceo). En general, se observa que los horizontes superficiales tienen densidades más bajas debido a su mayor contenido de materia orgánica y porosidad, mientras que los horizontes más profundos o compactados (como los de color amarillo o gris) presentan densidades mayores.

En la calicata 1, el valor más bajo fue de $1,40 \text{ g/cm}^3$ en el horizonte negro a 20 cm, y el más alto de $1,76 \text{ g/cm}^3$ en el horizonte amarillo a 120 cm. En la calicata 2, se evidencian valores incluso mayores, con una densidad máxima de $1,81 \text{ g/cm}^3$ en el horizonte amarillo a 76 cm, lo cual indica una compactación significativa que puede limitar la infiltración.

11.2.4. Caracterización hidrodinámica del suelo

11.2.4.3. Curvas de infiltración y tasa de percolación del suelo.

Las pruebas de percolación fueron realizadas con el objetivo de determinar variables físicas e hidráulicas, que permitan tomar decisiones frente a la posibilidad de adelantar vertimientos de aguas residuales sobre el suelo. Por medio de estas pruebas se determinó la capacidad de percolación de flujo de infiltración (para este caso infiltración efectiva) y velocidad de infiltración con el objetivo de determinar la conductividad hidráulica saturada del suelo.

A continuación, se presentan los resultados y análisis de las pruebas de infiltración desarrolladas como parte de los datos básicos de entrada para el desarrollo de la modelación del vertimiento de aguas residuales mediante campo de infiltración. Las pruebas de percolación realizadas en campo se ejecutaron teniendo en cuenta la metodología referenciada en las normas ASTM D 5126/90 y en el documento Características del infiltrómetro de anillo (Ibáñez et al., 2010). La metodología ajustada y ejecutada en campo se describe a continuación.

La velocidad aparente de infiltración in situ se midió directamente, observando el descenso del nivel del agua mediante el uso de un infiltrómetro de anillo en el terreno, registrando de esta manera la permeabilidad del agua acumulada, en función del tiempo, saturando un área determinada de suelo definida por el anillo concéntrico y así medir la variación del nivel del agua en el cilindro.

De acuerdo con lo anterior, se realizaron dos pruebas verificando que no quedaran raíces o piedras bajo el filo de ninguno de los infiltrómetros respectivos a las calicatas 1 y 2; posterior a esto se verificó que la base hubiese quedado a nivel para que la carga hidráulica sea repartida uniformemente, evitando la presencia de fugas o errores de lectura.

Una vez colocado el infiltrómetro de anillo en el terreno a una profundidad de 10 cm, se georreferenció el punto de la prueba y se procedió al llenado con agua empezando por el exterior hasta una altura de 10 cm. Posterior a esto, se efectuaron las lecturas de la altura de agua, en

intervalos de tiempo aproximados de 5 min, obteniendo la infiltración acumulada $I(t) = h(t)$, siendo h el descenso medido en el instante t . Esta prueba se realizó haciendo un seguimiento del descenso de la columna de agua durante 180 minutos.

La infiltración del agua en el suelo desde inundaciones superficiales puede ser descrita por la teoría de Green-Ampt (Green – Ampt, 1911), que considera que el agua infiltrada avanza como flujo pistón, considerando los métodos que describe el flujo de un fluido (vertimiento) a través de medios porosos con el fin de comprender el movimiento de agua subterránea en relación a la viscosidad, porosidad y permeabilidad del medio (conductividad hidráulica uniforme en la zona húmeda y presión constante en el frente húmedo; Bouwer, 1978). Aplicando la ecuación de Darcy a este sistema de flujo:

11.2.4.4. Ecuación de Darcy a este sistema de flujo

Tabla 12. Tabla de ecuaciones.

Ecuación	Fórmula	Descripción	Variables
Ecuación 9-1	$V_i = K_w \frac{(H_w + L_f - h_f)}{L_f}$	Ecuación de Darcy adaptada para sistemas de infiltración.	V_i : Tasa de infiltración (L/T). K_w : Conductividad hidráulica de la zona húmeda (L/T). H_w : Profundidad del agua por sobre la superficie (L). h_f : Presión en el frente húmedo (L). L_f : Profundidad del frente húmedo (L).
Ecuación 9-2	$V_i = K_w \frac{(L_f - h_f)}{L_f}$	Ajuste para cuando $L_f > H_w$, Simplificando la ecuación 9-1	Mismas variables que la anterior
Ecuación 9-3	$V_i \approx K_w$	Supuesto con gradiente de presión unitario. Se asume $L_f / L_f = 1$	V_i : Tasa de infiltración (L/T). K_w : Conductividad hidráulica de la zona húmeda (L/T).

Ecuación 9-4	$K_w = \frac{\left(\sum \left(\frac{dl}{dt}\right)\right)}{n}$	Cálculo empírico de K_w con datos in situ (Promedio de la pendiente temporal del nivel de agua)	Dl/dt : Variación del nivel de agua por unidad de tiempo N : Numero de mediciones.
Ecuación 9-5	$I = \rho/t$	Cálculo del índice de conductividad hidráulica o factor de infiltración	P : Tasa de infiltración (cm). T : Tiempo (s). I : Índice de infiltración.

Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025)

11.2.4.5. Prueba de infiltración - Calicata 1

Los registros de las curvas de infiltración se presentan a continuación.

Tabla 13. Datos de Campo Prueba de Infiltración Calicata 1.

Lectura N°	Tiempo Parcial		Tiempo acumulado	Lectura mm	Enrase cm	Lamina s Parciale s mm	Laminas Acumuladas mm	Velocidad de infiltración mm/h
	Hor a	Minutos						
0	8:4 3	0	0	0,0	0	0,0	0	-
1	8:4 4	1	1	1,0		1,0	1	60,0
2	8:4 5	1	2	1,0		0,0	1	0,0
3	8:4 6	1	3	3,0		2,0	3	120,0
4	8:4 7	1	4	4,0		1,0	4	60,0
5	8:4 8	1	5	5,0		1,0	5	60,0
6	8:5 3	5	10	6,0		1,0	6	12,0
7	8:5 8	5	15	7,0		1,0	7	12,0
8	9:0 3	5	20	10,0		3,0	10	36,0
9	9:0 8	5	25	14,0		4,0	14	48,0
10	9:1 3	5	30	22,0		8,0	22	96,0
11	9:2 3	10	40	25,0		3,0	25	18,0
12	9:3 3	10	50	30,0		5,0	30	30,0
13	9:4 3	10	60	34,0		4,0	34	24,0
14	9:5 3	10	70	37,0		3,0	37	18,0
15	10:0	10	80	41,0		4,0	41	24,0

16	³ 10:1	10	90	45,0	4,0	45	24,0
17	³ 10:2	10	100	49,0	4,0	49	24,0
18	³ 10:3	10	110	52,0	3,0	52	18,0
19	³ 10:4	10	120	54,0	2,0	54	12,0
20	³ 10:5	10	130	58,0	4,0	58	24,0
21	³ 11:0	10	140	61,0	3,0	61	18,0
22	³ 11:1	10	150	65,0	4,0	65	24,0
23	³ 11:2	10	160	69,0	4,0	69	24,0
24	³ 11:3	10	170	72,0	3,0	72	18,0
25	³ 11:4	10	180	75,0	3,0	75	18,0

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

11.2.4.6. Calculo conductividad hidráulica del suelo e infiltración acumulada

La ecuación que permite determinar la Infiltración acumulada (Iacum) está dada por Kostiakov (1932) puede indicarse mediante la siguiente expresión:

Ecuación 9-1. Infiltración acumulada (Iacum) está dada por Kostiakov (1932)

$$I = X * t^n \quad I = \text{Infiltración acumulada en el tiempo } t \text{ (mm)}$$

X = Constante que depende de la estructura inicial del suelo (en seco).
Es la lámina que se infiltra en el primer instante mayor que cero (mm)

n = Constante que depende de la estabilidad de la estructura del suelo
frente al agua

Donde:

$$m = \frac{\overset{1}{\frac{\sum(\log t \cdot \log d)}{n}} - \overset{2}{\frac{\sum \log t}{n}} \cdot \overset{3}{\frac{\sum \log d}{n}}}{\underset{4}{\frac{\sum(\log t)^2}{n}} - \underset{5}{\left(\frac{\sum \log t}{n}\right)^2}}$$

Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de Kostiakov (1932)

Tabla 14. Resultados Prueba de Infiltración Calicata 1.

INFILTRACIÓN INSTANTÁNEA CALICATA 1 – DIEGO GERMAN RODRIGUEZ CASTILLO						
Lectura N	Tiempo (min)	Ln t	Ln Iacum	Ln t* Ln (Iacum)	Ln t ²	Infiltración instantánea (mm/h)
1	1	0,000	0,000	0,000	0,000	47,638
2	2	0,693	0,000	0,000	0,480	42,979
3	3	1,099	1,099	1,207	1,207	40,468
4	4	1,386	1,386	1,922	1,922	38,776
5	5	1,609	1,609	2,590	2,590	37,512
6	10	2,303	1,792	4,126	5,302	33,844
7	15	2,708	1,946	5,270	7,334	31,866
8	20	2,996	2,303	6,898	8,974	30,534
9	25	3,219	2,639	8,495	10,361	29,539
10	30	3,401	3,091	10,513	11,568	28,750
11	40	3,689	3,219	11,874	13,608	27,548
12	50	3,912	3,401	13,306	15,304	26,650
13	60	4,094	3,526	14,438	16,764	25,939
14	70	4,248	3,611	15,341	18,050	25,352
15	80	4,382	3,714	16,273	19,202	24,854
16	90	4,500	3,807	17,129	20,248	24,423
17	100	4,605	3,892	17,922	21,208	24,044
18	110	4,700	3,951	18,573	22,095	23,706
19	120	4,787	3,989	19,097	22,920	23,402
20	130	4,868	4,060	19,764	23,693	23,125
21	140	4,942	4,111	20,314	24,420	22,872
22	150	5,011	4,174	20,916	25,106	22,639
23	160	5,075	4,234	21,489	25,757	22,423
24	170	5,136	4,277	21,964	26,376	22,222
25	180	5,193	4,317	22,421	26,967	22,035
Σ		88,556	74,148	311,842	371,456	

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

La tabla presenta los datos obtenidos durante la prueba de infiltración instantánea realizada en la calicata 1, incluyendo el tiempo transcurrido (en minutos), profundidad infiltrada acumulada, y las variables matemáticas utilizadas para la linealización del modelo de infiltración (Ln t, Ln Incrum, Ln t², etc.). La columna final muestra la tasa de infiltración instantánea expresada en mm/h.

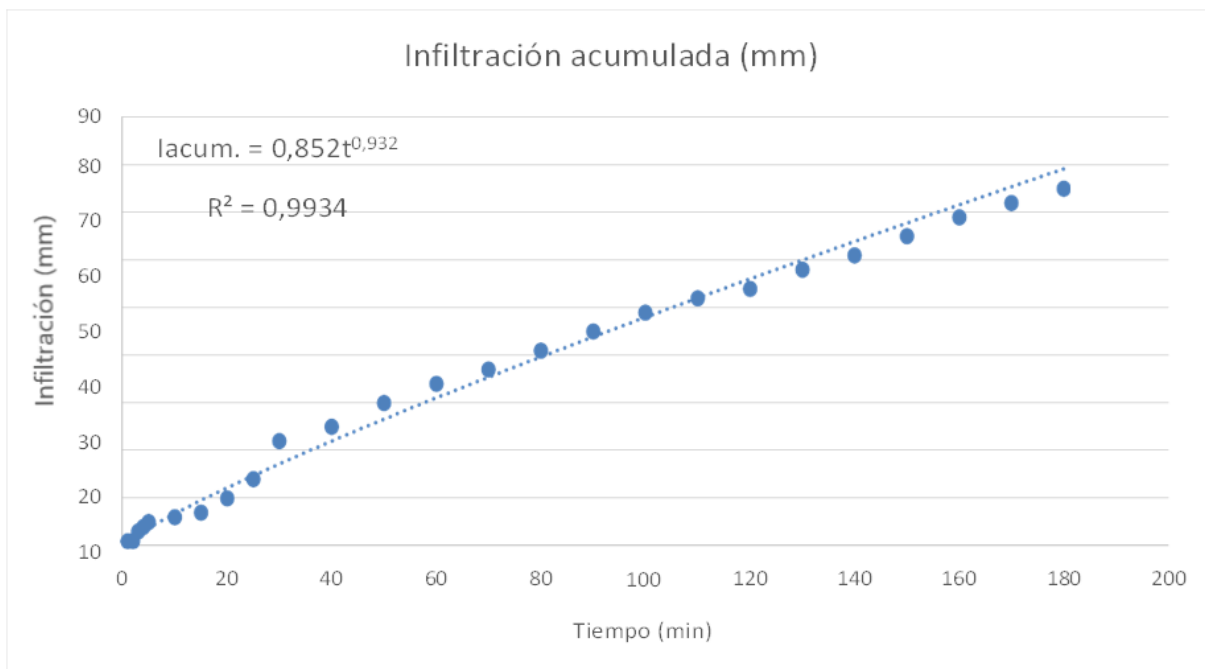
Los valores indican que al inicio del ensayo la infiltración fue alta, con un valor inicial de 47,64 mm/h en el primer minuto. Esta tasa disminuye progresivamente con el tiempo, estabilizándose alrededor de los 22 mm/h a partir del minuto 120, lo cual es un comportamiento esperado en suelos con estructura media, donde los poros grandes se saturan rápidamente y el flujo se regula por la capilaridad del perfil.

Tabla 15. Resultados Valores infiltración acumulada.

PUNTO 1	
<i>n</i>	0,852
<i>X</i>	0,932
<i>Valor 1</i>	12,474
<i>Valor 2</i>	3,542
<i>Valor 3</i>	2,966
<i>Valor 4</i>	14,858
<i>Valor 5</i>	12,548

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

Ilustración 3. Infiltración Acumulada



Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

La figura muestra la curva de infiltración acumulada en función del tiempo (en minutos) obtenida durante la prueba de campo realizada en la calicata 1. Los puntos representan los datos experimentales y la línea punteada indica el ajuste de una función potencial de tipo $I(t) = 0,852 \cdot t^{0,932}$, con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0,9934$.

El alto valor de R^2 indica un excelente ajuste del modelo matemático a los datos reales, lo que valida la confiabilidad de la información obtenida en campo. El exponente menor a 1 sugiere que el proceso de infiltración sigue una tendencia de desaceleración con el tiempo, lo cual es típico

en suelos con estructura granular intermedia, donde la porosidad inicial facilita la entrada del agua, pero esta se reduce gradualmente a medida que el suelo se va saturando.

Infiltración Instantánea y básica: La Infiltración Instantánea (I) sirve para determinar cuándo se produce la Infiltración Básica (Ib) cuando se grafica;

Ecuación 9-2. Infiltración Instantánea y básica

$$i = 60 * X * t^{(n-1)}$$
$$Ib = X * tb^{(n)}$$

i = Infiltración Instantánea en un tiempo *t* (mm/h)

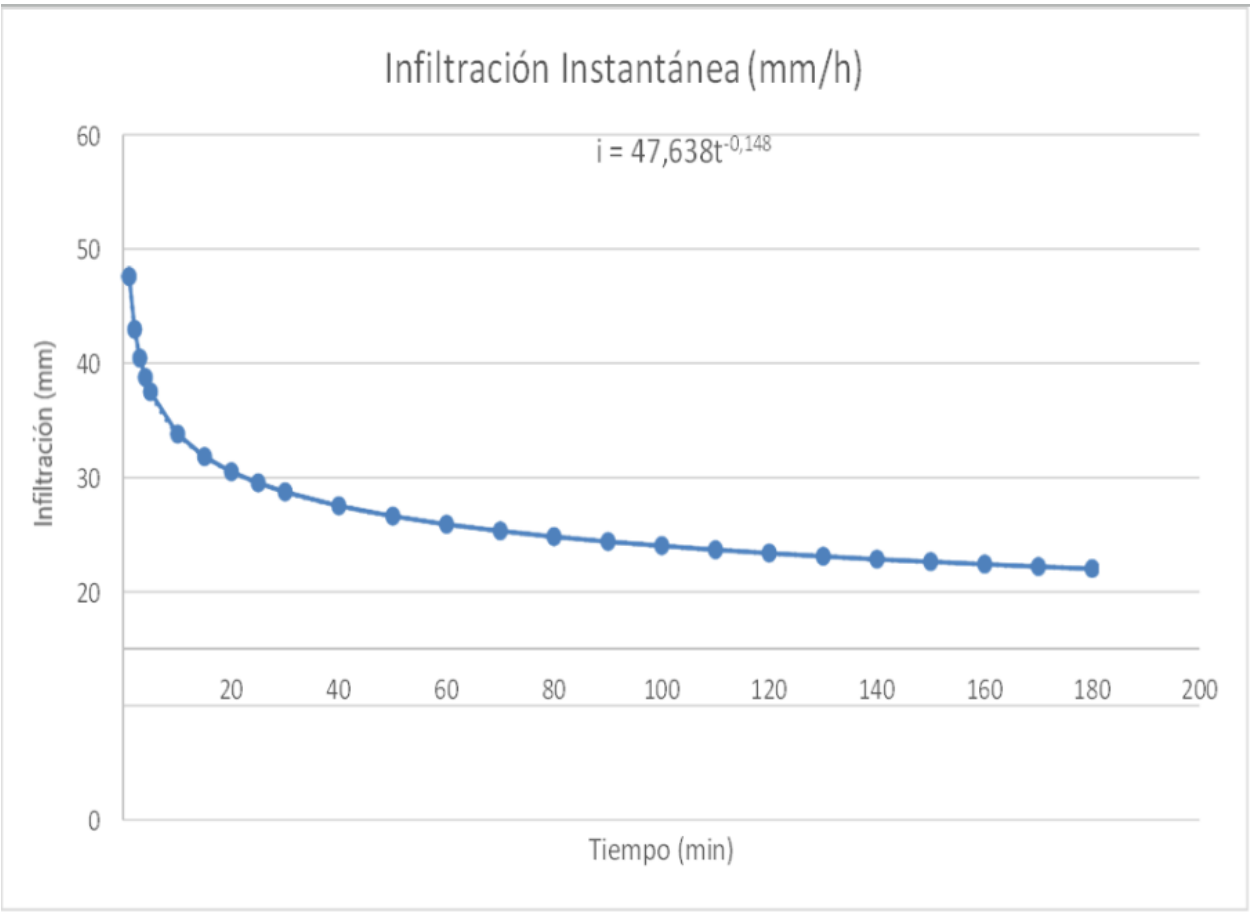
Ib = Infiltración básica (mm/h)

tb = Tiempo base

PUNTO 1	
<i>i</i>	47,638
<i>tb</i>	89,083
<i>Ib</i> mm/h	24,460

Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de Kostiakov (1932)

Ilustración 4. Infiltración Instantánea



Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

El comportamiento descrito es típico en medios porosos no saturados, en los que la infiltración es rápida al inicio (debido a la alta demanda de humedad del suelo seco) y disminuye gradualmente hasta alcanzar una tasa estable. En este caso, la curva converge hacia un valor cercano a los 22 mm/h, considerado como la velocidad de infiltración básica (VIB) del suelo en este punto.

Este análisis permite caracterizar el régimen de infiltración del suelo superficial y es fundamental para definir los parámetros de entrada en modelos numéricos como HYDRUS 1D. La forma de la curva y el ajuste obtenido reflejan un suelo con buena capacidad de absorción, ideal para la aplicación de sistemas de vertimiento controlado, sin riesgo evidente de saturación superficial en condiciones normales de operación.

11.2.5. Prueba de infiltración - Calicata 2

Del mismo modo, se presentan los datos medidos en campo para el punto seleccionado.

Tabla 16. Datos de Campo Prueba de Infiltración.

Lectura N°	Tiempo Parcial		Tiempo acumulado	Lectura mm	Enrase Cm	Laminas Parciales mm	Laminas Acumuladas mm	Velocidad de infiltración mm/h
	Hora	Minutos						
0	8:43	0	0	0,0	0	0,0	0	-
1	8:44	1	1	1,0		1,0	1	60,0
2	8:45	1	2	2,0		1,0	2	60,0
3	8:46	1	3	3,0		1,0	3	60,0
4	8:47	1	4	4,0		1,0	4	60,0
5	8:48	1	5	6,0		2,0	6	120,0
6	8:53	5	10	8,0		2,0	8	24,0
7	8:58	5	15	10,0		2,0	10	24,0
8	9:03	5	20	15,0		5,0	15	60,0
9	9:08	5	25	21,0		6,0	21	72,0
10	9:13	5	30	24,0		3,0	24	36,0
11	9:23	10	40	25,0		1,0	25	6,0
12	9:33	10	50	28,0		3,0	28	18,0
13	9:43	10	60	32,0		4,0	32	24,0
14	9:53	10	70	34,0		2,0	34	12,0
15	10:03	10	80	38,0		4,0	38	24,0
16	10:13	10	90	41,0		3,0	41	18,0
17	10:23	10	100	45,0		4,0	45	24,0
18	10:33	10	110	48,0		3,0	48	18,0
19	10:43	10	120	51,0		3,0	51	18,0
20	10:53	10	130	53,0		2,0	53	12,0
21	11:03	10	140	55,0		2,0	55	12,0
22	11:13	10	150	56,0		1,0	56	6,0
23	11:23	10	160	57,0		1,0	57	6,0

24	11:33	10	170	57,0	0,0	57	0,0
25	11:43	10	180	59,0	2,0	59	12,0

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

La tabla muestra el registro detallado de la prueba de infiltración realizada en la calicata 2, incluyendo el tiempo parcial y acumulado, las lecturas de profundidad de infiltración, las láminas parciales y acumuladas, así como la velocidad de infiltración instantánea (en mm/h).

En las primeras mediciones (hasta los 10 minutos), se observa una tasa de infiltración alta y constante de 60 mm/h, asociada a un suelo inicialmente seco con alta capacidad de absorción superficial. A partir del minuto 20, la velocidad comienza a disminuir progresivamente hasta estabilizarse en 12 mm/h hacia el minuto 180. Esta reducción paulatina indica que el perfil del suelo se va saturando y la infiltración se regula por la capacidad de retención y transmisión hidráulica de las capas más profundas.

Tabla 17. Resultados Prueba de Infiltración.

Lectura N	Tiempo (min)	Ln t	Ln Iacum	Ln t* Ln (Iacum)	Ln t ²	Infiltración instantánea (mm/h)
1	1	0,000	0,000	0,000	0,000	70,316
2	2	0,693	0,693	0,480	0,480	59,447
3	3	1,099	1,099	1,207	1,207	53,886
4	4	1,386	1,386	1,922	1,922	50,259
5	5	1,609	1,792	2,884	2,590	47,614
6	10	2,303	2,079	4,788	5,302	40,254
7	15	2,708	2,303	6,236	7,334	36,488
8	20	2,996	2,708	8,113	8,974	34,032
9	25	3,219	3,045	9,800	10,361	32,241
10	30	3,401	3,178	10,809	11,568	30,848
11	40	3,689	3,219	11,874	13,608	28,772
12	50	3,912	3,332	13,036	15,304	27,258
13	60	4,094	3,466	14,190	16,764	26,080
14	70	4,248	3,526	14,982	18,050	25,124
15	80	4,382	3,638	15,940	19,202	24,325
16	90	4,500	3,714	16,710	20,248	23,640
17	100	4,605	3,807	17,530	21,208	23,045
18	110	4,700	3,871	18,197	22,095	22,519
19	120	4,787	3,932	18,824	22,920	22,049
20	130	4,868	3,970	19,326	23,693	21,626
21	140	4,942	4,007	19,803	24,420	21,241
22	150	5,011	4,025	20,170	25,106	20,889
23	160	5,075	4,043	20,519	25,757	20,565
24	170	5,136	4,043	20,764	26,376	20,265
25	180	5,193	4,078	21,174	26,967	19,986
Σ		88,556	74,953	309,276	371,456	

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

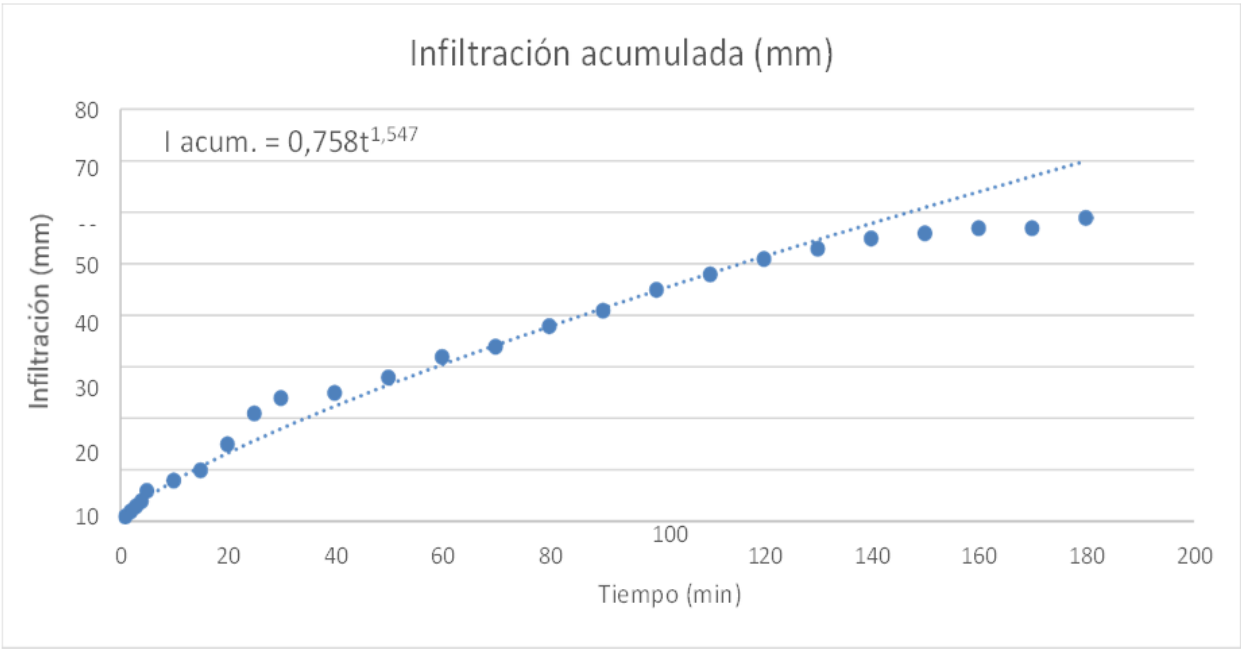
Inicialmente, la infiltración es rápida (70,32 mm/h al minuto 1), pero disminuye de manera constante a medida que avanza el tiempo. Esta reducción refleja un comportamiento típico de suelos con estructura media, en donde la porosidad superficial favorece una rápida infiltración inicial que luego se desacelera por saturación progresiva del perfil.

Tabla 18. Valores de Infiltración acumulada.

PUNTO 1	
<i>n</i>	0,758
<i>X</i>	1,547
<i>Valor 1</i>	12,371
<i>Valor 2</i>	3,542
<i>Valor 3</i>	2,998
<i>Valor 4</i>	14,858
<i>Valor 5</i>	12,548

Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

Ilustración 5. Infiltración Acumulada



Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

Este modelo indica una tendencia creciente con un exponente superior a 1, lo que sugiere un comportamiento no completamente estabilizado durante los primeros 180 minutos de la prueba. A diferencia de la calicata 1, donde el exponente fue menor a 1 (típico de suelos que alcanzan equilibrio), en este caso se observa una mayor variabilidad, posiblemente asociada a condiciones estructurales del suelo como heterogeneidad textural o zonas preferenciales de flujo.

El resultado también puede estar influenciado por una compactación moderada en horizontes intermedios, lo cual explicaría el crecimiento no lineal de la infiltración acumulada al inicio, seguido por una tendencia más uniforme.

La Infiltración Instantánea (I) sirve para determinar cuándo se produce la Infiltración Básica (Ib) cuando se grafica.

Ecuación 9-3. Infiltración Instantánea y básica

$$i = 60 * X * t^{(n-1)}$$

i = Infiltración Instantánea en un tiempo *t* (mm/h)

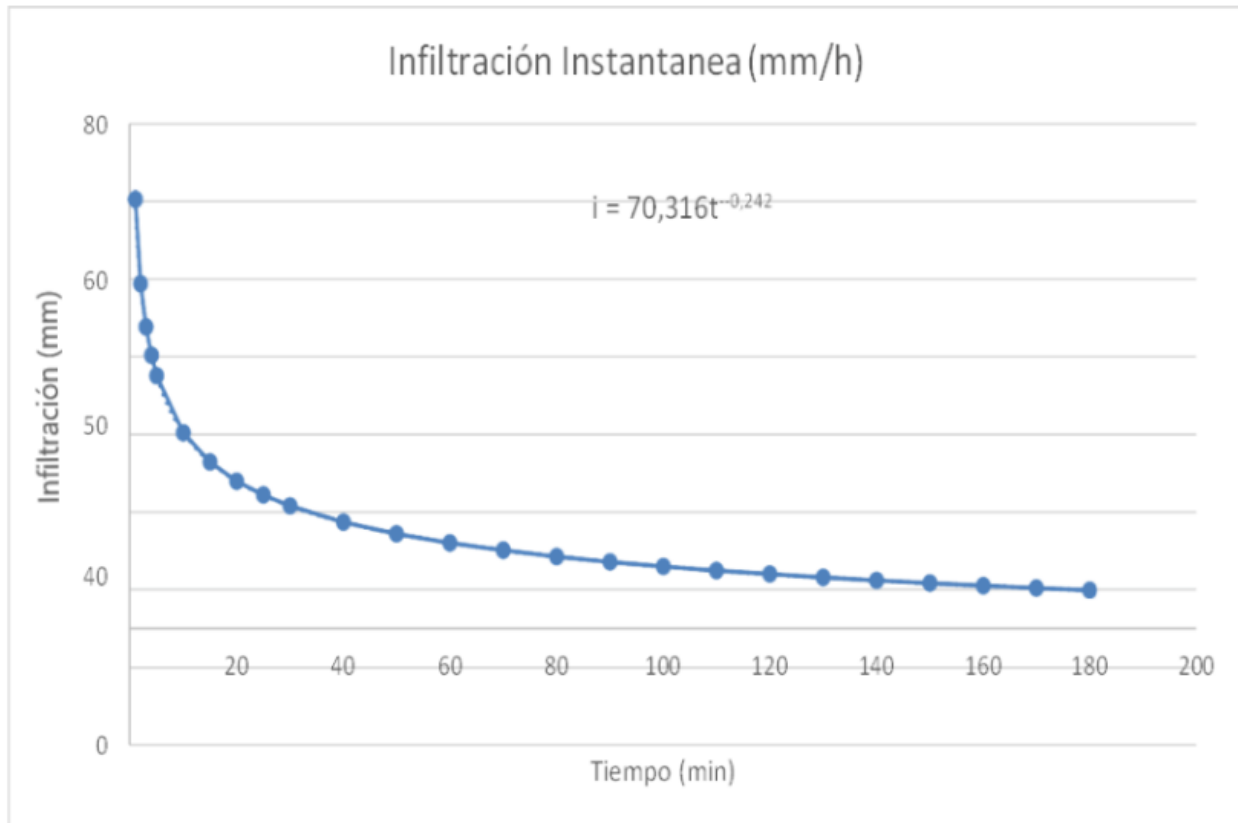
$$Ib = X * tb^{(m)}$$

Ib = Infiltración básica (mm/h) *tb* = Tiempo base

PUNTO 1	
<i>i</i>	70,316
<i>tb</i>	145,346
<i>Ib</i> mm/h	21,049

Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de Kostiakov (1932)

Ilustración 6. Infiltración Instantánea



Fuente: H2O es Vida S.A.S Laboratorio Acreditado NTC-ISO/IEC-17025 Res 2298 /2022.

Inicialmente, se presenta una infiltración elevada (~70 mm/h), la cual disminuye de forma progresiva hasta estabilizarse en valores cercanos a 37–38 mm/h. El exponente negativo confirma una tendencia logarítmica decreciente típica de suelos con buena porosidad superficial y estructuras más compactas en profundidad.

El descenso sostenido refleja el proceso de saturación de los poros más grandes del suelo y la posterior limitación del flujo por la fracción más fina (limos y arcillas). La tasa final, que se aproxima a una condición de flujo estable, se considera la velocidad de infiltración básica (VIB) del sitio y es fundamental para establecer la capacidad del suelo frente a un sistema de vertimiento por infiltración.

Según los resultados obtenidos en campo se determina que:

Para la calicata 1, el suelo donde se realizó la prueba de infiltración cuenta con una infiltración base de 24,460 mm/h entrando en una categoría I de suelo según la resolución 699 de 2021 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Para la calicata 2, el suelo donde se realizó la prueba de infiltración cuenta con una infiltración base de 21,049 mm/h, entrando en una

categoría I de suelo según la resolución 699 de 2021 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

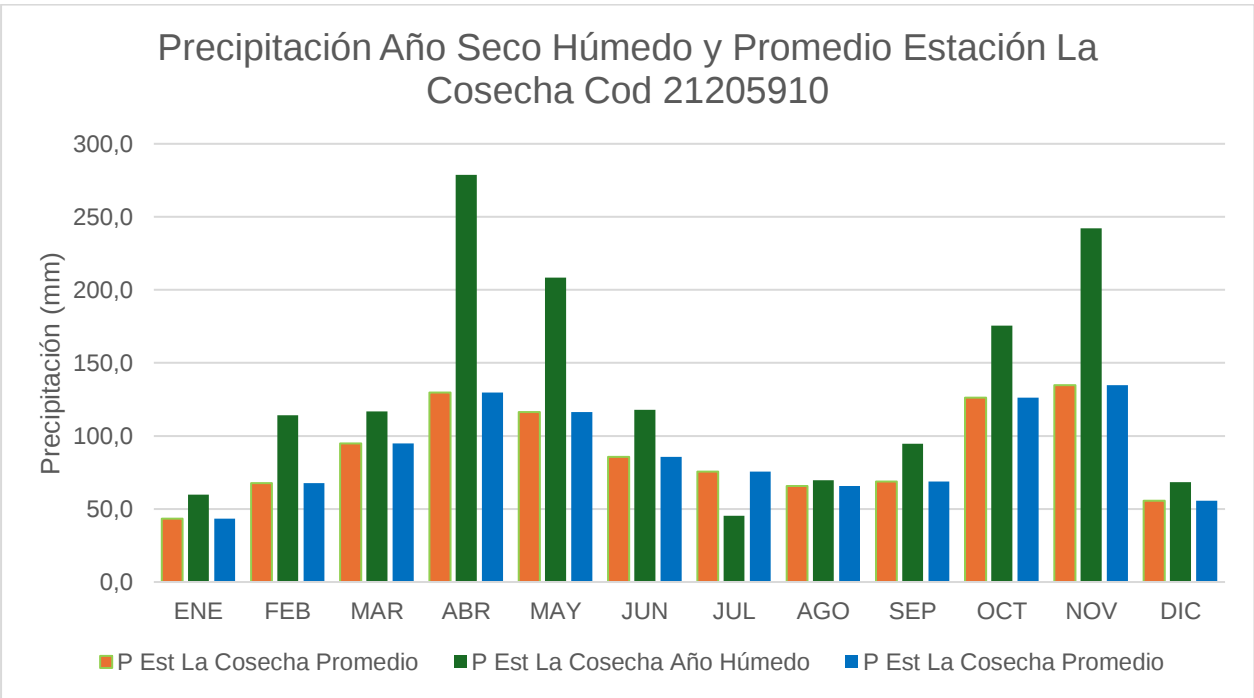
Para el ejercicio de modelación se tomó los resultados más críticos, 21,049 mm/hora, con el cual se podría generar más fácilmente el encharcamiento y escorrentía.

11.2.6. Caracterización Climática

Para efectos de la caracterización climática general del área de estudio, se recopiló la información registrada de la estación climatológica **La Cosecha**, de la red IDEAM del municipio de Zipaquirá en Cundinamarca, identificada con código 21205910 de los últimos 15 años de registro (2008 a 2023), ya que se encuentra situada en cercanías a la zona de estudio, permitiendo conocer el comportamiento de las variables precipitación y evapotranspiración que permiten estimar el balance hídrico para la zona de estudio.

En las siguientes se relaciona la información climática de precipitación, evapotranspiración y balance hídrico, correspondiente a la zona de estudio para el promedio multianual y año típico húmedo y seco.

Ilustración 7. Precipitación Estación La Cosecha.



Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de IDEAM 2023.

De los datos obtenidos de la estación la Cosecha se aprecia un marcado comportamiento bimodal afectado por el doble paso de la zona de convergencia intertropical que generan dos picos de precipitación en los meses de abril y noviembre. Para estimar el balance hídrico para el futuro campo de infiltración se estimó a partir del cálculo de ETP a nivel mensual, se utilizó los resultados del estudio elaborado por el IDEAM (ENA 2014), en el cual se incluyen estaciones meteorológicas de la CAR en Cundinamarca y según el estudio de la Cuenca Alta del Río Bogotá se realizó una regionalización de esta variable mediante la relación de ETP mensual y altura de la estación en msnm, con buenos resultados estadísticos.

A continuación, se obtuvo la ecuación para cada regresión mensual utilizada en la generación de ETP, que se muestran en la siguiente tabla, al implementar el modelo de evapotranspiración potencial.

Tabla 19. ETP mensual Estación La cosecha.

MESES	ECUACIÓN ETP	ETP Est La Cosecha
ENE	$y = - 0,0203x + 127,92$	75,14
FEB	$y = - 0,0193x + 120,28$	70,1
MAR	$y = - 0,0207x + 130,91$	77,09
ABR	$y = - 0,0185x + 119,5$	71,4
MAY	$y = - 0,0189x + 120,63$	71,49
JUN	$y = - 0,0199x + 120,65$	68,91
JUL	$y = - 0,0237x + 134,75$	73,13
AGO	$y = - 0,0256x + 142,05$	75,49
SEP	$y = - 0,023x + 132,7$	72,9
OCT	$y = - 0,0203x + 123,74$	70,96
NOV	$y = - 0,0203x + 127,92$	75,14
DIC	$y = - 0,0193x + 120,28$	70,1

Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de IDEAM 2023.

Para obtener la Evapotranspiración real (ETR) es necesario disponer de la precipitación y la ETP de cada una de las estaciones de la zona de estudio. Para ello se utilizó el método de Budyco, empleado por el IDEAM en el ENA 2010, para hallar la ETR de las estaciones.

Ecuación 9-4. Evapotranspiración real (ETR)

$$ETR = \left\{ ETP \cdot P \cdot \tanh\left(\frac{P}{ETP}\right) \left[1 - \cosh\left(\frac{ETP}{P}\right) + \sinh\left(\frac{ETP}{P}\right) \right] \right\}^{\frac{1}{2}}$$

Dónde:
 ETR: Evapotranspiración Real (mm)
 ETP: Evapotranspiración Potencial (mm)

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

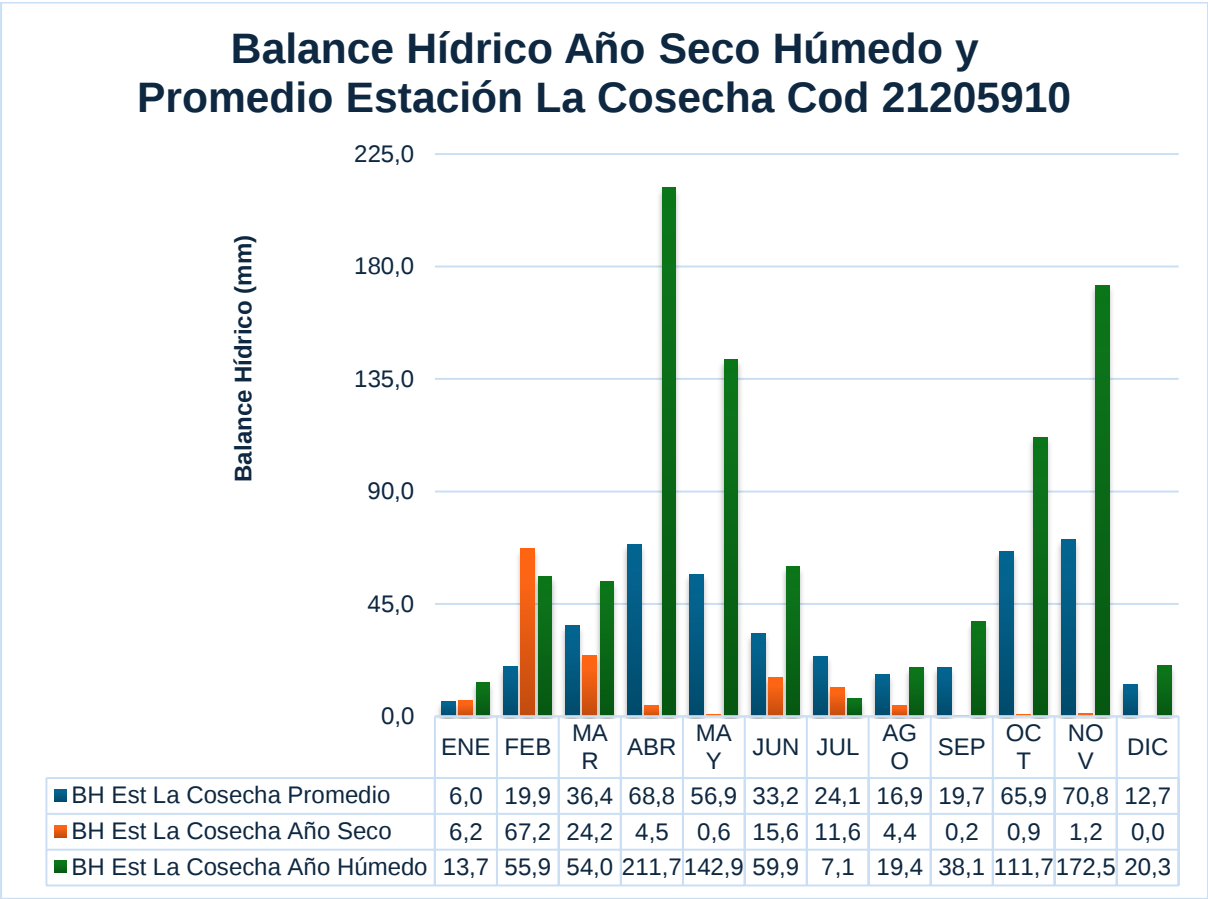
Tabla 20. ETP mensual Estación La cosecha.

MESES	ETP Est La Cosecha Promedio	ETR Est La Cosecha Promedio	ETR Est La Cosecha Año Seco	ETR Est La Cosecha Año Húmedo
ENE	75,14	37,3	37,8	46,2
FEB	70,1	47,8	59,8	58,3
MAR	77,09	58,6	53,8	62,8
ABR	71,4	61,0	33,5	67,0
MAY	71,49	59,5	20,4	65,6
JUN	68,91	52,6	44,6	58,0
JUL	73,13	51,6	43,4	38,2
AGO	75,49	48,7	34,6	50,3
SEP	72,9	49,2	14,8	56,5
OCT	70,96	60,3	21,7	63,9
NOV	75,14	64,0	24,8	69,6
DIC	70,1	43,0	5,0	48,1

Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de IDEAM 2023.

El balance hídrico climático que representa la condición de contorno superior para resolver la ecuación de flujo en el perfil de suelo se presenta en la siguiente gráfica y es obtenida como la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración real calculada para la zona de estudio.

Ilustración 8. Balance Hídrico Estación La Cosecha



Fuente: adaptado por (Consultoria Ambiental, 2025) de IDEAM 2023.

Como consecuencia del comportamiento bimodal de la precipitación se observa el mismo comportamiento para el balance hídrico. Es importante destacar que para el caso de años promedio la oferta hídrica estimada para la zona es de 431,2 mm, para condiciones de año niño la oferta hídrica estimada es de 136,7mm y para un año niña la oferta hídrica estimada es de 907,2mm lo que representa una muy alta oferta hídrica lo cual representa un escenario que determinaría la lámina de vertimiento en el suelo.

Esta sección presenta los resultados obtenidos a partir de la modelación del flujo de agua y el transporte de solutos en la zona no saturada del suelo, generados por la descarga de aguas residuales domésticas provenientes de la unidad condominal “CONPROPIEDAD”, ubicada en el municipio de Cajicá. El estudio se realizó sobre un campo de infiltración expuesto a las condiciones climáticas propias del área de estudio.

11.2.7. Análisis de los posibles Efectos

El presente apartado tiene como propósito integrar y analizar de manera articulada los resultados obtenidos durante la caracterización del suelo realizada en el área de estudio, con el fin de evaluar su comportamiento frente al vertimiento de aguas residuales domésticas tratadas. Se abordan aspectos clave como la composición química, las propiedades físicas, el comportamiento hidrodinámico, la capacidad de infiltración y las condiciones climáticas del entorno, ya que todos estos factores inciden directamente en la capacidad del suelo para recibir, retener y depurar los contaminantes presentes en el efluente. A partir de este análisis conjunto, se busca establecer si el suelo cuenta con las condiciones necesarias para funcionar como un medio receptor eficiente y ambientalmente seguro, sin generar riesgos para los recursos naturales ni para la salud pública. Lo que se expone a continuación consolida dichos hallazgos y permite fundamentar técnicamente la viabilidad del sistema de vertimiento propuesto.

La caracterización química del suelo realizada en el área de estudio reveló condiciones favorables para su uso como receptor de aguas residuales domésticas tratadas. El pH registrado fue ligeramente ácido, una característica común en suelos andinos que no representa una limitación significativa para los procesos de adsorción y retención de nutrientes. La capacidad de intercambio catiónico (CIC), con un valor intermedio, indica que el suelo tiene una moderada habilidad para retener cationes como amonio, potasio y calcio, lo cual favorece la inmovilización temporal de ciertos contaminantes presentes en el agua residual. Además, la baja concentración de metales pesados y la ausencia de contaminación previa permiten considerar este suelo como un medio estable desde el punto de vista químico.

Desde el análisis físico, se determinó que el suelo presenta una textura franco-arenosa en una de las calicatas y franca en la otra, condiciones que combinan una buena permeabilidad con una capacidad adecuada de retención de humedad. Estas propiedades permiten que el agua residual tratada infiltre de forma efectiva sin generar procesos de escorrentía superficial ni encharcamiento. Asimismo, la baja densidad aparente observada sugiere una estructura suelta con buena porosidad, lo que facilita la aireación y la actividad biológica, procesos clave para la degradación natural de compuestos orgánicos.

En cuanto a las propiedades hidrodinámicas, se identificaron parámetros fundamentales como la conductividad hidráulica saturada y las curvas de retención de humedad, los cuales fueron utilizados para alimentar el modelo de simulación. Estos resultados reflejan que el suelo tiene una capacidad adecuada para permitir el flujo vertical del agua, sin comprometer la estabilidad del perfil edáfico ni facilitar la migración rápida de contaminantes hacia niveles profundos. La retención de humedad en los primeros horizontes también sugiere que parte del agua puede ser aprovechada por la vegetación o permanecer disponible para procesos biogeoquímicos superficiales.

Los ensayos de infiltración realizados en campo complementaron estos hallazgos, confirmando que el suelo puede absorber hasta 8,21 mm/día, tasa que se encuentra dentro del rango aceptable para aplicaciones diarias sin inducir saturación. Este resultado no solo valida los supuestos utilizados en la modelación numérica, sino que respalda la viabilidad operativa del sistema de vertimiento proyectado, siempre que se mantenga un control riguroso sobre la cantidad y frecuencia del flujo aplicado.

Finalmente, el análisis del clima local permitió entender las dinámicas estacionales que podrían influir en el comportamiento del suelo receptor. Se identificaron meses con alta pluviosidad que podrían aumentar temporalmente el grado de humedad del suelo, modificando la capacidad de infiltración y el transporte de solutos. Sin embargo, los escenarios simulados incluyeron condiciones de clima húmedo, y aun así los resultados evidenciaron una retención eficaz de contaminantes como coliformes totales en los primeros 50 cm del perfil, sin alcanzar el nivel freático. Esto confirma que, incluso bajo condiciones climáticas desfavorables, el sistema de vertimiento mantiene un margen de seguridad ambiental aceptable.

En conjunto, los resultados obtenidos permiten concluir que el suelo en el área evaluada presenta condiciones físico-químicas y climáticas adecuadas para la disposición controlada de aguas residuales tratadas. Estas características no solo garantizan la atenuación de contaminantes, sino que también ofrecen estabilidad operativa frente a variaciones estacionales, posicionando al suelo como un receptor viable desde el punto de vista ambiental y técnico.

11.3. Aplicación del modelo Hyndrus 1D acerca del recurso suelo con respecto a la dispersión de solutos y contaminantes de ARD.

11.3.1. Descripción del Modelo Hyndrus – 1d

La Modelación Ambiental del Vertimiento (MAV) es un documento técnico de soporte dentro del trámite ambiental de permiso de vertimientos; para ello se establece diferentes modelos teóricos conceptuales y dinámicos que permite establecer la capacidad de asimilación del recurso suelo a fin de mitigar los posibles impactos ambientales relacionados a la contaminación del acuífero.

En este sentido inicialmente la modelación planea unos puntos básicos necesarios para el desarrollo de la modelación, objeto de la aprobación dentro de la Autoridad Ambiental Competente (AAC). Entre estos puntos de la MAV se destaca como primero el de realizar las Generalidades del Modelo, el cual consiste en realizar el respectivo modelo conceptual y teórico, el segundo es Discretización de Espacio y Tiempo de la Ecuación de Flujo la cual consiste en resolver el flujo del agua en suelos no saturados a través de la ecuación Richards y el método de Crank-Nicolson.

Como tercer paso de la MAV Tratamiento de las Condiciones de Contorno de la Presión la cual permite definir mediante la condición de Dirichlet el área superior e inferior que se pretende modelar del suelo, ubicando los límites para conservar la simetría del modelo. El cuarto paso es realizar el Tratamiento para las Condiciones de Contorno de tipo Newman, considerando el contorno de flujo mediante la discretización de la ley de Darcy de conformidad a la mecánica de fluidos, con el objeto de establecer la condición de contorno de tercer tipo que permita relacionar las interacciones entre el sistema y los solutos en el suelo.

El quinto paso de la Modelación Ambiental del Vertimiento (MAV) corresponde a la Discretización Espacial, la cual es fundamental para representar de manera numérica el comportamiento del transporte de solutos en la matriz del suelo. En este proceso, se implementa el método de elementos finitos de Galerkin, Esta metodología permite modelar de manera detallada las variaciones espaciales de la concentración de solutos en el perfil del suelo, siendo clave para evaluar la interacción entre los contaminantes y el medio poroso.

Una vez definido el comportamiento espacial del sistema mediante la discretización del dominio del suelo, es necesario incorporar la evolución temporal del proceso de transporte de solutos. En este contexto, la Discretización en el Tiempo constituye un componente esencial de la modelación, ya que permite simular cómo varían las concentraciones y flujos a lo largo del tiempo, bajo condiciones dinámicas de entrada y contorno. Esta etapa asegura que el modelo no solo represente el sistema en un instante dado, sino que capture adecuadamente su desarrollo temporal, contribuyendo así a una predicción más realista del comportamiento del vertimiento en el medio suelo-acuífero. (ANEXO DESCRIPCION MODELO HYDRUS-1D)

11.3.2. Definición de Escenarios

Para la simulación del transporte de solutos, se definieron distintos escenarios en función de la lámina de vertimiento aplicada como lámina de riego, según las condiciones hidrológicas representativas de la región. Los valores determinados fueron:

- **6,2 mm/día** para un año húmedo (evento La Niña).
- **8,2 mm/día** para un año de condiciones normales o secas (evento El Niño).

Las ilustraciones 9-5 y 9-6 muestran el comportamiento del flujo de agua en el perfil de suelo para los dos escenarios: un año promedio (basado en el periodo 2008–2023) y un año lluvioso (2012), utilizando las láminas de 8,2 mm/día y 6,2 mm/día, respectivamente.

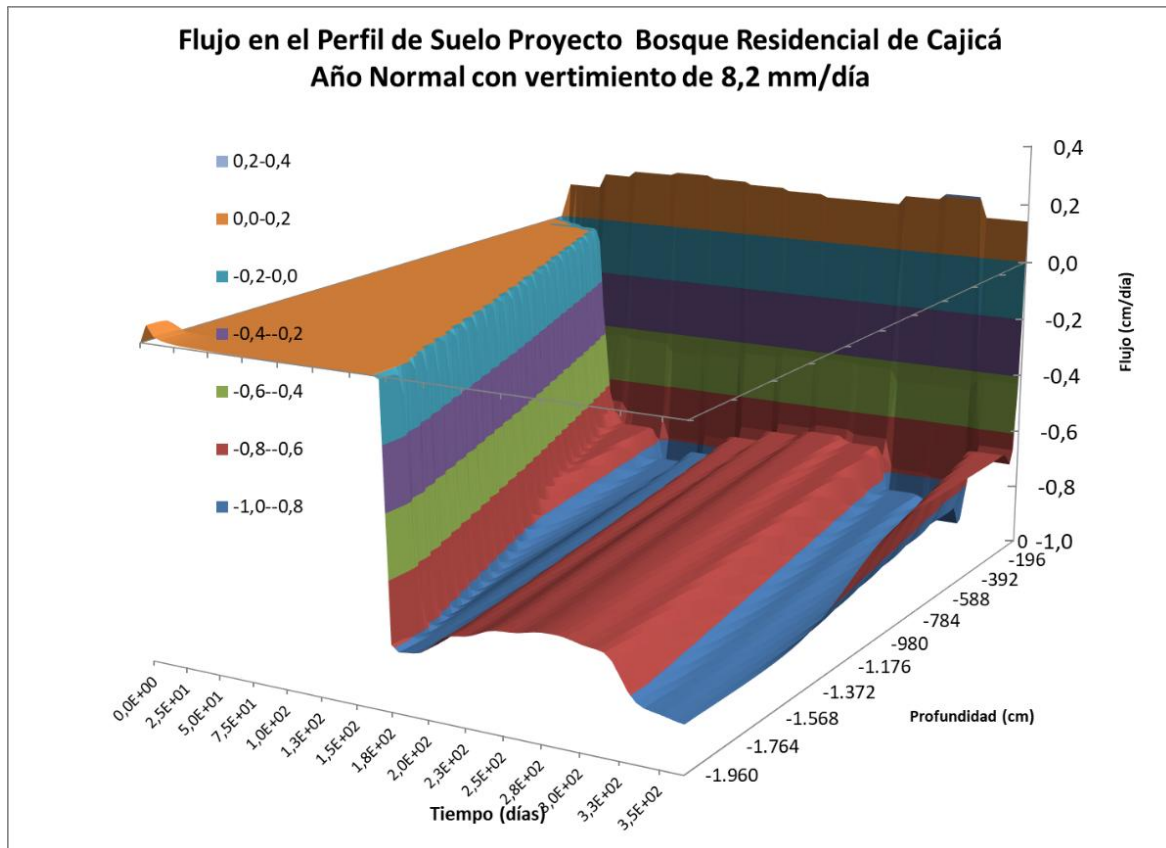
El flujo en el perfil fue estimado mediante el modelo de Van Genuchten–Mualem, a partir de parámetros derivados de análisis de laboratorio (textura del suelo, densidad aparente) y de funciones de transferencia edafológicas disponibles en la herramienta *Rosetta*, incluida en el software Hydrus 1D (Šimůnek et al., 2005). También se incorporó el valor de conductividad hidráulica saturada (k_s) medido en campo.

En los gráficos resultantes, se interpreta el flujo negativo como infiltración dentro del perfil de suelo, mientras que el flujo positivo representa pérdidas de humedad hacia la atmósfera, causadas por los procesos climáticos predominantes.

La ilustración siguiente muestra el comportamiento del flujo de agua (en cm/día) a lo largo de un perfil de suelo de 1960 cm de profundidad, durante un año de simulación. Los resultados

indican una infiltración máxima de 9,4 mm/día y un promedio diario de 5,1 mm/día, lo cual se asocia a una lámina de riego diaria de 8,2 mm bajo condiciones climáticas normales.

Ilustración 9. Simulación del flujo de agua en suelo con tiempo Normal y lámina de riego diaria de 8,2mm/día



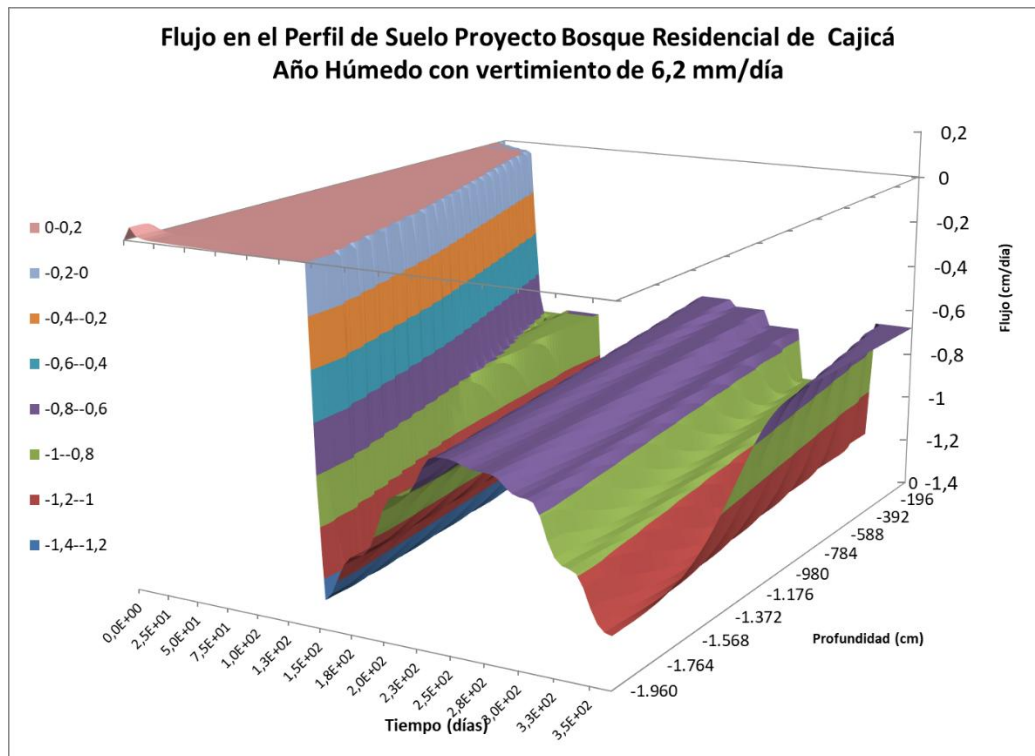
Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

Los resultados obtenidos a partir de la modelación, presentados en la Ilustración 12, evidencian una infiltración máxima de 22,3 mm/día y un promedio diario de 9,4 mm/día. Este comportamiento corresponde al flujo generado por una lámina de riego de 6,2 mm/día, bajo condiciones climáticas representativas de un año húmedo. La simulación fue realizada a lo largo de un período anual, considerando la interacción del sistema de infiltración con la atmósfera y los efectos de un régimen hidrológico característico de eventos tipo La Niña.

A pesar de una menor lámina aplicada, la humedad adicional del clima húmedo incrementa la infiltración. Esto es consistente con lo reportado por Rawls et al. (1991), quienes señalan que

los suelos saturados facilitan el flujo descendente del agua. La simulación indica que no se alcanza la saturación completa del perfil, por lo que no hay riesgo de percolación excesiva hacia el acuífero (Šimůnek et al., 2005).

Ilustración 10. Simulación del flujo de agua en el perfil de suelo con tiempo húmedo y con lámina de riego diaria de 6.2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La figura muestra una simulación tridimensional del flujo vertical de agua en el perfil de suelo bajo condiciones de un año húmedo, utilizando el software HYDRUS 1D. El modelo fue configurado con una lámina de vertimiento diaria de 6,2 mm/día, representando un escenario operativo continuo. El eje horizontal corresponde al tiempo (días), el eje profundo a la profundidad del perfil del suelo (cm), y el eje vertical representa el flujo de agua en cm/día.

La gráfica evidencia un comportamiento de infiltración vertical continuo y sostenido, con un flujo más activo en la zona superior del perfil durante los primeros días, que se va extendiendo hacia capas más profundas conforme avanza el tiempo. Se identifican transiciones en el perfil que podrían estar asociadas a cambios de textura o compactación del suelo, reflejadas en la discontinuidad de los planos de color.

11.3.3. Transporte de Solutos en el Perfil de Suelo

El transporte de solutos es estimado a partir del modelo advección dispersión con reacción (ADRE), expresada como:

Ecuación 9-10. Modelo advección dispersión con reacción (ADRE)

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \frac{1}{R} \frac{\partial C}{\partial z} \left(-v + D_H \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad \text{Ecuación 27.}$$

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025) de método de (ADRE)

Para la modelación, los parámetros de transporte advectivo son obtenidos del componente de flujo simulado por el software HYDRUS 1D, mientras los parámetros de dispersividad hidrodinámica y los coeficientes de difusividad térmica del suelo, son calibrados por el software a partir de las propiedades físicas del suelo obtenidas en laboratorio. Las concentraciones de los solutos a tener en cuenta en la modelación serían las más altas, que corresponden al agua residual sin tratamiento, mostrando así el máximo impacto que podría ocasionar el vertimiento en términos de concentración.

No es necesario realizar la modelación para todos los parámetros, sino que se escogen los compuestos que por sus características químicas son los que podrían tener más dificultades en su asimilación, los cuales son las grasas y aceites, hidrocarburos, SAAM, NTK, fósforo y coliformes totales. En cuanto a los metales, se considera que su presencia es muy baja en las aguas domésticas, no son representativos de esta actividad, además, teniendo en cuenta que tienen una carga neta positiva, su retención es muy alta en arcillas con carga neta negativa por lo tanto no hay movilidad en el suelo comparados con otros compuestos. Los valores del coeficiente de partición K_d para los solutos fueron tomados de Sheppard (2009).

Tabla 21. Concentraciones de los solutos en el agua residual .

Variable	Unidades	Valor Modelado	Máximos permisibles categoría III**, Art No. 4 Resolución 699/2021
Caudal	l/s	2,5	No Especifica
Grasas y Aceites	mg GyA/L	100	20,0
Fenol	mg Fenol/L	<u>0,15</u>	0,01
Surfactantes (SAAM)	mg SAAM/L	<u>0,5</u>	0,5

Hidrocarburos	mg/L	10	1,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg N/L	40	20,0
Fosforo	mg P/L	8	2,0
Coliformes Totales	NMP/100ml	$1,0 \times 10^5$	Análisis y Reporte

Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

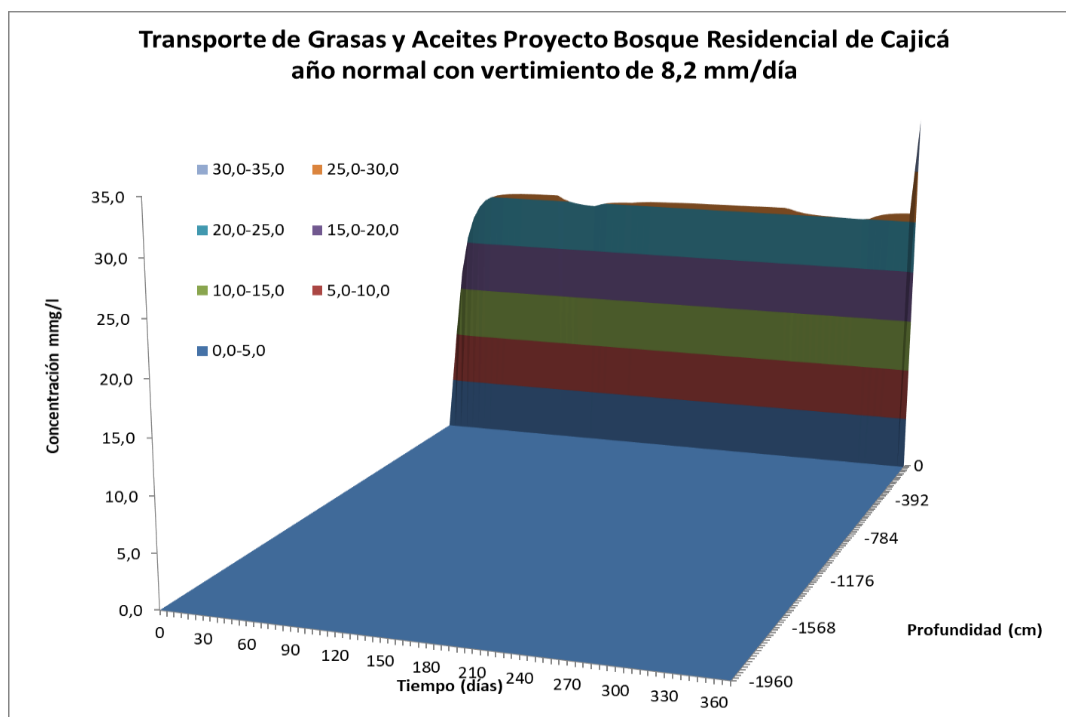
11.3.4. Transporte de Grasas y Aceites

A continuación, se presentan los resultados correspondientes a la modelación del transporte de grasas y aceites en el perfil de suelo, asociados a un régimen de riego diario de 5,6 mm con aguas residuales domésticas que contienen una concentración inicial de 100 mg/L. La simulación se realizó para un ciclo hidrológico anual, considerando tanto condiciones climáticas normales como húmedas.

En la Ilustración 11, se muestran los resultados del transporte de grasas y aceites bajo condiciones de precipitación normal, aplicando una lámina de riego de 8,2 mm/día. El modelo permite visualizar la evolución de la concentración de estos compuestos, expresada en mg/L, a lo largo de un perfil de suelo de 1960 cm de profundidad, durante un periodo de 365 días de simulación continua.

Por su parte, la Ilustración 9-14 presenta los resultados del mismo proceso de modelación, pero bajo un escenario climático húmedo (evento La Niña), con una lámina de riego de 6,2 mm/día. Esta simulación también abarcó un ciclo hidrológico anual y permitió verificar el comportamiento del transporte de grasas y aceites en condiciones de mayor humedad atmosférica.

Ilustración 11. Transporte de grasas y Aceites en el perfil de suelo condición hidrológica normal y lámina de riego de 8,2 mm/día.



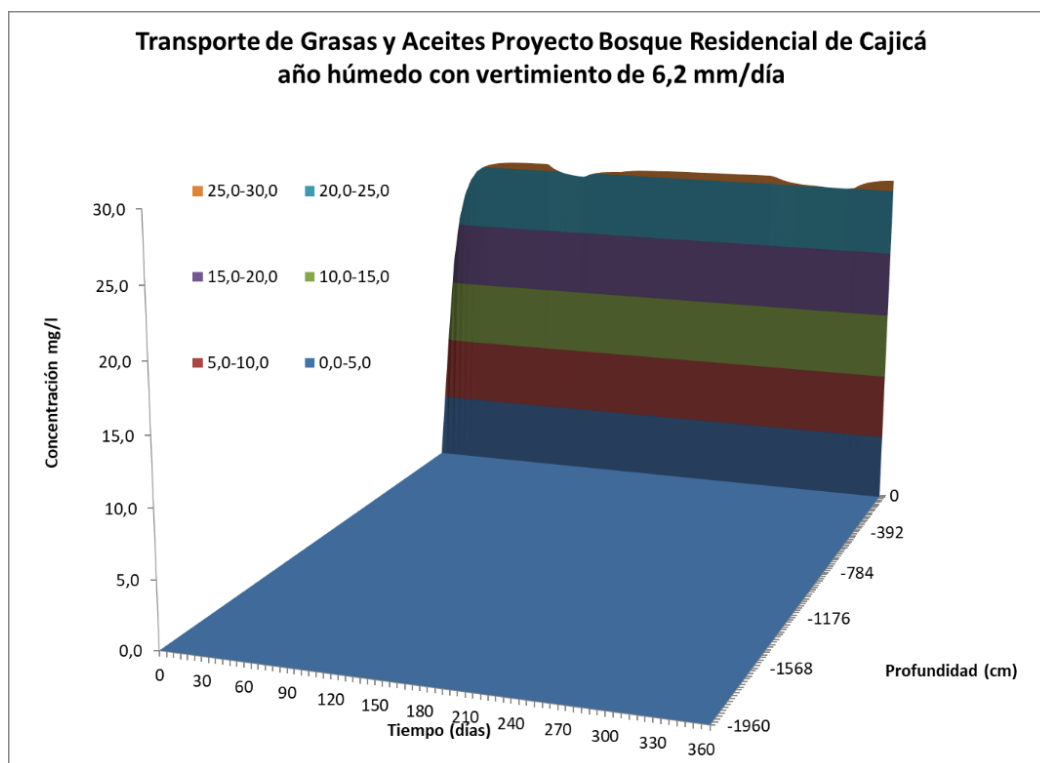
Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La figura muestra el comportamiento del transporte vertical de grasas y aceites en el perfil de suelo del Proyecto Bosque Residencial de Cajicá, simulado en condiciones de un año hidrológico normal y con una lámina de vertimiento constante de 8,2 mm/día.

Los resultados muestran una clara acumulación de grasas y aceites en los primeros 40 a 60 cm del perfil del suelo, concentrándose principalmente en el rango de 5 a 30 mg/L. La zona saturada con mayor concentración se mantiene prácticamente estable a lo largo del tiempo (360 días), lo que sugiere que la mayor parte del contaminante se retiene en la zona superior del perfil, sin evidencias claras de transporte significativo hacia capas más profundas.

A pesar de una menor lámina aplicada, la humedad adicional del clima húmedo incrementa la infiltración. Esto es consistente con lo reportado por Rawls et al. (1991), quienes señalan que los suelos saturados facilitan el flujo descendente del agua. La simulación indica que no se alcanza la saturación completa del perfil, por lo que no hay riesgo de percolación excesiva hacia el acuífero (Šimůnek et al., 2005).

Ilustración 12. Transporte de grasas y aceites en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La figura muestra la simulación del comportamiento del contaminante grasas y aceites en el perfil de suelo del Proyecto Bosque Residencial de Cajicá, bajo condiciones de año húmedo y con una lámina de vertimiento constante de 6,2 mm/día, calculado en el software HYDRUS 1D.

La distribución de concentraciones muestra que los contaminantes se concentran en los primeros 40 a 60 cm del suelo, manteniéndose durante los 360 días del año simulado. Las concentraciones predominantes se ubican en los rangos de 10 a 25 mg/L, con valores máximos entre 25 y 30 mg/L en la zona más superficial. No se evidencia un transporte significativo a profundidades superiores a los 100 cm.

En comparación con el escenario de año normal (vertimiento de 8,2 mm/día), se observa un patrón similar pero con concentraciones levemente más contenidas en superficie, lo cual podría asociarse a una menor carga hídrica aplicada y a un aumento en la capacidad de retención del suelo debido a una mayor humedad inicial.

Los resultados de la modelación muestran que, a partir del día 220, el efluente alcanza el nivel freático, ubicado a 1960 cm de profundidad, con una concentración de 0 mg/L de grasas y aceites. Al igual que en el escenario con condiciones climáticas normales, se observa que estos

compuestos se retienen principalmente en los primeros 40 cm del perfil de suelo, sin evidenciarse migración hacia niveles más profundos.

En consecuencia, se concluye que, bajo las condiciones simuladas de lámina de vertimiento y considerando tanto un escenario atmosférico normal como húmedo, no se presenta lixiviación de grasas y aceites hacia el acuífero libre. Esto sugiere que el sistema de infiltración propuesto no representa un riesgo de contaminación por estos compuestos para el recurso hídrico subterráneo.

El resultado confirma que las grasas y aceites son retenidas eficazmente por las capas superficiales del suelo, sin migrar a zonas profundas. Este comportamiento se debe a su baja solubilidad y fuerte adsorción a la materia orgánica (Sheppard, 2009). Incluso con mayor humedad atmosférica, no se observa lixiviación. Esto indica que el sistema de infiltración no representa riesgo alguno para el acuífero libre, validando su viabilidad como técnica de tratamiento natural (Zhang et al., 2009; Consultoría Ambiental, 2025).

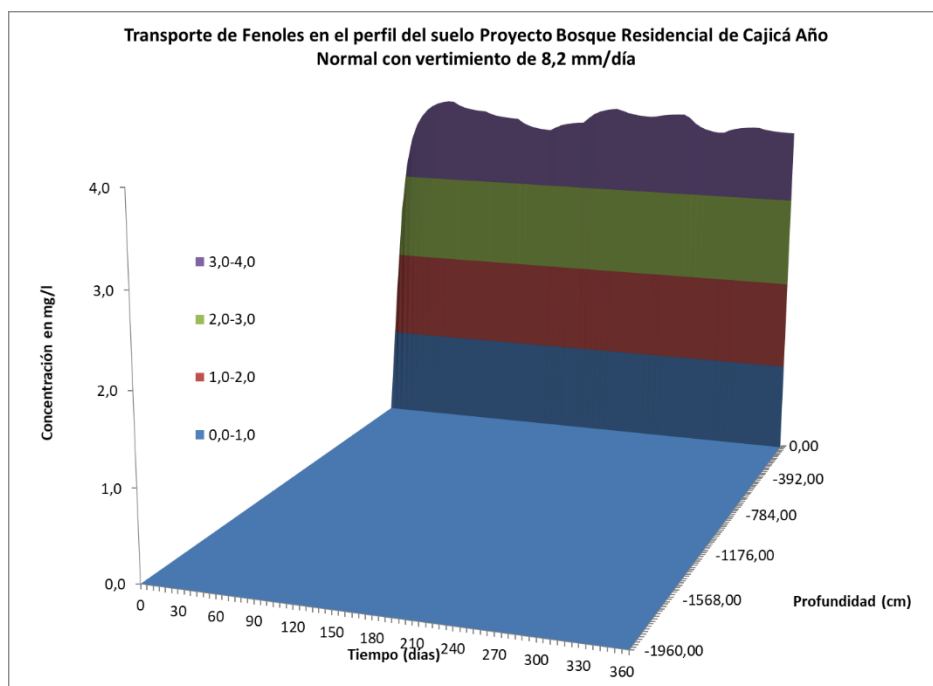
11.3.5. Transporte de Fenoles

A continuación, se presentan los resultados de la modelación del transporte de Fenoles (expresados en mg/L) a lo largo del perfil de suelo, como resultado de la aplicación de aguas residuales domésticas con una concentración inicial de 15 mg/L. La simulación se realizó para un periodo anual bajo dos escenarios climáticos:

- Condición atmosférica normal, con una lámina de riego de 8,2 mm/día
- Condición húmeda (evento La Niña), con una lámina de riego de 6,2 mm/día

En la Ilustración 9-15, se presentan los resultados del transporte de fenoles bajo precipitación normal, permitiendo observar la evolución de la concentración en diferentes profundidades del perfil de suelo durante los 365 días de simulación. Esta modelación busca analizar el comportamiento del contaminante en condiciones atmosféricas promedio, así como su potencial movilidad en el suelo frente a los procesos de infiltración y retención.

Ilustración 13. Transporte de Fenoles en el perfil de suelo condición hidrológica normal y lámina de riego de 8,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La figura representa la simulación del transporte vertical de fenoles en el perfil de suelo del Proyecto Bosque Residencial de Cajicá, modelado bajo condiciones de un año hidrológico normal con una lámina diaria de vertimiento de 8,2 mm/día, utilizando el software HYDRUS 1D.

Los resultados muestran una clara acumulación de fenoles en los primeros 60 cm del perfil, con concentraciones que varían entre 1 y 4 mg/L. La distribución por capas revela que el contaminante se mantiene casi estático en la parte superficial del suelo a lo largo de todo el año, sin indicios de migración significativa hacia capas más profundas.

Este comportamiento se asocia a la naturaleza poco móvil de los fenoles, los cuales tienen una fuerte tendencia a adsorberse en partículas orgánicas y minerales del suelo, especialmente en suelos de textura media con buen contenido de materia orgánica. La simulación refleja un perfil de retención alto en superficie y estabilidad en el tiempo, lo que limita la posibilidad de lixiviación profunda, los fenoles no alcanzan niveles preocupantes de movilidad.

La simulación permite identificar la evolución de la concentración de fenoles a lo largo de todo el perfil de suelo, hasta una profundidad de 1960 cm, durante un periodo continuo de 365 días. Los resultados obtenidos indican que, al finalizar el año de simulación, no se presenta

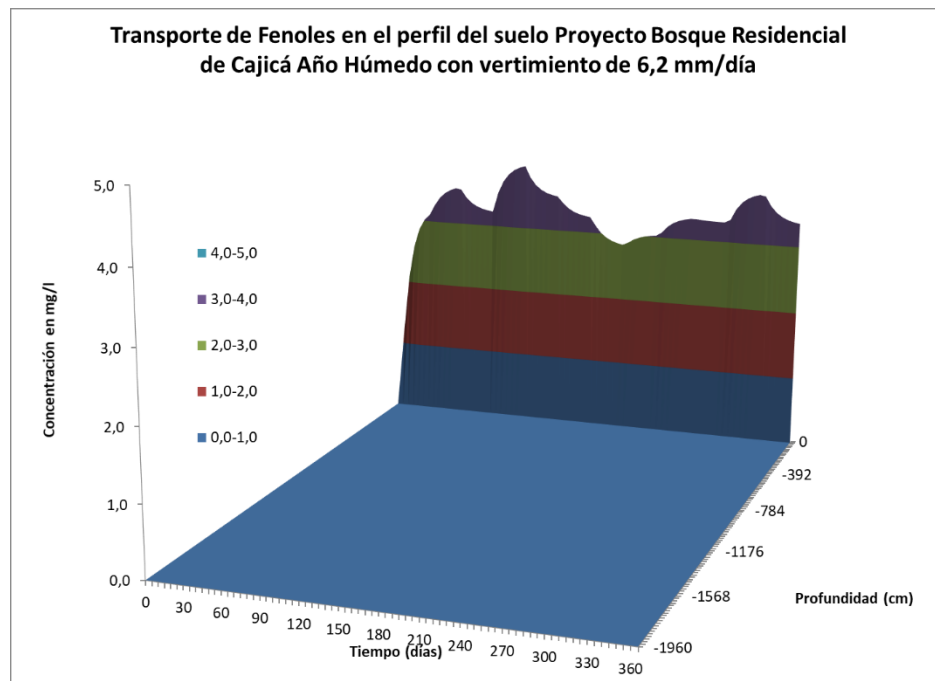
lixiviación de fenoles significativa; las concentraciones en las capas inferiores del perfil (más allá de los primeros 60 cm) son inferiores a 0,01 mg/L.

Con base en estos resultados, se concluye que el transporte de fenoles en el suelo, bajo este régimen de riego y condiciones climáticas normales, no representa un riesgo para el acuífero libre localizado en profundidad.

Los fenoles, aunque más solubles que las grasas, presentan adsorción moderada al suelo dependiendo del pH, la materia orgánica y la textura edáfica (Pignatello & Xing, 1996). El modelo evidencia una retención efectiva en las capas superficiales, sin evidencia de lixiviación hacia el acuífero. Esto sugiere que, bajo condiciones climáticas normales, el sistema de infiltración no representa un riesgo para el agua subterránea (Consultoría Ambiental, 2025).

Por su parte, la Ilustración 16 muestra los resultados del escenario simulado bajo condiciones de tiempo atmosférico húmedo (evento La Niña), utilizando una lámina de riego de 6,2 mm/día, con el objetivo de evaluar el comportamiento del transporte de fenoles en condiciones de mayor humedad ambiental.

Ilustración 14. Transporte de Fenoles en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2mm/día.



Fuente: (Consultoría Ambiental, 2025)

Los resultados muestran que la mayor parte de los fenoles permanece concentrada en los primeros 60 cm del perfil del suelo, con valores que oscilan principalmente entre 2 y 5 mg/L. La distribución se mantiene relativamente estable durante el año, aunque con ligeras fluctuaciones en superficie atribuibles al aumento en la humedad del suelo propio de la condición climática simulada.

El comportamiento sugiere que, incluso con un régimen más húmedo, los fenoles no presentan una migración vertical significativa. Esto confirma su alta afinidad por el suelo, especialmente en las capas ricas en materia orgánica y con mayor capacidad de intercambio catiónico. La retención en superficie reduce el riesgo de lixiviación hacia acuíferos

La modelación permitió identificar la distribución y evolución de la concentración de fenoles a lo largo del perfil de suelo, alcanzando una profundidad de 1960 cm, durante un periodo de 365 días de simulación continua. Los resultados muestran que, tras un año de aplicación del flujo, se genera lixiviación de fenoles con concentraciones inferiores a 0,01 mg/L a partir de los 47 cm de profundidad del perfil.

Estos valores indican una retención efectiva del contaminante en las capas superficiales del suelo, lo cual evita su desplazamiento hacia zonas más profundas. En consecuencia, se concluye que no se evidencia riesgo de afectación al acuífero libre, ya que las concentraciones de fenoles en profundidad resultan insignificantes y no comprometen la calidad del recurso hídrico subterráneo.

A pesar del aumento en la humedad del suelo, los fenoles se retienen eficientemente en las capas superficiales. Su movilidad limitada se debe a su interacción con partículas del suelo, especialmente con la materia orgánica y minerales con carga negativa (Pignatello & Xing, 1996). El hecho de que las concentraciones en profundidad permanezcan muy por debajo de los niveles críticos sugiere que no existe riesgo de afectación al acuífero libre, incluso en condiciones atmosféricas más extremas (Consultoría Ambiental, 2025).

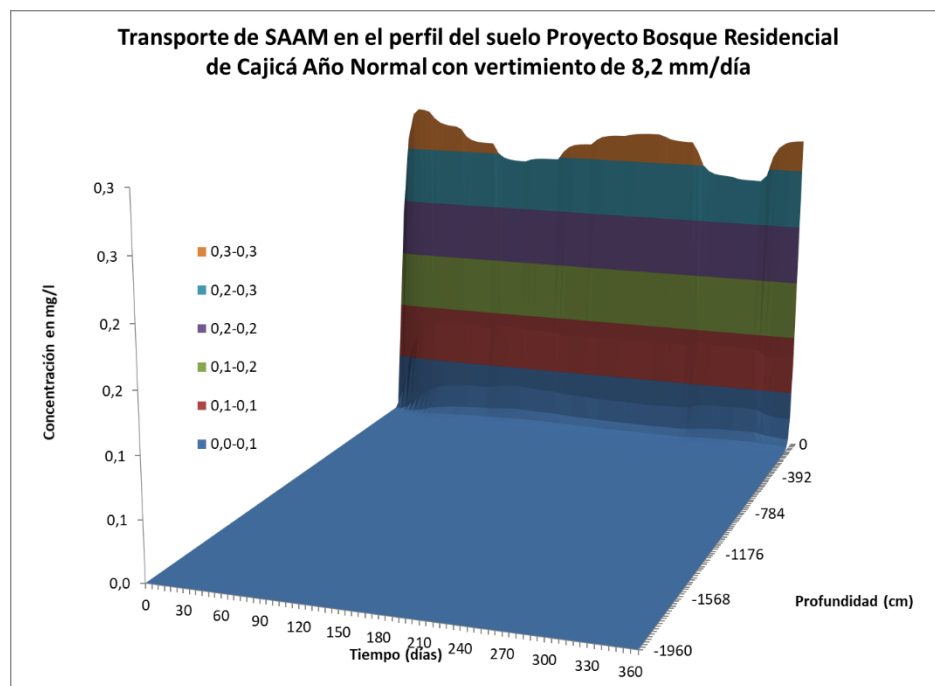
11.3.6. Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)

A continuación, se presentan los resultados de la modelación del transporte de surfactantes en el perfil de suelo. Este compuesto presenta un coeficiente de partición (K_d) de 138, lo que indica una alta afinidad por la fase sólida del suelo. La simulación se realizó considerando la aplicación de aguas residuales con una concentración inicial de 0,5 mg/L, bajo dos escenarios climáticos:

- Un año con condiciones atmosféricas normales, utilizando una lámina de riego de 8,2 mm/día
- Un año húmedo (evento La Niña), con una lámina de riego de 6,2 mm/día

La Ilustración 15 muestra los resultados del escenario con precipitación normal, permitiendo observar la evolución de la concentración de surfactantes a lo largo del perfil del suelo durante un periodo continuo de 365 días de simulación.

Ilustración 15. Transporte de surfactantes en el perfil de suelo condición hidrológica normal y lámina de riego de 8,2 mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La figura muestra la simulación del comportamiento del contaminante SAAM (surfactantes aniónicos) en el perfil del suelo del Proyecto Bosque Residencial de Cajicá, bajo condiciones de año hidrológico normal y una lámina de vertimiento diaria de 8,2 mm/día, modelado mediante el software HYDRUS 1D.

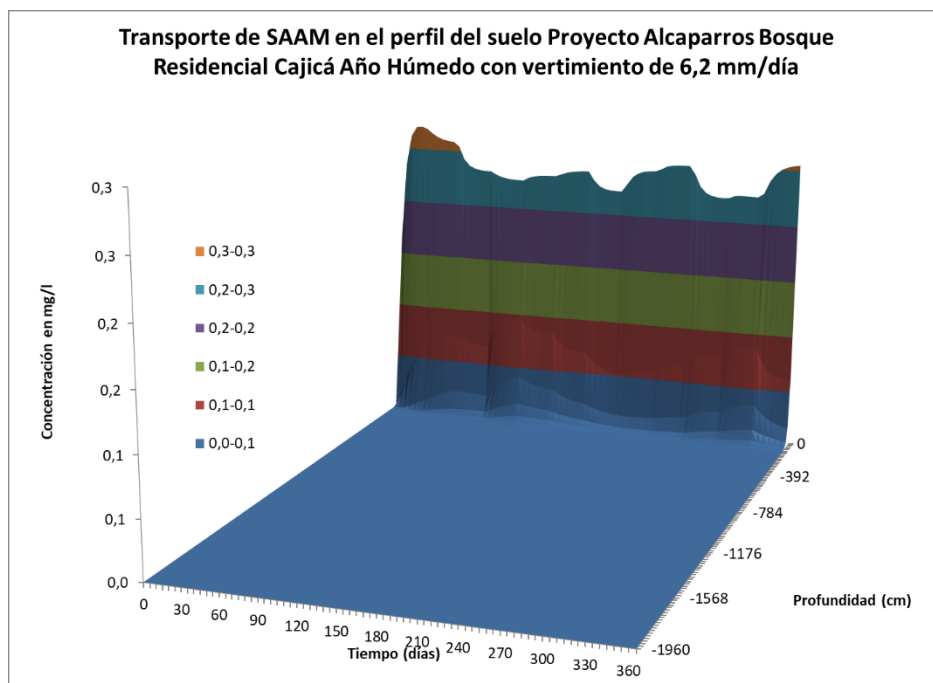
La simulación muestra una distribución estable de SAAM concentrada en los primeros 80 cm del perfil, con valores comprendidos principalmente entre 0,1 y 0,3 mg/L. La mayor parte del contaminante permanece en la zona superior del suelo a lo largo del tiempo, sin evidenciarse migración significativa hacia profundidades mayores.

La modelación permitió identificar la distribución temporal y espacial de la concentración de surfactantes a lo largo de un perfil de suelo de 58,8 cm de profundidad, durante un periodo de 365 días de simulación. Los resultados muestran que, bajo condiciones atmosféricas normales y con una lámina de riego de 8,2 mm/día, no se evidencia lixiviación de surfactantes (SAAM) hacia el nivel freático. En consecuencia, se concluye que la presencia de estos compuestos no representa un riesgo para el acuífero subyacente.

Los surfactantes (SAAM) presentan una alta afinidad por las partículas del suelo, con un coeficiente de partición K_d elevado (138), lo cual limita su movilidad vertical (Sheppard, 2009). La modelación muestra que su distribución se restringe a la zona superficial, sin llegar al nivel freático, incluso con riego constante. Esto demuestra que, bajo condiciones normales, no representan un riesgo de contaminación subterránea (Consultoría Ambiental, 2025), validando la efectividad del suelo como barrera natural ante estos compuestos.

Por su parte, la Ilustración 9-18 presenta los resultados del escenario simulado bajo condiciones climáticas húmedas (evento La Niña), con una lámina de riego de 6,2 mm/día. En este caso, los surfactantes se distribuyen en los primeros 100 cm del perfil del suelo. Al igual que en el escenario con tiempo normal, el modelo evidencia que el soluto se degrada progresivamente en el suelo, lo que impide su migración hacia el acuífero libre y confirma la efectividad del suelo como barrera natural frente al transporte de este tipo de compuestos.

Ilustración 16. Transporte de SAAM en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La simulación muestra una distribución estable de SAAM en los primeros 70–90 cm del perfil del suelo, con concentraciones que permanecen en el rango de 0,1 a 0,3 mg/L a lo largo del año. A pesar del aumento en la humedad general del perfil, no se evidencia un transporte significativo hacia capas más profundas.

El comportamiento es coherente con lo observado en el escenario de año normal, indicando que los surfactantes aniónicos tienden a mantenerse adsorbidos en los horizontes superiores, particularmente en suelos de textura media con buen contenido de materia orgánica. La mayor humedad del año húmedo puede favorecer una redistribución del contaminante en los primeros centímetros, pero sin generar una mayor profundidad de percolación.

11.3.7. Transporte de Hidrocarburos

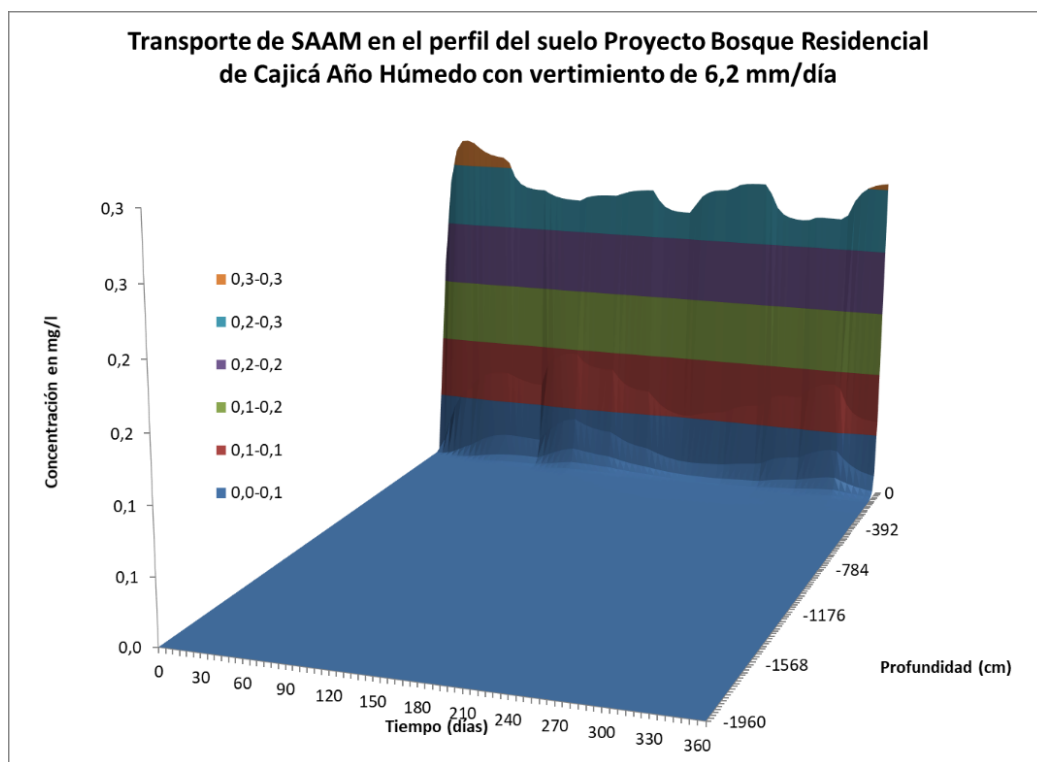
A continuación, se presentan los resultados de la modelación del transporte de hidrocarburos en el perfil de suelo, como consecuencia del vertimiento de aguas residuales domésticas con una concentración inicial de 10 mg/L, aplicadas mediante una lámina de riego diaria de 8,2 mm bajo condiciones climáticas normales, y de 6,2 mm/día en un año con condiciones húmedas (evento La Niña).

La Ilustración 18 muestra la evolución del transporte de hidrocarburos en el perfil de suelo, con una profundidad de 1960 cm, durante un periodo de 365 días de simulación bajo precipitación normal. Los resultados indican que, al cabo del año, se evidencia una penetración del contaminante hasta los 78,4 cm de profundidad, sin alcanzar niveles críticos en las capas más profundas.

Con base en estos resultados, se concluye que, en este escenario, no se presenta riesgo de contaminación al acuífero libre, debido a que los hidrocarburos se retienen en las capas superficiales del suelo.

Por su parte, la Ilustración 19 presenta el comportamiento del transporte de hidrocarburos bajo condiciones atmosféricas húmedas, con una lámina de riego de 6,2 mm/día, permitiendo evaluar el impacto del aumento en la humedad del suelo sobre la movilidad de este tipo de contaminantes.

Ilustración 17. Transporte de hidrocarburos en el perfil de suelo condición hidrológica normal y lámina de riego de 8,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

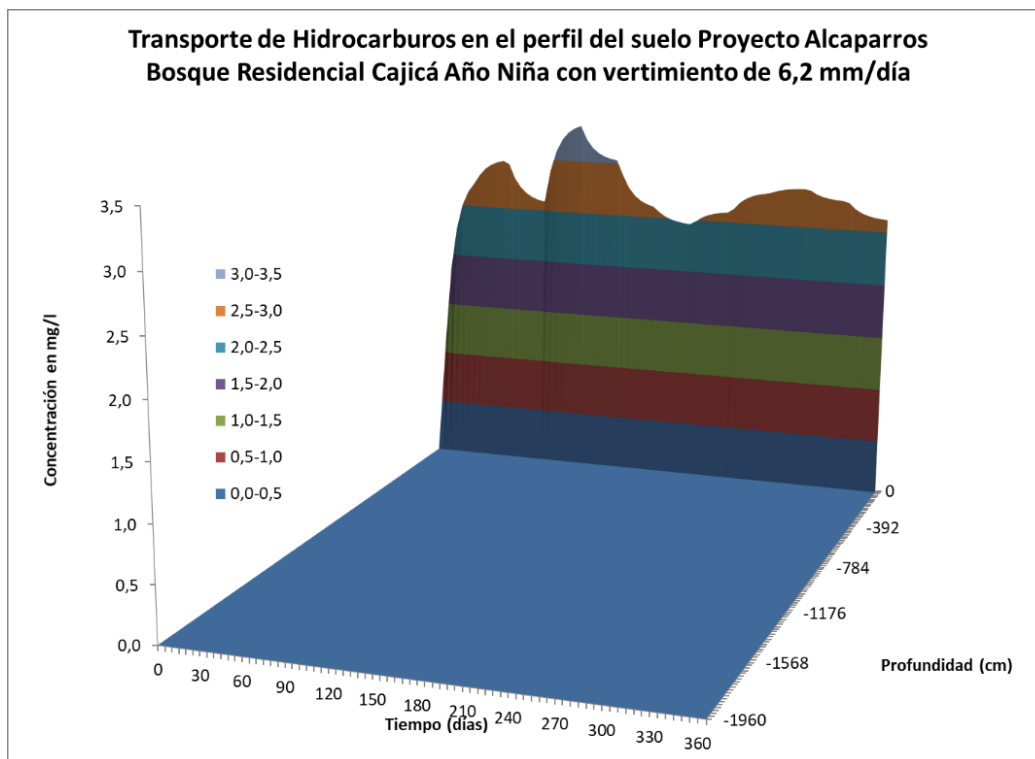
La simulación muestra una clara retención del contaminante en los primeros 80 cm del perfil del suelo, con valores máximos constantes en el rango de 0,2 a 0,3 mg/L. A pesar de la

condición de año húmedo, con mayor contenido de humedad en el perfil, no se evidencia una migración significativa hacia capas más profundas. Las concentraciones se mantienen estables a lo largo del año, con ligeras fluctuaciones superficiales asociadas al ingreso de la carga diaria de vertimiento.

Este comportamiento es coherente con las propiedades fisicoquímicas de los hidrocarburos, que presentan baja solubilidad en agua y alta afinidad por la materia orgánica del suelo, lo que reduce su movilidad vertical. Además, el contenido de arcilla y la densidad aparente del suelo en el sitio de estudio favorecen su adsorción y retención.

Los hidrocarburos presentan baja solubilidad en agua y alta adsorción a las fracciones orgánicas del suelo, lo que limita su movilidad vertical (Boopathy, 2000). La modelación confirma que permanecen en las capas superficiales, donde son susceptibles a procesos de biodegradación aerobia. Esta retención impide que alcancen el acuífero libre, eliminando el riesgo de contaminación subterránea (Consultoría Ambiental, 2025).

Ilustración 18. Transporte de hidrocarburos en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

De manera similar al escenario de simulación correspondiente a un año con condiciones climáticas normales, en el escenario húmedo (año tipo La Niña) se observa que la distribución del efluente se limita a los primeros 78,4 cm del perfil del suelo. En consecuencia, los resultados del modelo indican que no se generará afectación al acuífero libre por la presencia de hidrocarburos, dado que su movilidad en el suelo se restringe a las capas superficiales.

Incluso bajo un régimen de mayor humedad, los hidrocarburos no superan las capas superficiales del suelo, lo cual se atribuye a su baja movilidad y alta afinidad por la materia orgánica (Boopathy, 2000). Esto confirma que, bajo condiciones húmedas, el riesgo de contaminación del acuífero libre sigue siendo nulo, ya que el suelo actúa como una barrera física y biogeoquímica (Consultoría Ambiental, 2025).

11.3.8. Transporte de Nitrógeno Total

Dentro de los parámetros evaluados, el Nitrógeno Total representa el compuesto con mayor potencial de movilidad vertical en el suelo, lo que podría traducirse en una mayor extensión del impacto. No obstante, como se analizará a continuación, los resultados de la modelación indican

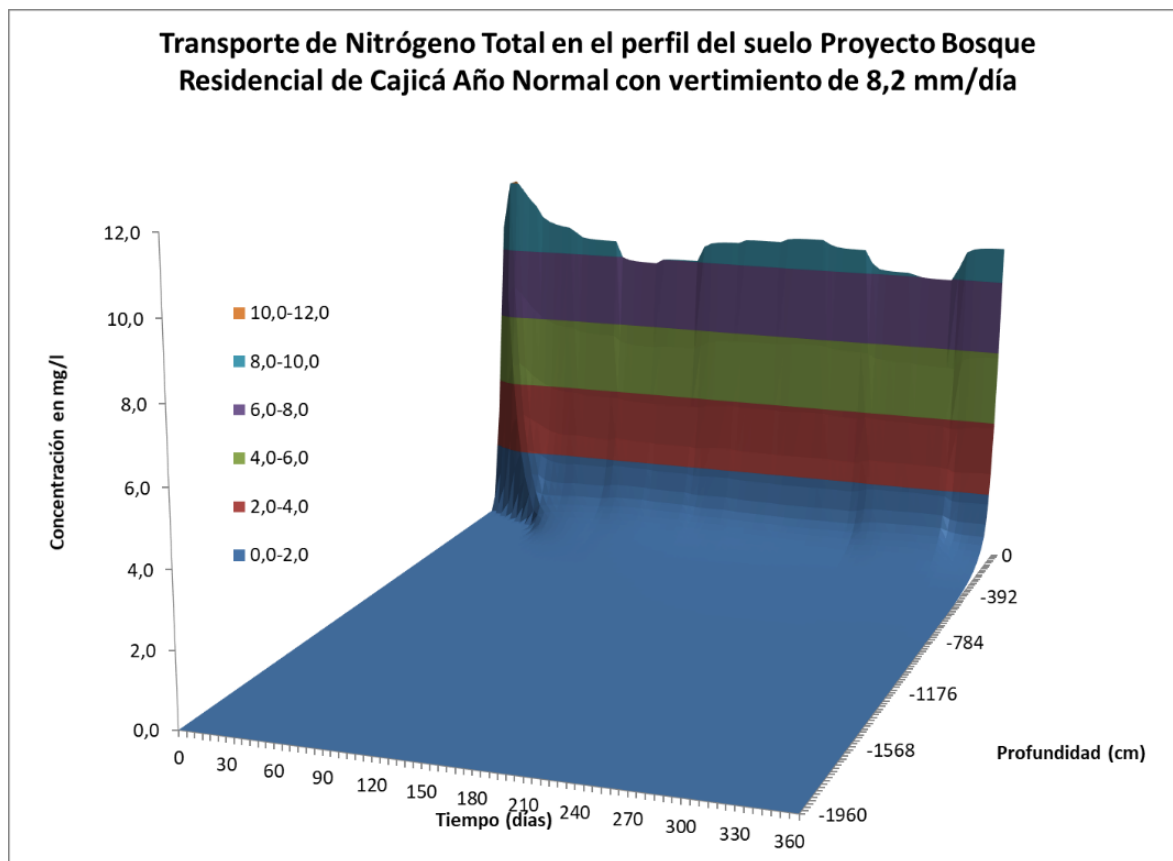
que, aunque se evidencia un mayor desplazamiento, no se alcanza el nivel freático, y la extensión del impacto permanece limitada a las capas superiores del perfil del suelo.

A continuación, se presentan los resultados de la modelación del transporte de Nitrógeno Total (mg/L) en el perfil del suelo, asociado a la aplicación de aguas residuales domésticas con una concentración inicial de 40 mg/L, bajo dos escenarios:

- Un año hidrológico típico con condiciones normales de precipitación, y una lámina de riego de 8,2 mm/día.
- Un año húmedo (evento La Niña), con una lámina de riego de 6,2 mm/día.

La Ilustración 21 presenta los resultados de la modelación bajo el primer escenario (precipitación normal), permitiendo analizar el comportamiento del Nitrógeno Total en un perfil de suelo de 1960 cm de profundidad durante 365 días de simulación continua.

Ilustración 19. Transporte de Nitrógeno Total en el perfil de suelo condición hidrológica normal y lámina de riego de 8,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

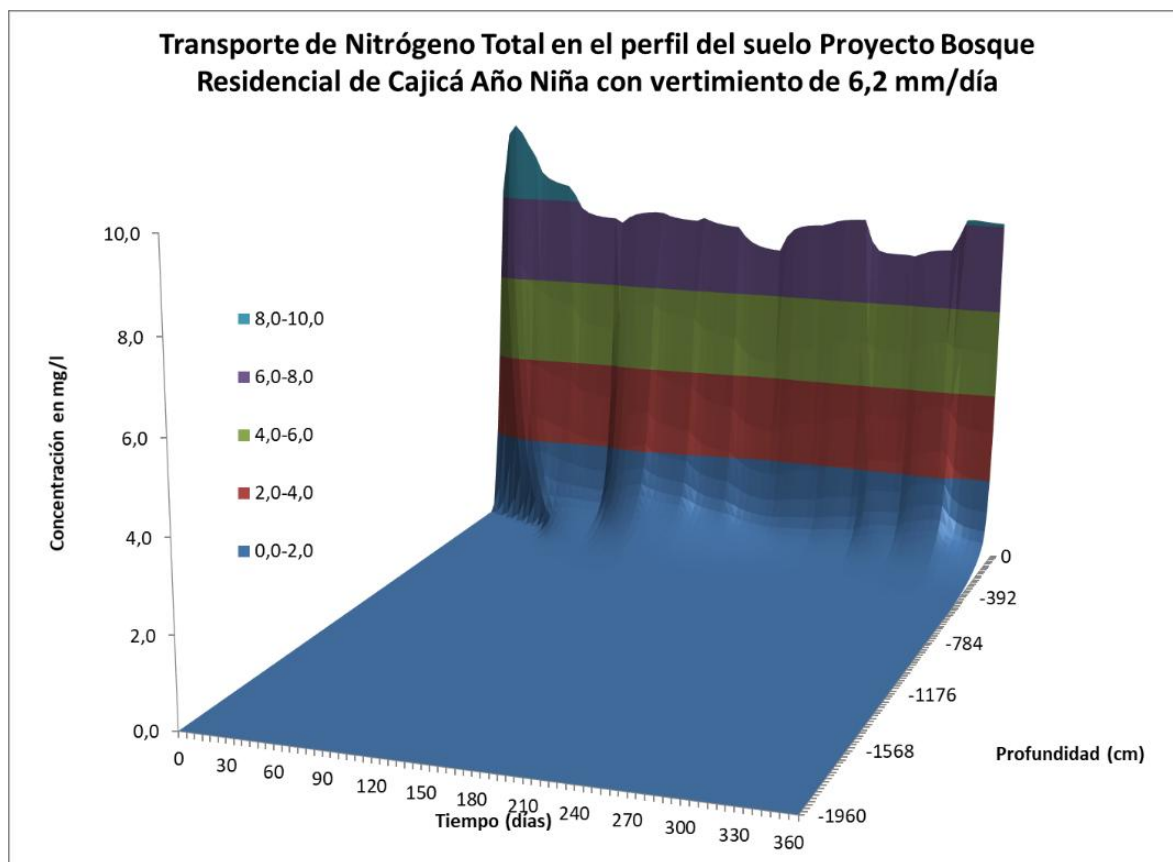
La simulación permitió identificar la evolución espacial y temporal de la concentración de Nitrógeno Total a lo largo del perfil de suelo, con una profundidad de 1960 cm, durante un periodo de 365 días. Los resultados obtenidos indican que, al finalizar el periodo de simulación, no se evidencia lixiviación de Nitrógeno Total al nivel freático, ya que la totalidad del soluto se distribuye dentro de los primeros 451 cm del perfil del suelo.

En este sentido, los resultados del modelo sugieren que el Nitrógeno Total, si bien presenta mayor movilidad en comparación con otros solutos analizados, no representa un riesgo de afectación al acuífero libre.

El Nitrógeno Total es un contaminante con alta movilidad en el suelo debido a su solubilidad y forma iónica (principalmente como amonio y nitrato), lo que le permite migrar más allá de las capas superficiales. Sin embargo, la retención dentro de los primeros 451 cm evidencia que el suelo, en este caso, actúa eficazmente como medio de atenuación, ayudado por procesos como la adsorción, transformación microbiológica y volatilización (Letey et al., 1982). Por tanto, no se presenta riesgo para el acuífero bajo condiciones normales de precipitación (Consultoría Ambiental, 2025).

La Ilustración 21 muestra los resultados correspondientes al escenario simulado bajo condiciones de un año húmedo (evento La Niña), con una lámina de riego diaria de 6,2 mm, permitiendo evaluar el efecto de una mayor humedad ambiental sobre la dinámica de transporte del Nitrógeno Total en el suelo.

Ilustración 20. Transporte de Nitrógeno Total en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

Los resultados de la modelación bajo condiciones de tiempo atmosférico húmedo indican que, tras un año de simulación, no se produce lixiviación de Nitrógeno Total al nivel freático. El soluto se mantiene contenido dentro de los primeros 470 cm del perfil del suelo, sin alcanzar las capas profundas. En consecuencia, los resultados del modelo permiten concluir que no se generará afectación al acuífero libre por el transporte de este compuesto bajo las condiciones evaluadas.

Aunque el nitrógeno presenta alta movilidad en su forma soluble, los resultados demuestran que incluso en un escenario húmedo, el contaminante se mantiene confinado a la zona superior del perfil. Esto se debe a la capacidad de retención del suelo, junto con procesos de nitrificación, inmovilización microbiana y adsorción (Letey et al., 1982). La ligera diferencia en profundidad respecto al escenario normal (470 cm vs. 451 cm) confirma la influencia de la mayor humedad, pero sin comprometer la seguridad del acuífero (Consultoría Ambiental, 2025).

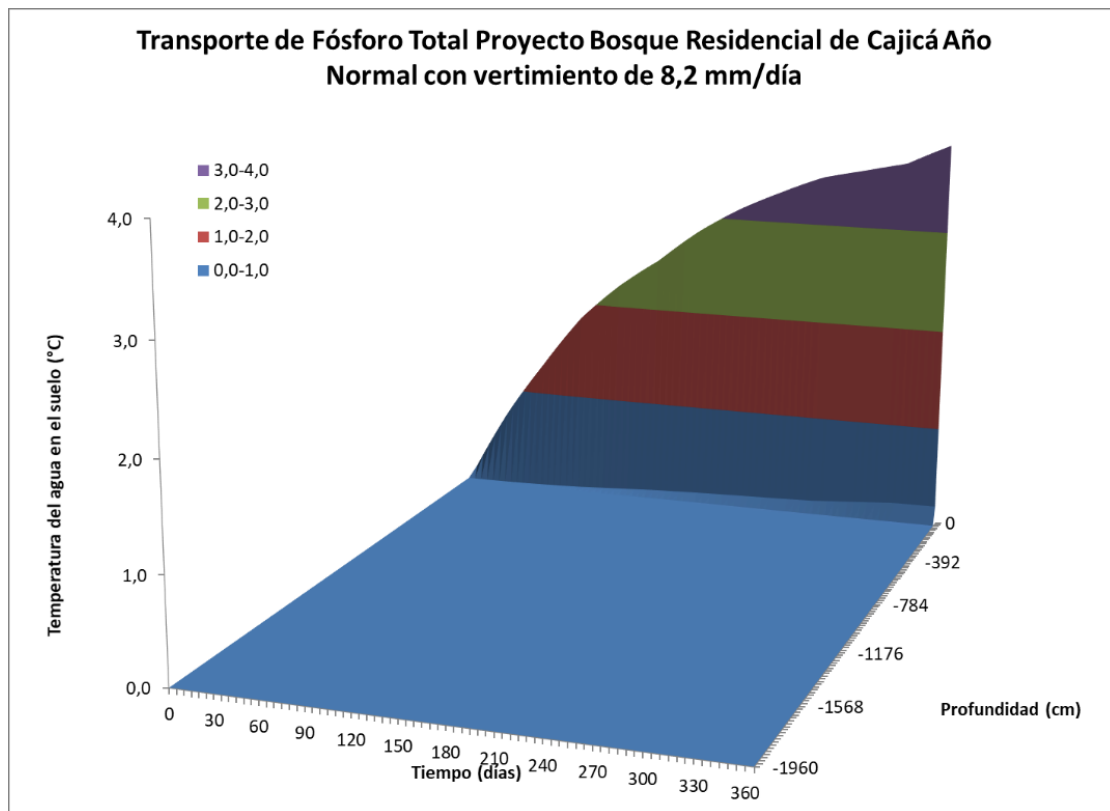
11.3.9. Transporte de Fósforo

A continuación, se presentan los resultados de la modelación del transporte de Fósforo (mg/L) a través del perfil del suelo, como resultado del vertimiento de aguas residuales domésticas con una concentración de 8 mg/L, bajo dos escenarios:

- Un ciclo hidrológico anual con condiciones normales de precipitación, utilizando una lámina de riego de 8,2 mm/día.
- Un ciclo hidrológico anual con tiempo húmedo (año La Niña), empleando una lámina de riego de 6,2 mm/día.

La Ilustración 22 presenta los resultados de la modelación del transporte de Fósforo bajo condiciones de precipitación normal, con una lámina de riego diaria de 8,2 mm, permitiendo analizar su comportamiento durante el ciclo hidrológico anual.

Ilustración 21. Transporte de Fosforo en el perfil de suelo condición hidrológica normal y lámina de riego de 8,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

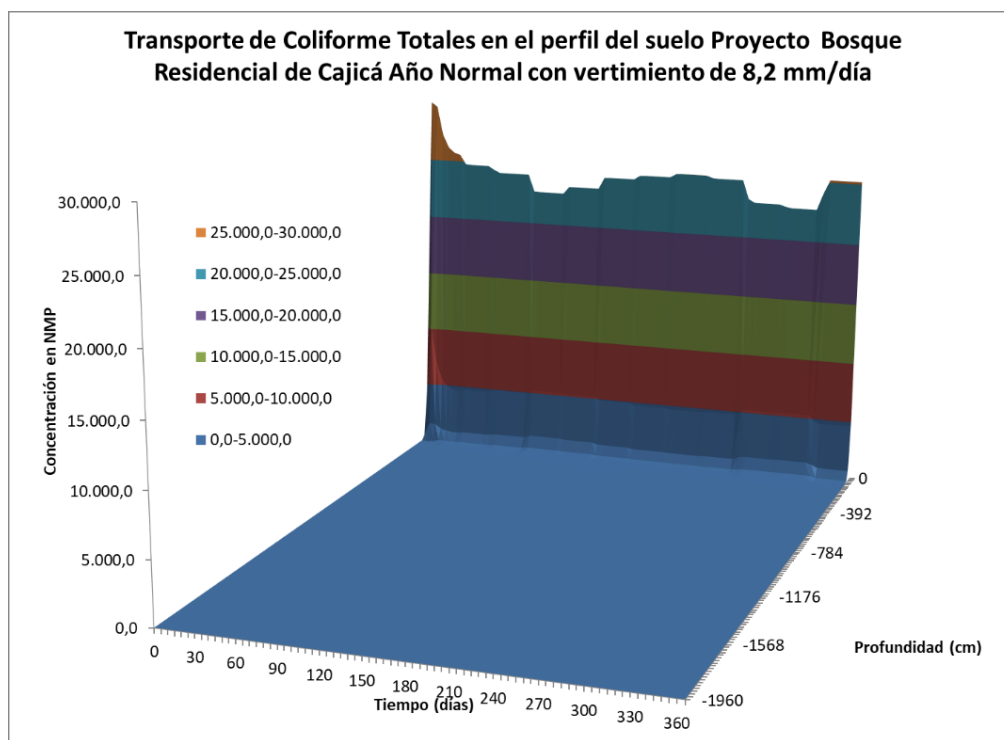
Los resultados de la modelación indican que, tras un año de simulación, no se genera lixiviado de Fósforo Total al nivel freático, ya que la totalidad del soluto se distribuye en los primeros 137 cm del perfil de suelo. En consecuencia, los resultados del modelo sugieren que no se presentará afectación al acuífero libre debido al transporte de Fósforo en el perfil del suelo.

El Fósforo tiene una movilidad muy limitada en el suelo, debido a su fuerte adsorción a partículas minerales, especialmente óxidos de hierro, aluminio y calcio (Sharpley et al., 1981). Por tanto, incluso en condiciones de riego continuo, su desplazamiento vertical es mínimo. Esta característica natural del fósforo lo convierte en uno de los contaminantes menos propensos a lixiviarse, lo cual es coherente con los resultados del modelo, que descartan afectación al acuífero (Consultoría Ambiental, 2025).

En la Ilustración 22, se presentan los resultados de la modelación del transporte de Fósforo bajo un ciclo hidrológico anual con tiempo atmosférico húmedo y una lámina de riego de 6,2 mm/día.

Además, en la ilustración 23, se presentan los resultados de la modelación para este escenario con tiempo húmedo indican que, al igual que en el escenario anterior, no se genera lixiviado de Nitrógeno Total al nivel freático, distribuyéndose la totalidad del soluto en los primeros 176 cm del perfil del suelo. Por lo tanto, los resultados sugieren que no se generará afectación al acuífero libre por este soluto.

Ilustración 22. Transporte de Fósforo en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2 mm/día.

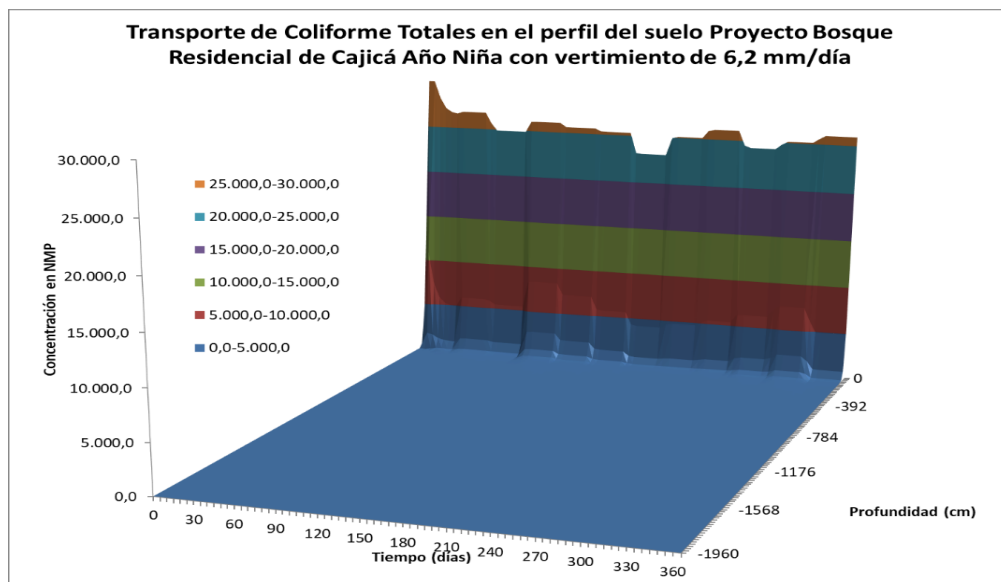


Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La figura presenta la simulación del comportamiento del fósforo total en el perfil del suelo del Proyecto Bosque Residencial de Cajicá, bajo condiciones de un año hidrológico húmedo y una lámina diaria de vertimiento de 6,2 mm/día, utilizando el software HYDRUS 1D.

El comportamiento se mantiene constante durante el tiempo simulado, con pequeñas variaciones en la superficie, probablemente debidas al ingreso constante del contaminante y a la humedad más elevada del perfil durante el año húmedo. Sin embargo, no se observa una migración significativa hacia las capas más profundas, lo que confirma el bajo riesgo de lixiviación vertical de este nutriente cuando el suelo presenta buena capacidad de adsorción.

Ilustración 23. Transporte de Coliformes Totales en el perfil de suelo con tiempo húmedo y lámina de riego de 6,2mm/día.



Fuente: (Consultoria Ambiental, 2025)

La simulación muestra una clara acumulación de coliformes en los primeros 80 cm del perfil, con concentraciones constantes en el rango de 10.000 a 30.000 NMP/100 mL durante todo el periodo simulado. A pesar de las condiciones húmedas y la carga constante del vertimiento, el contaminante se mantiene contenido en la zona superior, sin evidencia de migración significativa hacia zonas profundas del perfil.

Este comportamiento es coherente con la naturaleza microbiológica de los coliformes, que tienden a ser retenidos por filtración física y adsorción en los primeros horizontes del suelo, además de verse afectados por procesos de inactivación natural, especialmente en suelos con buen contenido de materia orgánica, textura media y estructura estable.

Incluso bajo mayor humedad ambiental, el Fósforo Total no muestra lixiviación significativa, lo que confirma su baja movilidad en suelos. Este comportamiento se debe a su fuerte adsorción a minerales del suelo, lo que evita su transporte vertical (Sharpley et al., 1981). El incremento respecto al escenario normal (de 137 cm a 176 cm) es mínimo y no representa un riesgo de contaminación al acuífero libre, validando la efectividad del suelo como barrera química natural (Consultoría Ambiental, 2025).

12.IMPACTO SOCIAL Y HUMANISTICO DEL PROYECTO

La modelación del vertimiento de aguas residuales domésticas en el recurso suelo, empleando el software Hyndrus, permite comprender y prever los efectos de dicha actividad sobre las propiedades físico-químicas del suelo, los flujos de contaminantes y su posible impacto sobre el entorno y la salud humana. Este conocimiento no solo tiene un valor técnico, sino también un alto contenido social y humanístico, al contribuir directamente a la protección de recursos naturales esenciales y al mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades que habitan en las áreas de influencia del proyecto.

El enfoque del presente estudio se centra en determinar el comportamiento del vertimiento de aguas residuales en su interacción con el suelo, especialmente en escenarios donde no se dispone de infraestructura sanitaria convencional. A través de la modelación, se identifican zonas de acumulación de contaminantes, niveles de infiltración y potenciales riesgos de contaminación del subsuelo, lo cual proporciona evidencia científica clave para la toma de decisiones y la formulación de estrategias de manejo ambiental adecuadas.

Desde una perspectiva social, los resultados obtenidos permiten generar recomendaciones específicas para el uso seguro del recurso suelo como receptor de vertimientos, minimizando los riesgos de afectación a la salud pública y a los ecosistemas locales. Esto es particularmente relevante en contextos rurales o periurbanos, donde las comunidades suelen carecer de acceso a sistemas de tratamiento de aguas residuales.

En términos humanísticos, este proyecto promueve una comprensión más profunda de la relación entre los seres humanos y su entorno, fomentando una cultura de prevención, responsabilidad ambiental y sostenibilidad. El uso de herramientas de simulación como Hyndrus democratiza el acceso al conocimiento técnico, al permitir a las autoridades locales, organizaciones comunitarias y profesionales del sector ambiental contar con una base objetiva para intervenir su territorio de manera informada.

Finalmente, la modelación realizada ofrece un marco comparativo que facilita evaluar distintos escenarios de vertimiento, sus posibles efectos y alternativas de mitigación. Esto fortalece el cumplimiento del objetivo central del proyecto, al tiempo que aporta al bienestar colectivo y al desarrollo de soluciones ambientalmente responsables y socialmente viables.

13.CONCLUSIONES

Se logró evidenciar que la zona de estudio carece de una infraestructura adecuada para la disposición de aguas residuales, lo que representa un riesgo ambiental y de salud pública. Esta carencia motivó la necesidad de explorar alternativas que consideraran las características del entorno, en especial la viabilidad del recurso suelo como receptor de estos vertimientos.

Se obtuvieron datos confiables sobre precipitación, textura del suelo y características químicas de las aguas residuales domésticas. Estos insumos resultaron fundamentales para parametrizar adecuadamente el modelo en el software Hydrus, lo cual garantizó una simulación representativa del comportamiento del vertimiento en el medio natural.

La aplicación del modelo permitió identificar el comportamiento del flujo de agua y solutos en el perfil del suelo, mostrando zonas de acumulación, niveles de infiltración y profundidades afectadas. Esta simulación demostró que, bajo ciertas condiciones de textura y pendiente, el recurso suelo puede actuar como medio atenuador del vertimiento, siempre que se respeten las capacidades de carga y se implementen estrategias de manejo.

Se comprobó que, dependiendo de los parámetros evaluados y del tiempo de vertimiento, existen riesgos de superación de valores máximos permisibles, especialmente en lo relacionado con nutrientes y sólidos disueltos. Este hallazgo resalta la importancia de regular el vertimiento directo al suelo y de considerar su uso como alternativa sólo bajo condiciones controladas y monitoreadas.

La modelación del vertimiento de aguas residuales domésticas en el recurso suelo, mediante el software Hydrus, permitió validar esta herramienta como una opción viable para evaluar impactos ambientales en ausencia de sistemas de alcantarillado. Los resultados obtenidos responden adecuadamente a la problemática planteada al inicio del proyecto, ofreciendo una alternativa técnica y ambientalmente informada para el manejo de vertimientos en zonas rurales o de difícil acceso. El cumplimiento de los objetivos específicos confirma la pertinencia de este enfoque en la búsqueda de soluciones sostenibles frente a la gestión de aguas residuales.

14.RECOMENDACIONES

Se recomienda continuar con el uso del software HYDRUS 1D como una herramienta de planificación ambiental, ajustando sus parámetros a las condiciones reales del proyecto mediante datos de campo. La calibración del modelo permitirá simular con mayor precisión el comportamiento del vertimiento, estimando la profundidad de afectación del suelo y el riesgo potencial para los acuíferos. Asimismo, se sugiere realizar descansos hidráulicos entre los ciclos de vertimiento para mantener la aireación del suelo y evitar la saturación del perfil, lo cual es esencial para conservar su capacidad depuradora.

Se debe implementar un sistema de monitoreo ambiental permanente que permita hacer seguimiento a la calidad del suelo y del agua subterránea en las zonas de vertimiento. Este monitoreo debe incluir parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, y debe realizarse antes, durante y después del proceso de vertimiento. Así mismo, se recomienda establecer una cobertura vegetal en la zona de infiltración que mejore la retención de nutrientes, favorezca la evapotranspiración y potencie la actividad microbiana, aumentando la eficiencia natural del tratamiento en el suelo.

Se recomienda a las autoridades ambientales, especialmente a la CAR Cundinamarca, considerar este tipo de modelaciones como insumo para flexibilizar y contextualizar los requisitos para proyectos sin conexión al sistema de alcantarillado. Además, se propone que este tipo de estudios técnicos contribuyan a la creación de guías o protocolos nacionales que regulen el vertimiento de aguas residuales tratadas en el recurso suelo bajo criterios científicos. Finalmente, se sugiere replicar este enfoque en otros municipios con características similares a Cajicá, promoviendo soluciones descentralizadas y sostenibles para el manejo de aguas residuales.

15.REFERENCIAS

Bohlke, J. K., Smith, R. L., & Miller, D. N. (2006). Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: Application of isotope tracers and isotope fractionation studies. *Water Resources Research*.

Boopathy, R. (2000). Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*, 74(1), 63–67. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00144-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00144-3)

Bouwer, H. (2000). Ground water problems caused by irrigation with sewage effluent. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(5), 356–362. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2000\)126:5\(356\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:5(356))

Bustos, E. (2015). *Tratamiento de aguas residuales mediante sistemas de infiltración en el suelo* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia]. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/20486>

Cahn, M. D., Bouldin, D. R., & Cravo, M. S. (1992). Nitrate sorption in the profile of an acid soil. *Plant and Soil*, 143, 179–183.

Carrasco, M., Ramírez, A., & Torres, L. (2020). Aplicación del modelo HYDRUS 1D para simular la infiltración de aguas residuales tratadas en suelos volcánicos en zonas rurales del sur del Perú. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 16(2), 55–68. <https://doi.org/10.5294/rlrn.2020.16.2.5>

Consultoría Ambiental. (2025). *Modelación del flujo de agua y transporte de solutos en la zona no saturada del suelo* [Informe técnico].

Corwin, D. L., Scudiero, E., & Šimůnek, J. (2006). Application of HYDRUS models to the vadose zone: Hydrologic and environmental issues. *Agricultural Water Management*, 85(1–2), 225–241.

Echeverry Barreto, L. R., Charry Ocampo, S. A., & Rodríguez Rueda, V. (2021). Simulación del movimiento de los contaminantes en el suelo mediante el uso de un modelo numérico compatible con el sistema de información geográfico de la Autoridad Nacional de

<https://revistas.uan.edu.co/index.php/gresia/article/view/948>

Farmaki, E., Kaloudis, T., Dimitrou, K., Thanasoulas, N., Kousouris, L., & Tzoumerkas, F. (2007). Validation of a FT-IR method for the determination of oils and grease in water using tetrachloroethylene as the extraction solvent. *Desalination*, 210, 52–60.

Gómez, J., Nivia, A., Montes, N. E., Jiménez, D. M., Tejada, M. L., Sepúlveda, M. J., Osorio, J. A., Gaona, T., Diederix, H., Uribe, H., & Mora, M. (Comp.). (2007). *Mapa geológico de Colombia* (Escala 1:1'000.000, 2 hojas). INGEOMINAS.

Hernández Acosta, E., Montoya Reyes, F., & Rubiños Panta, J. E. (2011). Uso de aguas residuales en la agricultura. Estudio de caso: Distrito de Riego 028, Tulancingo, Hidalgo, México. <https://www.researchgate.net/publication/271197596>

Tanaka, H., Yamamoto, Y., & Chuman, H. (2002). Determination of distribution coefficient of phenol derivatives and others based on a volume radiometry coupled with a shake-flask method. *Tokushima University*. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.03.012>

Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2006). *Métodos analíticos de laboratorio de suelos*. IGAC.

Mazzone, F. (2021). *Modelado y simulación de flujo en la zona no saturada y transporte de solutos en medios porosos* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Río Negro]. <http://rid.unrn.edu.ar/handle/20.500.12049/9050>

Letey, J., Blair, J. W., & Jury, W. A. (1982). Nitrate and water management. *Agricultural Water Management*, 5(1), 1–19. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(82\)90039-6](https://doi.org/10.1016/0378-3774(82)90039-6)

López, H. D. (2014). *Formulación del plan de saneamiento y manejo de vertimientos de la zona industrial del municipio de Yumbo*. Empresa Oficial de Servicios Públicos de Yumbo S.A. E.S.P.

Martínez-García, R., López, J. A., & Herrera, D. M. (2022). Evaluación del uso de aguas residuales tratadas en suelos agrícolas mediante modelación con HYDRUS 1D. *Ingeniería y Competitividad*, 24(1), 33–44.

Mora-Moreno, E. (2021). *Análisis de alternativas para la reducción de la concentración de contaminantes en la zona no saturada del suelo mediante modelación numérica con el software unidimensional HYDRUS 1D* [Trabajo de grado, Universidad Católica de Colombia]. <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/27179>

Pignatello, J. J., & Xing, B. (1996). Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles. *Environmental Science & Technology*, 30(1), 1–11. <https://doi.org/10.1021/es940683g>

Rawls, W. J., Brakensiek, D. L., & Saxton, K. E. (1991). Estimation of soil water properties. In M. G. Anderson & T. P. Burt (Eds.), *Hydrological forecasting* (pp. 275–300). Wiley.

Rueda, G., Rodríguez, J., & Madriñán, R. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 60(3), 245–254.

Sharpley, A. N., Smith, S. J., & Jones, O. R. (1981). Transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 10(3), 287–291. <https://doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000030005x>

Sheppard, S. C. (2009). Soil-to-plant transfer of chemicals: Issues and methods. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(8), 615–632.

Sheppard, S. C., Gaudet, C., Sheppard, M. I., Cureton, P. M., & Wong, M. P. (1992). The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils: A review of the science. *Canadian Journal of Soil Science*, 72, 359–394.

Šimůnek, J., van Genuchten, M. T., & Šejna, M. (2005). *The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media (Version 3.0)*. University of California Riverside.

Šimůnek, J., van Genuchten, M. T., & Šejna, M. (2008). Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone Journal*, 7(2), 587–600.

Sheppard, S., Long, J., & Sanipelli, B. (2009). Solid/liquid partition coefficients (K_d) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simperarp. *Geological Survey of Sweden*.

Tam, N. F. Y. (1998). Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. *Environmental Pollution*, 102(2–3), 233–242. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(98\)00084-0](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(98)00084-0)

Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Burton, F. L., & Tsuchihashi, R. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). McGraw-Hill. <https://www.mheducation.com/highered/product/wastewater-engineering-treatment-resource-recovery-metcalf-eddy-inc-tchobanoglous/0073401188.html>

Universidad Nacional de Colombia & Ingeominas. (2009). *Las aguas subterráneas: Un enfoque práctico*. Bogotá.

Velasco Ávila, F. (2016). *Calibración hidrodinámica de una estructura de biorretención estándar, sin vegetación, para la determinación del espesor óptimo de la capa de almacenamiento para un evento de lluvia típico de una zona urbana de Bogotá* [Tesis de maestría, Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito]. <http://catalogo-intra.escuelaing.edu.co/cgi-bin/koha/catalogue/detail.pl?biblionumber=19491>

World Health Organization. (1996). *Guidelines for drinking-water quality* (2nd ed.). Geneva: WHO.

Yadav, R. K., Goyal, B., Sharma, R. K., Dubey, S. K., & Minhas, P. S. (2002). Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water – A case study. *Environment International*, 28(6), 481–486. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00070-3)

Zhang, W., Wang, J., & Li, Y. (2009). Adsorption and degradation of oil contaminants in soil. *Environmental Pollution*, 157(2), 765–770.

Zhao, Y., Liu, H., & Wang, X. (2019). Simulation of domestic wastewater infiltration in rural areas using HYDRUS-1D: Effects of vegetation and seasonal variations. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), 12311–12322. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04610-w>

16.ANEXOS

Anexo tipos de suelos

Anexo descripción de modelo hyndrus