

UNIVERSIDAD ESTATAL A DISTANCIA
VICERRECTORÍA ACADÉMICA
ESCUELA DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
MAESTRÍA PROFESIONAL EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
CON ÉNFASIS EN GESTIÓN AMBIENTAL

**Impacto del uso de suelo y la hidrogeología sobre la calidad de los cuerpos de
agua superficial en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica**

Proyecto profesional sometido a la consideración del Tribunal Examinador del Programa de Maestría Profesional en Manejo de Recursos Naturales de la Escuela de Ciencias Exactas y Naturales para optar por el grado de *Magister* con énfasis en gestión ambiental

Alexander Goyenaga Soto

Directora del proyecto profesional: Catalina Vargas Meneses. cvargas@uned.ac.cr

Lectora del proyecto profesional: Paola Brenes Rojas. pbrenes@uned.ac.cr

Lector del proyecto profesional: Benjamín Álvarez Garay. balvarez@uned.ac.cr

San José, Costa Rica

Marzo, 2025

Dedicatoria

A mis padres, por darme las herramientas, el apoyo y el cariño que me impulsaron a cumplir esta meta.

A mi familia: abuelos, tíos, tía y primas, por estar presentes en cada etapa, desafío y logro.

A mi abuela, Gladys Barquero López, cuya vida celebro y quiero conmemorar a través de este trabajo.

Y, especialmente, a Tati. Gracias por inspirarme, no solo a llevar a cabo este proyecto de estudio, sino también a ser mejor en cada aspecto de mi vida. Gracias por todo el amor, la paciencia y el apoyo, sin los cuales no hubiera podido culminar este trabajo. Este logro es de ambos.

Agradecimientos (Opcional)

Agradezco a todas las personas e instituciones que han contribuido a la elaboración de este trabajo.

En primera instancia, al Laboratorio de Investigación en Agua y Suelos de la sede universitaria San Marcos de la UNED, por aportar todo el equipo, financiamiento y logística necesarios para realizar esta investigación.

Un especial agradecimiento a su Coordinadora Ejecutiva, la Doctora Catalina Vargas, quién me abrió las puertas de la institución, y me asesoró durante todo el proceso como directora de este trabajo final de graduación.

También agradezco a los lectores, la Máster Paola Brenes y el Máster Benjamín Álvarez, quienes no solo apoyaron la revisión de este trabajo como parte del comité asesor, sino que también me apoyaron en su rol como profesores a lo largo del programa de estudios de esta maestría.

Por último, quiero reconocer y agradecer el gran aporte de todo el personal del laboratorio que realizaron los muestreos, los análisis de agua, y me acompañó en el trabajo de campo, con especial mención a: Ing. Gustavo Arroyo, Lic. Paula Portuguesez, Lic. Melissa Mora, Geól. Rodrigo Ulloa y Lic. Mariela Chinchilla.

Tabla de contenido

1.81.1	Justificación	8
1.2 Planteamiento del Problema		9
1.3 Objetivo General		10
1.4 Objetivos Específicos		10
2.112.1	Antecedentes	11
2.2 Contaminación del Agua		12
2.3 Definiciones y Conceptos de Cuenca		12
2.4 Hidrogeología		13
2.5 Hidrogeología Urbana		14
2.6 Coliformes y <i>Escherichia coli</i>		15
3.163.1	Área de Estudio	16
3.2 Análisis de Variación Temporal en la Concentración de <i>E. coli</i> de los Cuerpos de Agua Superficial		17
3.3 Caracterización de la Concentración Relativa de <i>E. coli</i> en los Cuerpos de Agua Superficial		18
3.4 Caracterización del Uso de Suelo		19
3.5 Caracterización Hidrogeológica		20
3.6 Evaluación Multicriterio por Intersección de Mapas en SIG		23
4.254.1 Análisis de Variación Temporal en la Concentración de <i>E. coli</i> de los Cuerpos de Agua Superficial		25
4.2 Caracterización de la Concentración Relativa de <i>E. coli</i> en los Cuerpos de Agua Superficial		27
4.3 Caracterización del Uso de Suelo		28
4.4 Caracterización Hidrogeológica		32
4.5 Evaluación Multicriterio por Intersección de Mapas en SIG		38
5.445.1 Análisis de Variación Temporal en la Concentración de <i>E. coli</i> de los Cuerpos de Agua Superficial		43
5.2 Uso de Suelo		44
5.3 Caracterización Hidrogeológica		45
5.4 Evaluación Multicriterio por Intersección de Mapas en SIG		47
Conclusiones, Recomendaciones y Propuesta de Mejora		49
Conclusiones		49
Recomendaciones		50

Propuesta de Manejo en la Microcuenca	52
Referencias	56
Anexos	65
Anexo 1: Cesión de Derechos	65
Anexo 2: Resultados de análisis de <i>E. coli</i> (Obsas, sin publicar)	66
Anexo 3: Datos de precipitación 2022 – 2023 (IMN, 2024)	71
Anexo 4: Certificación de revisión filológica	72
Apéndices	73
Apéndice 1: Mapa de pendientes elaborado para crear el mapa geomorfológico.	73
Apéndice 2: Modelo de sombras creado para elaborar el mapa geomorfológico.	74
Apéndice 3: Mapa de afloramientos y tipos de roca levantado en campo para elaborar el mapa geológico.	75
Apéndice 4: Registros de las pruebas de infiltración elaboradas en campo.	76
Apéndice 5: Registro fotográfico.	100

Impacto del uso de suelo y la hidrogeología sobre la calidad de los cuerpos de agua superficial en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica

Resumen

En la microcuenca Santa Marta, ubicada en el cantón de Tarrazú, San José, Costa Rica, se han detectado altas concentraciones de *Escherichia coli* (*E. coli*) por parte del Observatorio de Aguas y Saneamiento de la Universidad Estatal a Distancia. Sin embargo, las fuentes y mecanismos que influyen en la prolongación de esta contaminación no están claras. Considerando que el uso que se le da al suelo y sus características hidrogeológicas suelen tener un fuerte impacto en la calidad del agua superficial, en este trabajo se realizó un estudio que pretende analizar el impacto de ambos factores sobre la concentración de *E. coli* en los ríos de la microcuenca. Para lograr esto, se elaboró un mapa de concentración relativa de *E. coli* a partir de análisis de agua realizados entre julio del 2022 y octubre del 2023; y se comparó con modelos de concentración potencial construidos mediante la intersección de mapas en un sistema de información geográfica, usando como parámetros mapas de hidrogeología, capacidad de infiltración del suelo, y uso de suelo. Los resultados mostraron que el 60% de la red hídrica está en un rango de Alta concentración de *E. coli*, donde las mediciones de concentración promedio en el agua superficial superaron los 1 200 NMP. El sitio de mayor contaminación fecal se encuentra en la parte media de la microcuenca, donde la concentración de *E. coli* supera los 2 419 NMP. Se concluyó que la contaminación del agua superficial por *E. coli* en la microcuenca ocurre principalmente por la ocupación de viviendas en áreas de vulnerabilidad y amenaza hidrológica, como zonas de inundación o terrazas fluviales. También se determinó que parte del aporte de *E. coli* ocurre a través del subsuelo, principalmente en zonas donde su capacidad de infiltración es más alta y existe conexión hidráulica entre los ríos y el agua subterránea. Para el manejo de esta microcuenca se recomienda frenar el crecimiento de manchas urbanas y fomentar el uso mixto en las ya existentes, con el fin de disminuir la alta concentración de viviendas en las áreas con mayor potencial de contaminación.

Palabras Clave: *Escherichia coli*, capacidad de infiltración del suelo, vulnerabilidad hidrogeológica, invasión urbana, evaluación multicriterio por intersección de mapas en SIG, manejo de microcuencas.

Abstract

Santa Marta micro basin is located in Tarrazú, San José, Costa Rica. *El Observatorio de Aguas y Saneamiento* (Water and Sanitation Observatory) of *Universidad Estatal a Distancia* (State University at Distance of Costa Rica) has been conducting analyses that show high concentration of *Escherichia coli* (*E. coli*) in their rivers. Nevertheless, their sources are still not clear. Given that land use and hydrogeological characteristics of an area are important for the quality of superficial water bodies, the objective of this study is to analyze the impact of these factors in the concentration of *E. coli* within the Santa Marta basin's rivers. In order to do this, we made a map of *E. coli* relative concentration based on the results of water analyses conducted between July 2022 and October 2023. Then, we compared it with potential concentration models built on a geographical information system using a multi-criteria analysis methodology and overlapping hydrogeology, soil infiltration capacity and land use maps. Results showed that 60% of superficial waterbodies are within a high range of fecal contamination, where average *E. coli*, concentration overpass 1 200 MPN. The area of highest contamination is located in the middle part of the basin, where the average *E. coli*, concentration overpasses 2 419 MPN. Main conclusion is that this contamination occurs due encroachment of households in areas of hydrological hazard and vulnerability, such as river plains and terraces. It was also determined that part of the contamination happens underground, especially in areas where the soil infiltration capacity is high, and there is hydraulic connection between the rivers and underground water. Main recommendation for the management of this basin is to stop the urban expansion, and promote mixed land use of urban spaces in order to reduce the density of households in areas where potential fecal contamination is higher.

Key Words: *Escherichia coli*, soil water infiltration, hydrogeological vulnerability, urban encroachment, GIS & Multi-criteria analysis, watershed management.

1. Introducción

La contaminación del agua es un fenómeno complejo que involucra diversos factores y causas a nivel social, económico y ambiental (Isch et al., 2011). Varios autores señalan el incremento de la urbanización como la principal causa en el deterioro de la calidad del agua. Esta reduce las propiedades del suelo que permiten la recarga de los acuíferos y genera una mayor dispersión de fuentes contaminantes en los cuerpos de agua (Reynolds et. al, 2021; UN, 2020; Murillo, 2017; Abellán, 2016).

Algunas formas de contaminación del agua son los sedimentos y materiales en suspensión; la contaminación térmica, que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta a la vida de los organismos; la incorporación de sustancias químicas inorgánicas como ácidos, sales y metales pesados; nitratos y fosfatos; además de compuestos orgánicos como derivados del petróleo, plaguicidas, disolventes y detergentes (García, 2009). De manera más reciente, se ha reconocido la contaminación de microplásticos como un problema medioambiental emergente, debido a su elevada y creciente presencia en el agua y al significativo impacto que tiene sobre el medio acuático (Bollaín y Vicente, 2020).

Sin embargo, una de las problemáticas más importantes, y principalmente en países en vías de desarrollo, es la contaminación patógena (ONU, 2020), que ocurre principalmente por la contaminación de cuerpos de agua superficial con coliformes en ambientes urbanos (Abanyie et al., 2023). Costa Rica no escapa a esta problemática. El Programa Estado de la Nación (PEN) ha venido señalando esta situación en sus informes de armonía con la naturaleza a lo largo de los últimos veinte años.

Desde el 2004, se identificó que el uso generalizado de tanques sépticos y la infiltración de aguas residuales sin tratar en el suelo pondría en riesgo de contaminación a los principales acuíferos del país (PEN, 2004). En 2017, el PEN demostró a través de un estudio que dos terceras partes de los sistemas de abastecimiento presentaban algún tipo de contaminación por coliformes (PEN, 2017); y ya en 2022, se confirmó que 53 acueductos presentaron un déficit hídrico, el cual ya no solo obedece a una falta de disponibilidad en la cantidad del recurso, sino también por la contaminación fecal de sus fuentes, que afecta su calidad y la hace inutilizable para el consumo humano (PEN, 2022).

Un ejemplo de esta situación es la contaminación de coliformes totales y de *Escherichia coli* (*E. coli*) que ha identificado el Observatorio de Agua y Saneamiento (ObsAS) de la Universidad Estatal a Distancia (UNED) en los ríos de la microcuenca Santa Marta, ubicada en Tarrazú, San José (ObsAS, datos no publicados). En este estudio de caso se analizó la incidencia que tienen en conjunto algunos factores ambientales como el uso de suelo y la hidrogeología para que esté ocurriendo este tipo de contaminación.

1.1 Justificación

La contaminación del agua tiene serias repercusiones sobre diversos ámbitos del ambiente y la sociedad, como el balance de sistemas ecológicos, la salud humana y la prosperidad social (Bofill et al., 2005; Loaiza, 2009; Isch et al., 2011). Reflejo de esto, es la estrecha relación que tiene la calidad del agua y el desarrollo socioeconómico en las ciudades (Dávila, 2011). Cuando la contaminación orgánica del agua sobrepasa determinados umbrales en una cuenca, el crecimiento del producto interno bruto decrece hasta un tercio en las poblaciones de las partes bajas (Banco Mundial, 2019).

Esto ocurre debido a los efectos negativos que el cambio en la calidad del agua provoca en la salud humana (Banco Mundial, 2019). Posteriormente, estos efectos se traducen en pérdidas económicas por una baja en la productividad de las comunidades, y los gastos que implica el tratamiento de las enfermedades generados a partir de la contaminación (Dixon et al., 1998). El mismo efecto ocurre en otros ámbitos, como la agricultura, la industria y el turismo; donde el agua es un insumo esencial, lo que deriva en un deterioro del desarrollo económico y social de sus habitantes (Banco Mundial, 2019).

Por esta razón, es de gran importancia estudiar la presencia de coliformes en el agua, dado que estos sirven como indicadores de su calidad sanitaria, lo que ayudaría a determinar las causas de contaminación, y así encontrar soluciones a la problemática para evitar sus efectos (Silva et al., 2004). En este aspecto, el estudio de la especie *E. coli* es esencial, ya que esta especie sirve como indicador específico de la contaminación fecal (Barrantes et al., 2013).

La contaminación fecal del agua es una de las que más afecta a las comunidades, debido a que se asocia con infecciones intestinales, hepáticas u urinarias que pueden provocar enfermedades como diarrea, disentería y fiebres paratifoideas; además de otras con mayor mortalidad como la meningitis y meningoencefalitis (Barrantes et al., 2013; Chamas, 2020). Se estima que el 80% de las enfermedades en el mundo se debe a problemas relacionados con la contaminación fecal del recurso hídrico (Pensis, 2019).

La contaminación fecal en ríos tiene múltiples causas que influyen de forma conjunta (Viloria y Cañón, 2016). Sin embargo, la propuesta investigativa de este trabajo se enfocó en analizar las causas de contaminación por *E. coli* a partir del uso de suelo y la hidrogeología local. Diversos estudios demuestran que hay una estrecha relación entre la contaminación fecal del agua y ciertos usos de suelo específicos, como el de centros urbanos y agrícolas (Goto y Yan, 2011; Tahiru, Doke y Baatuuwie, 2020; Reynolds et al., 2021). Además, se ha identificado que una de las principales brechas en el estudio de este tipo de contaminación es contar con una mejor comprensión de la hidrogeología en el sitio (Lapworth et al., 2017).

La hidrogeología también proporciona información vital para llevar a cabo acciones de ordenamiento territorial (Vázquez, Sánchez y Carrera, 1999). La falta de planificación territorial es una de las principales causas de contaminación fecal en el país (Murillo, 2017; PEN, 2022). Por lo tanto, se espera que este estudio ayude a identificar algunas de las causas de esta problemática en la microcuenca Santa Marta, y ayude a las personas encargadas de tomar estas decisiones a planificar y regular el uso del suelo en su territorio.

1.2 Planteamiento del Problema

El Observatorio de Agua y Saneamiento (ObsAS) implementó el proyecto de monitoreo continuo de los ríos de la subcuenca alta y media del río Pirrís en el sector conocido como Zona de Los Santos, San José, Costa Rica. El proyecto consistió en el monitoreo de la concentración de coliformes totales y *E. coli* en los ríos de la microcuenca Santa Marta, ubicada en el cantón de San Marcos. Los resultados recolectados entre junio del 2022 y noviembre del 2023 mostraron que la concentración de *E. coli* alcanza niveles superiores a 2 419 NMP (número más probable) en varias partes de la microcuenca (ObsAS, datos no publicados).

Una de las principales preocupaciones es que estas concentraciones elevadas de *E. coli* se detectaron incluso en partes altas de la microcuenca donde no hay fuentes cercanas de contaminación aparente (ObsAS, datos no publicados). Esta situación crea una interrogante sobre cuáles son los posibles factores que influyen sobre esta contaminación, ya que los principales centros urbanos se localizan en las partes media y baja de la microcuenca.

Por lo tanto, en este trabajo se propuso realizar un estudio de caso que ayude a identificar algunas de las causas de la contaminación fecal identificada en el agua de la microcuenca. Considerando la relación que tienen ciertos usos de suelo con la contaminación fecal; así como la importancia de conocer el contexto hidrogeológico para llevar a cabo acciones de ordenamiento territorial, se planteó la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es el impacto del uso de suelo y la hidrogeología en la concentración de *E. coli* de los cuerpos de agua superficial de la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica?

1.3 Objetivo General

Analizar el impacto del uso de suelo y la hidrogeología en la concentración de *E. coli* de los cuerpos de agua superficial de la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica.

1.4 Objetivos Específicos

- Analizar las variaciones en la concentración de *E. coli* en los cuerpos de agua superficial de la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica entre julio del 2022 y octubre del 2023.
- Analizar la distribución de la concentración relativa de *E. coli* en los cuerpos de agua superficial de la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica.
- Categorizar el uso de suelo en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica.
- Caracterizar la hidrogeología en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica.
- Recomendar acciones de manejo en el uso de suelo para la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica.

2. Marco Teórico

2.1 Antecedentes

Al evaluar las causas de la contaminación del recurso hídrico, son varios los autores que coinciden en señalar el desarrollo urbano como una de las principales causas. Tahiru, Doke y Baatuuwie (2020) muestran que existe una correlación estadísticamente positiva entre los cambios que se realizan al uso y la cobertura del suelo, con la calidad general del agua superficial. Goto y Yan (2011) mencionan que los cuerpos de agua cercanos a centros urbanos y a operaciones agrícolas son los que presentan mayores concentraciones de *Escherichia coli* (*E. coli*).

Lapworth et al. (2017) atribuyen esta relación a que en estos sitios se encuentran dispersas diversas fuentes de contaminación fecal. Las áreas urbanas se caracterizan principalmente por contar con una mayor cantidad de descargas de aguas sanitarias e industriales en los cuerpos de agua superficial (ONU, 2020). Además, el proceso de urbanización también incrementa la cantidad de residuos que son depositados o arrastrados hacia los cauces, lo que genera efectos adversos a elementos que controlan la recarga de fuentes naturales de agua como reducción de la permeabilidad, eliminación de la vegetación, y desaparición de las irregularidades en la topografía (Abellán, 2016).

Muller et al. (2020) y Salamanca et al. (2023) señalan el agua de escorrentía como un importante vector de transporte en este proceso dentro de los entornos urbanos, puesto que contribuye al arrastre de patógenos desde la superficie hacia los cuerpos de agua superficial, aunque esto también depende del clima y el tiempo meteorológico. En algunos estudios se ha observado que más del 75% de los microorganismos que contaminan una quebrada proviene de la escorrentía durante la época lluviosa; pero en la época seca, este porcentaje disminuye a menos del 25% (Baral et al., 2018). Además, el incremento de la temperatura promueve el crecimiento de las bacterias en el ambiente, razón por la cual el cambio climático también contribuye a una mayor proliferación de bacterias como la *E. coli* cuando se descargan aguas residuales domiciliarias en los cuerpos de agua (Sanborn y Takaro, 2013).

Cuando se trata de agua subterránea, los autores también describen la misma relación entre la contaminación fecal y la urbanización, pero por medio de otros mecanismos. Somaratne y Hallas (2015) indican que en este tipo de contaminación se involucran variables como el uso del suelo, los tipos de suelo, la profundidad del agua subterránea y los estratos geológicos. Las nacientes, al igual que los cauces, son cuerpos de aguas más vulnerables por estar expuestas en la superficie (Peiyue et al., 2021), no solo a fuentes antrópicas, sino también a sistemas de plantas capaces de contaminar con especies de coliformes diferentes al *E. coli*, como *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Hafnia*, *Proteus*, *Morganella* y *Enterobacter* (Somaratne y Hallas, 2015).

El agua subterránea también puede llegar a contaminarse a través de las propias aguas superficiales, o viceversa (Peiyue et al., 2021). Teng et al. (2018) describen que la interacción entre ambos cuerpos de agua genera procesos que concentran los contaminantes. Esto ocurre especialmente cuando se conjugan aspectos como la presencia de niveles freáticos poco profundos, una atenuación reducida del contaminante en la zona saturada, y una intersección del agua subterránea con los sistemas de alcantarillado (Teng et al., 2018).

Quamar et al. (2017) llegan a conclusiones similares y añaden que los tanques sépticos son una de las principales fuentes de contaminación fecal en los ríos. Entre los factores que favorecen este tipo de contaminación se encuentran una elevada permeabilidad del suelo, como parámetro que incide directamente en los patrones de flujo vertical y lateral del agua subterránea (Lapworth et al., 2017); y la temperatura y la humedad, siendo estos más favorables para el desarrollo y supervivencia de las bacterias cuando la temperatura es cálida y la humedad alta (Somaratne y Hallas, 2015). Por esta razón, se deben de considerar los impactos que pueda generar la infiltración de los ríos en los sistemas acuíferos (Zhou et al., 2023).

2.2 Contaminación del Agua

La contaminación del agua puede definirse como cualquier cambio químico, físico o biológico en su calidad que tenga un efecto dañino en cualquier ser vivo que la consuma (Guadarrama et al., 2016). Los agentes contaminantes del agua pueden ser físicos, compuestos químicos inorgánicos, compuestos químicos orgánicos, bionutrientes y microorganismos (Orozco et al., 2003). Asimismo, la contaminación se estudia a través de parámetros indicadores de su calidad según la naturaleza de la propiedad que se determina, que también se clasifican como físicos, químicos, radioactivos y microbiológicos (Orozco et al., 2003).

Ahora bien, los parámetros físico-químicos brindan información sobre la naturaleza de las especies químicas que están presentes en el agua y sus propiedades físicas, pero sin aportar información de su influencia en la vida acuática (Samboni, Carvajal y Escobar, 2007). Por su parte, los parámetros biológicos si brindan esta información de la afectación a la vida acuática, pero sin señalar los contaminantes que son responsables (Samboni, Carvajal y Escobar, 2007).

Según Orozco et al. (2003), cualquier tipo de contaminación del agua debe medirse 1) a partir de su composición natural, y no de un estado potable o de calidad perfecta; 2) en función del uso al que está destinado el agua; y 3) considerando tanto la contaminación que se genera de manera directa como indirecta.

Al estudiar la contaminación del recurso hídrico, también es importante hacerlo bajo un enfoque integral de cuenca. Esto permite generar un diagnóstico de todos los factores que están relacionados a esta, y ayuda interpretar cuáles requieren un manejo prioritario (Faustino y Jiménez, 2000). Por esta razón, desde inicios de siglo XXI diferentes países han implementado la gestión de su recurso hídrico mediante el manejo de las cuencas hidrográficas (GWP, 2009).

2.3 Definiciones y Conceptos de Cuenca

Una cuenca hidrográfica se define como el área delimitada por las divisorias de aguas en el que un sistema de ríos y quebradas convergen en un mismo punto, que bien puede ser el océano u otro cuerpo de agua interior (GWP, 2009). El principal enfoque de estudio de las cuencas es el de gestión integrada del recurso hídrico (GIRH), el cual busca administrar el agua de una forma equilibrada y sostenible con el ambiente (GWP, 2009). Sin embargo, su uso se ha ampliado también al manejo de otros recursos naturales, de manera que actualmente las cuencas se consideran la unidad geográfica por excelencia para la caracterización, planificación y monitoreo de los territorios (Faustino y Jiménez, 2000).

Una cuenca se considera un sistema compuesto por varios factores biofísicos y antrópicos que interactúan en el tiempo dentro de un mismo espacio (Gaspari et al., 2013). Bajo este enfoque, el estudio de los recursos naturales se preocupa por el manejo de su demanda y oferta como un sistema de interacción natural y humano (Agarwal et al., 2000). El sistema natural contempla su importancia para la calidad y disponibilidad del recurso; mientras que el sistema humano determina cómo esta disponibilidad afecta las actividades humanas y viceversa (Agarwal et al., 2000).

Los subsistemas que interactúan en una cuenca son 1) biológico, que integra la flora y la fauna; 2) físico, compuesto por el suelo, el subsuelo, la geología y los cuerpos de agua; 3) económico, integrado por todas las actividades productivas del ser humano; y 4) social, que incluye a los elementos culturales, demográficos, institucionales y políticos como la tenencia de la tierra, la educación, la salud y la vivienda (World Vision, 2004).

Las cuencas normalmente se subdividen basándose en la relación e importancia que tienen los cauces con respecto a su principal curso de agua. Además, una subcuenca es el área que drena un afluente secundario desde su nacimiento hasta el punto en que descarga en el curso de agua principal de la cuenca. Las subcuencas a su vez, se dividen en microcuencas, que se refiere a las áreas que drenan los afluentes terciarios (World Vision, 2004).

Las cuencas también se pueden dividir de acuerdo con otras características físicas como la altitud y la topografía. Si la diferencia de altura en la cuenca es mayor a 2 500 m, esta se puede dividir por latitud en parte alta, media y baja. Si esa diferencia es menor, lo mejor es dividir la cuenca únicamente en parte alta y parte baja. Por topografía se puede dividir en “montañas y laderas” para referirse a las partes onduladas, “valles” para referirse a las partes planas, y “cauces” para nombrar las zonas por donde discurren los ríos (World Vision, 2004).

Ahora bien, las cuencas se pueden entender como una “cuenca de drenaje” cuando únicamente se considera el área que recoge corrientes de agua superficial (Tarbuck y Lutgens, 2005). Sin embargo, los rasgos geológicos no siempre coinciden con los límites superficiales de la cuenca. Cuando se contempla el factor hidrogeológico, y cómo este interactúa dentro de la cuenca, el concepto se amplía a uno conocido como cuenca hidrológica (World Vision, 2004).

2.4 Hidrogeología

La hidrogeología es una rama especializada que estudia cómo se relacionan los procesos del agua con la geología. Entre los aspectos más importantes que estudia se encuentra el agua subterránea (Fetter, 2001) que se define como toda agua retenida como humedad en el suelo que infiltra hasta alcanzar la zona saturada; que es donde los espacios libres de sedimento y roca se llenan por completo (Tarbuck y Lutgens, 2005).

Por su parte, los acuíferos son una forma específica de agua subterránea que se define como cuerpos rocosos o formaciones geológicas que permiten almacenar y transmitir agua, y que rinde cantidades de ésta en calidad suficiente para ser utilizada como fuente de abastecimiento (Vargas, 2000). Esta capacidad de los acuíferos se debe principalmente a su porosidad, la cual se refiere a los espacios vacíos que hay entre los fragmentos sólidos de la roca que permiten el almacenamiento y movimiento del agua a través de ella (Fetter, 2001).

Existen varios criterios para clasificar los acuíferos. Estos se pueden clasificar de acuerdo con la forma en que se genera su porosidad como acuíferos porosos, cuando la porosidad ocurre entre los espacios intersticiales de los granos que conforman la roca; o fisurados, cuando el movimiento del agua se da a través de fracturas o fisuras que se han generado de manera secundaria en la roca (Vargas, 2000).

También se pueden clasificar según la presión a la que está contenida el agua como libres, cuando la presión a la que está sometida el agua es igual a la presión atmosférica; confinado, cuando la presión del agua es mayor a la atmosférica; o semiconfinado, cuando la presión es mayor a la atmosférica, pero el acuífero es capaz de recargar o perder agua a través de su techo o base (Vargas, 2000).

La condición de confinamiento de un acuífero puede interpretarse a través de la superficie potenciométrica; esta es la altura que alcanza una columna de agua sobre la superficie al realizar una perforación debido a la diferencia de presión (Fetter, 2001). Las mediciones y lecturas del nivel potenciométrico en varios puntos de un mismo acuífero permiten conocer el nivel freático, que se refiere de manera general al límite superior de la zona saturada para todo tipo de agua subterránea (Tarbuck y Lutgens, 2005).

El nivel freático de un acuífero, o de un sitio en particular, se representa en mapas a través de isofreáticas, que son líneas que representan puntos de igual elevación del agua subterránea (Fetter, 2001). Una de las principales características de los acuíferos confinados es que su nivel potenciométrico logra ascender por encima del techo del acuífero sin necesidad de bombeo (Vargas, 2000).

Otro aspecto importante en el estudio del agua subterránea es la conductividad hidráulica, que se refiere a la interconectividad de los poros del medio a través del cual se mueve el agua (Fetter, 2001). No siempre un medio poroso es efectivamente permeable. Para que esto ocurra, es necesario que los espacios vacíos estén conectados de tal forma que permitan al agua moverse de un poro a otro (Fetter, 2001). A esta propiedad de los acuíferos se le conoce como transmisibilidad (Vargas, 2000). De acuerdo con la transmisibilidad, los acuíferos se pueden clasificar como acuitardos, cuando el medio es poco permeable pero capaz de transmitir agua lentamente; acuicludo, cuando el medio no es capaz de transmitir el agua, pero sí de almacenarla; y como acuífugo, cuando el medio no es capaz de transmitirla ni contenerla (Vargas, 2000).

Las nacientes son los puntos de la superficie en el terreno que intersecan con el nivel freático del agua subterránea (Vargas, 2000). La mayoría de los acuíferos descargan de forma natural a través nacientes en la superficie (Tarbuck y Lutgens, 2005). Esta descarga también puede ocurrir directamente en los ríos cuando hay interacción entre los sistemas de agua subterránea y las corrientes de agua superficial (Vargas, 2000; Tarbuck y Lutgens, 2005). Cuando los acuíferos pierden agua a través del lecho de los ríos, se denomina que el río presenta un comportamiento efluente. Por el contrario, cuando es el río el que alimenta al acuífero, se dice que el río es influente (Tarbuck y Lutgens, 2005).

2.5 Hidrogeología Urbana

La hidrogeología urbana es una nueva rama de la hidrogeología que surgió ante la necesidad de afrontar los impactos que ocasiona la expansión urbana en las aguas subterráneas (Dávila, 2011). Este campo estudia aspectos del agua subterránea como su flujo, recarga y calidad; y cómo su gestión repercute en el ámbito de la ingeniería en relación

con acuíferos que se localizan bajo áreas urbanizadas y sus alrededores (Custodio, 2004). Algunas de las problemáticas que la hidrogeología urbana aborda son aquellas relacionadas con los procesos de contaminación del agua subterránea, las consecuencias de la sobreexplotación de acuíferos, y su relación con las herramientas de gestión dirigidas a alcanzar un desarrollo sostenible en las ciudades (Dávila y de León, 2011).

Uno de los principales indicadores utilizados en la hidrogeología urbana para estudiar la contaminación del agua es la presencia de la bacteria *E. coli* (Rock y Rivera, 2014). Existe una correlación directa entre la densidad poblacional y la concentración de esta bacteria en el agua (Cude, 2001). Esto se debe a que una mayor concentración de personas provoca el crecimiento de manchas urbanas que descargan importantes volúmenes de aguas residuales a raíz de sus actividades. Si esto se conjuga con un manejo inadecuado de las mismas, se vuelven un importante contaminante para el recurso hídrico (Dávila, 2011).

2.6 Coliformes y *Escherichia coli*

Los coliformes son un grupo de bacterias que están presentes en todo el medio ambiente (Swistock, 2020). Comúnmente se encuentran en plantas, suelo y animales, incluyendo a los seres humanos (Ramos et al., 2008). Se caracterizan por ser bacterias anaeróbicas del tipo bacilos, capaces de fermentar lactosa con producción de gas en un periodo de 48 horas a una temperatura de 35°C (Hoadley y Dutka, 1977). La presencia de coliformes en el agua se mide como concentración de coliformes totales, y son un indicio de que el agua puede estar contaminada con aguas negras o cualquier otro tipo de materia orgánica en descomposición (Ramos et al., 2008).

Por otro lado, los coliformes fecales son un grupo específico presente en el tracto intestinal de animales de sangre caliente (Swistock, 2020). Es común encontrarlos en las heces tanto de seres humanos como de animales (Baños y Castro, 2013). Los coliformes fecales no son necesariamente dañinos para la salud por sí mismos, pero su presencia suele venir acompañada de otros microorganismos que son patógenos asociados a diversas enfermedades como diarrea, infecciones e irritaciones de ojos, piel, oído y nariz (Rock y Rivera, 2014).

La bacteria de la especie *E. coli* se utiliza como indicador de una contaminación fecal en el agua cuyo consumo implica verdaderos riesgos para la salud humana (Baños y Castro, 2013; Rock & Rivera, 2014). Esto se debe a que existe una relación estadística entre la frecuencia de síntomas gastrointestinales de una población y la concentración en el agua de *E. coli* y otros coliformes fecales (Barrantes et al., 2013). El artículo 22 del Reglamento de vertido y reuso de aguas residuales indica que la concentración de coliformes fecales en las aguas vertidas a un río no deben superar un número más probable de 1000 (NMP) para cada 100 mL de agua (MINAE y MINSA, 2007).

El monitoreo microbiológico del agua comúnmente se realiza mediante el método de Número Más Probable (NMP), un análisis químico que permite estimar la cantidad de patógenos por mililitro de agua (Redondo y Arias, 2012).

3. Materiales y Métodos

3.1 Área de Estudio

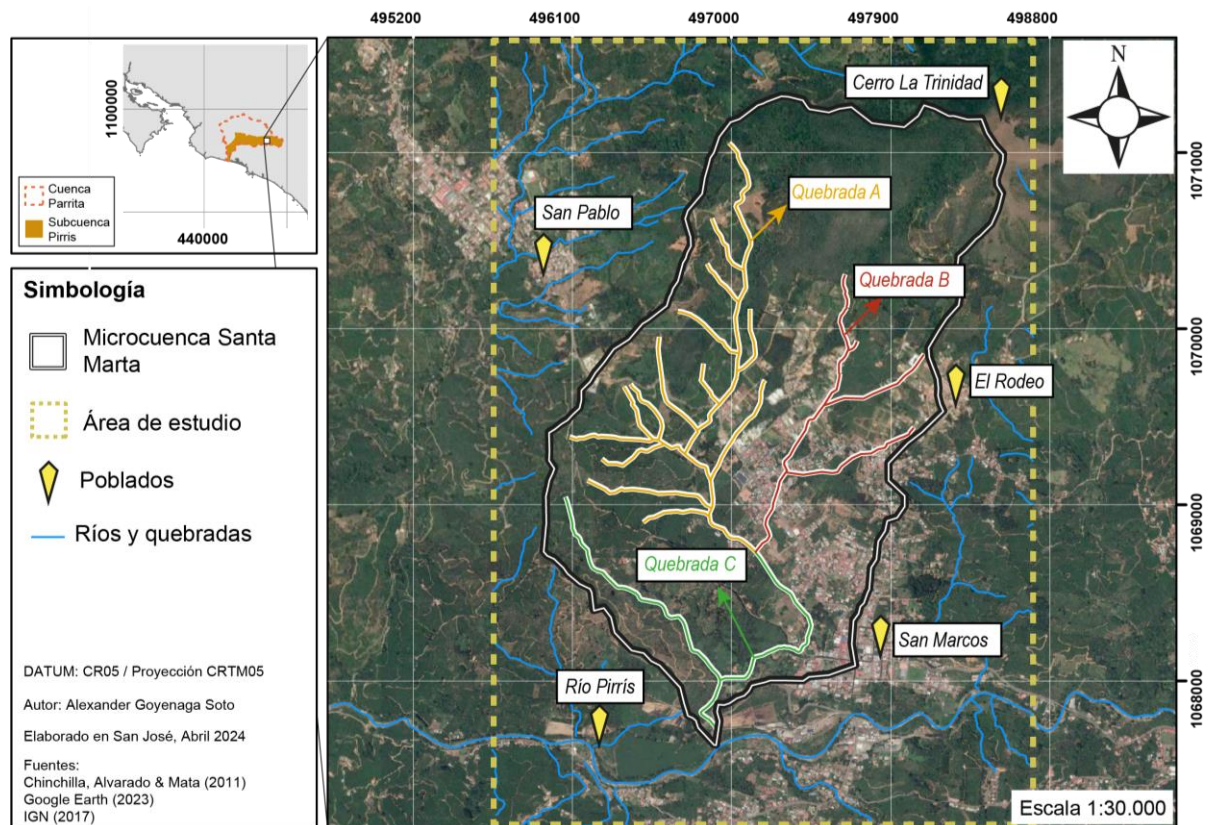
La microcuenca Santa Marta se encuentra en el distrito de San Marcos, cantón de Tarrazú, provincia San José, Costa Rica. Hidrológicamente forma parte de la subcuenca del río Pirrís, que a su vez forma parte de la cuenca Parrita, la cual desemboca en el Océano Pacífico (Chinchilla, Alvarado y Mata, 2011; Rojas, 2011).

El área de la microcuenca es de 5.5 km². Se extiende en dirección norte-sur desde el Cerro la Trinidad hasta su desembocadura en el río Pirrís, y en dirección noroeste-sureste desde el poblado de San Pablo de León Cortés hasta el poblado de San Marcos de Tarrazú.

Sin embargo, para este trabajo se amplió el área de estudio a un radio de 3 km alrededor del centroide del polígono que enmarca la microcuenca. Esto se hizo con el fin analizar algunos factores que afectan la microcuenca, pero no se limitan a su divisoria de aguas, como la hidrogeología. En la figura 1 se muestra la ubicación de la microcuenca Santa Marta, y en la fotografía 1 del apéndice 6 se muestra una imagen de la microcuenca tomada desde su parte alta.

Figura 1

Ubicación de la microcuenca Santa Marta

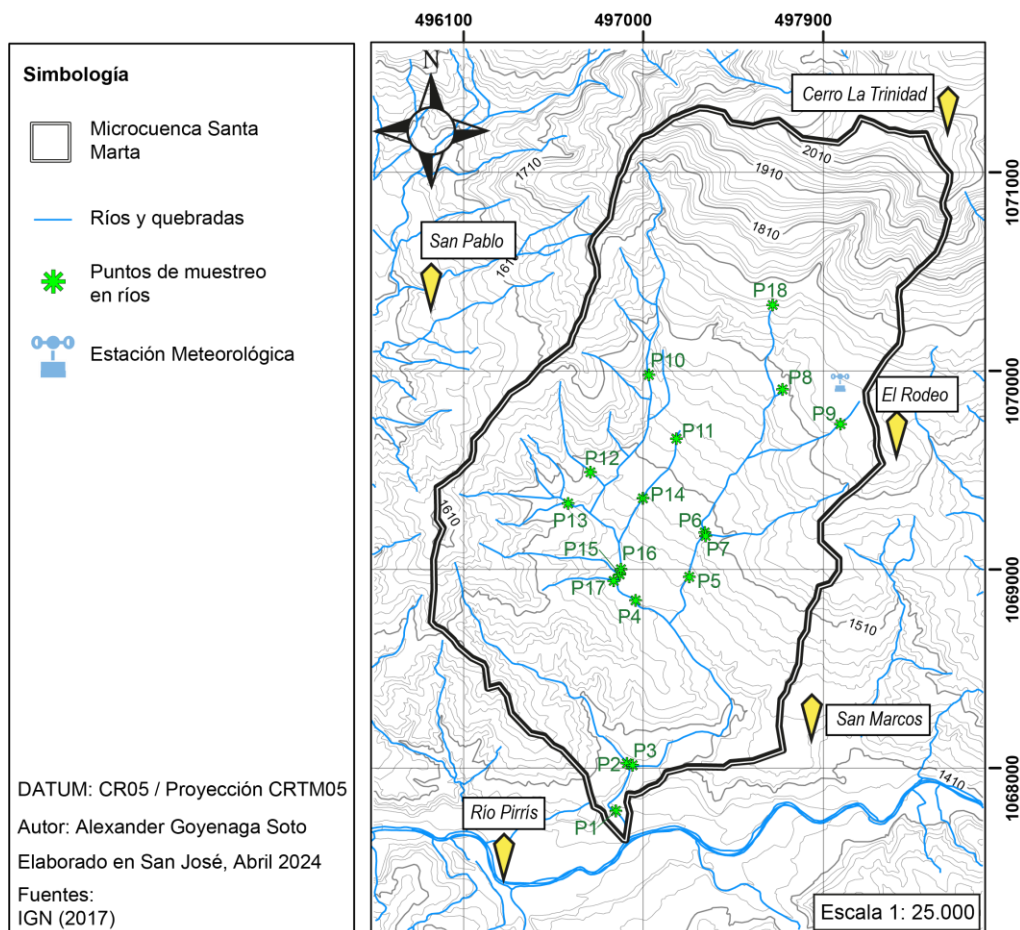


3.2 Análisis de Variación Temporal en la Concentración de *E. coli* de los Cuerpos de Agua Superficial

Se tomó como base los análisis de *Escherichia coli* (*E. coli*) que realizó el ObsAS en el marco del proyecto Los Santos. El ObsAS llevó a cabo un total de 80 muestreos de agua en 18 puntos de la microcuenca que se muestran en el mapa de la figura 2.

Figura 2

*Puntos de muestreo de los análisis de concentración de *E. coli* realizados por el ObsAS.*



El ObsAS realizó los muestreos siguiendo la metodología *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA y WEF, 2005); con una frecuencia mensual entre julio del 2022 y noviembre del 2022. Posteriormente, realizaron dos muestreos adicionales en junio y octubre del 2023 para abarcar otros sitios. A cada muestra de agua se le practicaron análisis de laboratorio para determinar la concentración de coliformes totales y *Escherichia coli* (*E. coli*) mediante un kit análisis *Colilert* (Idexx, 2024).

El análisis de variación temporal consistió en graficar los resultados de *E. coli*, colocando los valores de concentración NMP en el eje Y, y el tiempo en el eje X. Posteriormente, se realizó una descripción cualitativa de cómo varían estos datos de concentración para cada uno de los puntos.

Se compararon las diferentes líneas del gráfico en busca de patrones que mostraran algún comportamiento similar en la variación de los diferentes puntos. Se aislaron las líneas que mostraron patrones similares, y se compararon con datos de precipitación mensual obtenidos de la estación meteorológica El Rodeo del IMN (2024). La ubicación de la estación meteorológica se muestra en el mapa de la figura 2.

La intención de esta comparativa fue buscar patrones de variación asociados a las épocas seca y lluviosa de la zona (Morales et al., 2022). Para realizar este análisis, únicamente se consideraron 43 muestreos en 9 de los 18 puntos analizados, ya que estos eran los que contaban con, al menos, tres muestreos realizados en meses seguidos.

También se realizaron pruebas de correlación estadística entre los datos de concentración de *E. coli* y precipitación. Las pruebas se realizaron utilizando la extensión XLStatistics del programa Excel (Carr, 2016). Únicamente se analizaron estadísticamente estas dos variables, ya que eran las únicas que contaban con más de 30 pares de datos entres sí (Hernández, Fernández y Baptista, 2014).

Para poder evaluar la significancia de otras variables, se realizaron pruebas adicionales agrupando únicamente aquellos datos que compartieran esa variable. Estas pruebas adicionales se realizaron agrupando los datos según su distribución en la microcuenca: parte alta, media y baja; su litología: aluvión, areniscas y lavas; y el uso de suelo: cultivo, urbano y bosque.

3.3 Caracterización de la Concentración Relativa de *E. coli* en los Cuerpos de Agua Superficial

Esta caracterización sirvió como base para realizar todos los análisis y estudios que se describen más adelante en esta metodología. Se utilizaron los datos de los 64 análisis de *E. coli* realizados por el ObsAS entre junio del 2022 y octubre del 2023. Debido a que la cantidad y frecuencia de muestreos no fue la misma en todos los puntos, se promediaron los resultados de cada sitio para obtener un único valor de concentración de *E. coli* representativo para cada uno.

Se interpolaron los datos de concentración promedio de *E. coli* en el sistema de información geográfica ArcGis 10 (SIG), usando el método “vecino natural” (López y Ortiz, 2015) para obtener un mapa *raster*. Este y todos los archivos tipo *raster* que se mencionan en esta metodología se crearon usando un tamaño de celda o factor z igual a 1.

Posteriormente, se reclasificaron todos los valores obtenidos en el mapa mediante la función *reclassify* del SIG. Al hacer esto se puede dividir el área de estudio en un número N de clases con base en los valores de concentración promedio del sitio. Esto permitió describir de forma relativa, qué sitios presentan más contaminación fecal con respecto a los otros. Además, es un paso necesario para aplicar el álgebra de mapas y la metodología de análisis por evaluación multicriterio que se describe más adelante (Olaya, 2014).

Para realizar esta caracterización, se reclasificaron los datos en cinco clases con valores numéricos del 1 al 5, y así poder utilizar las siguientes descripciones cualitativas de la concentración promedio: Muy Baja, Baja, Moderada, Alta y Muy Alta. En la tabla 1 se muestran los rangos de concentración NMP de cada clase y su descripción cualitativa.

Tabla 1

Reclasificación de los datos de concentración promedio de E. coli a valores numéricos de concentración relativa.

Concentración promedio (NMP)	Reclasificación	
	Número de clase	Cualitativa
0 - 400	1	Muy Baja
400 - 800	2	Baja
800 - 1200	3	Moderada
1200 - 1600	4	Alta
> 1600	5	Muy Alta

Debido a que el SIG interpola los datos a lo largo de toda el área de estudio, y estos únicamente corresponden a los cuerpos de agua superficial, fue necesario hacer una corrección que consistió en extraer los números de clase a un archivo de puntos que representara el cauce de los ríos y quebradas.

3.4 Caracterización del Uso de Suelo

3.4.1 Mapa de Uso de Suelo: Se utilizaron como base imágenes satelitales del área de estudio disponibles en *Google Earth*, dado que estas permiten ver la superficie con una mayor resolución que en el SIG. También se realizaron visitas de campo para corroborar visualmente algunos sitios que, debido a la resolución de la imagen satelital, eran posibles de confundir entre sí, como bosques, pastos y cultivos.

En una capa de *Google Earth* se dibujaron polígonos en formato *kml* que representan los diferentes tipos de uso de suelo conforme a la categorización que se describe en las capas georreferenciadas a escala 1:5.000 del IGN (2017), disponibles en el Sistema Nacional de Información Territorial (SNIT). Se modificó el nombre de la categoría “potrero” a “pasto”, puesto que este término abarca mejor diferentes tipos de área en las que hubo eliminación de bosques, y que actualmente tienen cobertura de pastos o zacate (Mendoza, 2013). También se agregó una categoría llamada “agua” para representar espejos de agua en la superficie. Se exportaron los de *Google Earth* al SIG, donde se redibujaron manualmente en formato *shape* para obtener un mapa de uso de suelo. En la tabla 2 se enlistan las categorías de uso de suelo utilizadas para elaborar el mapa y sus descripciones.

Tabla 2

Categorización utilizada para clasificar el tipo de uso de suelo (IGN, 2017).

Categoría	Descripción
Agua	Espejos de agua como cauces de ríos o lagunas.
Bosque	Áreas cuya cobertura es mayormente de árboles.
Cultivo	Áreas cuya vegetación sean cultivos o que muestren evidencia de haber sido cultivadas, como surcos o líneas paralela en el suelo.
Pasto	Zonas verdes sin árboles, cubiertas principalmente por pasto o zacate.
Urbano	Zonas con construcciones o que estén impermeabilizadas.

3.4.2 Estudio de Invasión Urbana en las Áreas de Protección, Amenaza y Vulnerabilidad Fluvial: Para este estudio se consideraron dos tipos de invasiones urbanas: 1) las que ocurren en áreas de protección definidas por ley; y 2) y la ocupación en áreas de amenaza o vulnerabilidad fluvial. Dentro de las áreas de protección legal (APLs) se consideraron los márgenes de protección definidos en la legislación para ríos, nacientes, pozos y áreas silvestres protegidas.

Se proyectaron en el SIG capas georreferenciadas de ríos (IGN, 2017) y captaciones de nacientes y pozos (DA, 2023), así como las áreas silvestres protegidas definidas en las capas georreferenciadas del SINAC (2021). Todas estas capas de información están disponibles en el SNIT.

Posteriormente se utilizó la función *buffer* del SIG para dibujar los radios y márgenes de protección definidos en el artículo 33 de la Ley Forestal (Ley 7575, 1996) para los ríos, nacientes y pozos que se muestran en la tabla 3. Estas áreas varían de acuerdo con la topografía y el uso de suelo. Esta información se obtuvo de los mapas de uso de suelo y pendientes respectivamente. La elaboración del mapa de pendientes fue parte de la caracterización hidrogeológica y su metodología se describe más adelante.

Tabla 3

Áreas de protección de nacientes y cuerpos de agua superficial (Ley 7575, 1996).

Fuente de agua	Topografía	Uso de suelo	Área protección
Naciente	-	-	Radio 100m
Río	Plano (<40%) ¹	Urbano	Franja 10m
		No Urbano	Franja 15m
	Quebrado (>40%)	-	Franja 50m

Por otro lado, se consideró como áreas de amenaza y vulnerabilidad fluvial (AVFs) aquellas que por su morfología se cataloguen como zonas de inundación o terrazas fluviales. Este tipo de terrenos pueden presentar inundaciones en distintos niveles (Quesada, 2017), lo que a su vez incrementa la posibilidad de arrastrar patógenos a los ríos por efecto de la escorrentía (Salamanca et al., 2023). Para definir estas zonas se utilizó un mapa geomorfológico del área de estudio, y cuya metodología de elaboración también se describe como parte de la caracterización hidrogeológica.

Una vez que se contó con las áreas de APLs y AVFs dibujadas en el SIG, se proyectó sobre ellas la capa de uso de suelo y se extrajeron los elementos de categoría urbana que las intersecan mediante la herramienta *clip* del SIG. El producto fue un mapa que muestra únicamente las áreas categorizadas como de uso urbano que se encuentran dentro de las APLs y las AVFs.

¹ La ley solo indica las áreas de protección para terrenos planos y quebrados, pero no especifica cómo medirlos. En este trabajo se consideró como terreno quebrado todo aquel con un porcentaje de pendiente mayor a 40% de acuerdo a la clasificación de Brewer y Marlow (1993).

3.5 Caracterización Hidrogeológica

La caracterización del contexto hidrogeológico se realizó a partir de los siguientes seis elementos: i) topografía, ii) geomorfología, iii) litología, iv) capacidad de infiltración del suelo, v) dirección de flujo del agua subterránea y vi) vulnerabilidad hidrogeológica.

3.5.1 Topografía: Se utilizó la función *slope* del SIG para crear un mapa de pendientes a partir de las curvas de nivel a escala 1:5.000 de las hojas topográficas Caraigres y Dota, disponibles en el SNIT (IGN, 2017). Los valores obtenidos se reclasificaron conforme a la categorización de Brewer y Marlow (1993).

Tabla 4

Categorización utilizada para clasificar la pendiente (Brewer y Marlow, 1993).

Pendiente	Descripción
Casi plano	0% - 5%
Baja	5% - 20%
Moderada	20/ - 40%
Alta	> 40%

3.5.2 Geomorfología: Se creó en el SIG una red irregular de triángulos, también conocido como archivo *TIN*, a partir de las curvas de nivel escala 1:5.000 del área de estudio (IGN, 2017). Se utilizó la función *hillshade* del SIG para crear un modelo de elevación digital que permite observar el relieve del terreno.

Se dibujó manualmente el mapa geomorfológico siguiendo la metodología descrita en De Jong et al. (2021) para elaborar mapas morfométricos. Las unidades geomorfológicas se clasificaron de acuerdo con el sistema ITC de Verstappen y Van Zuidam (1991).

Se utilizó la capa de hidrografía del área de estudio (IGN, 2017) como base para identificar las formas fluviales. Además, se utilizó el mapa de pendientes para diferenciar las unidades de laderas que se clasifican según su pendiente. También se utilizaron los mapas geológicos de Denyer y Arias (1990) y Obando (2011) como base para identificar las unidades de origen estructural.

3.5.3 Geología: Se elaboró un mapa geológico local que describe los tipos de roca (litología) y estructuras geológicas presentes en el área de estudio. Se llevó a cabo una revisión bibliográfica para conocer las formaciones geológicas previamente descritas en el área de estudio, y se realizaron visitas de campo para validar esta información siguiendo el método de mapeo por afloramientos descrito en Echeveste (2018). El mapa geológico final se dibujó manualmente en el SIG tomando como base el mapa de afloramientos levantado en campo.

Aquellas áreas en las que no se contó con datos verificados en campo se completaron tomando como base la morfología del terreno descrita en el mapa geomorfológico, y lo descrito en los mapas geológicos de Denyer y Arias (1990) y Obando (2011). El mapa de afloramientos levantado en campo se muestra en el apéndice 3.

3.5.4 Capacidad de Infiltración Básica (k): Para calcular este factor se realizaron pruebas de infiltración en varios puntos de la microcuenca mediante la metodología del doble anillo descrita en Ibañez, Moreno y Blanquer (2010). El valor de infiltración básica (k) en cada prueba se calculó aplicando el modelo exponencial de Kostiakov (Alvarado y Barahona, 2016) y la expresión de su fórmula descrita en Villacencio (2020): $-600 \cdot A^b$; donde $[A: 60 \cdot B]$ y $[b: B-1]$; siendo A y B valores que se obtienen directamente de la ecuación de la línea de tendencia potencial $[y = A \cdot t^B]$. Esta ecuación se obtiene al graficar los datos de infiltración acumulada (mm) contra el tiempo total transcurrido (min) en cada prueba.

Se realizaron doce pruebas de infiltración entre mayo y octubre de 2023. Se eligieron sitios cercanos a los puntos de muestreo de aguas, con diferentes combinaciones de litología y uso de suelo. También se consideró la factibilidad de los sitios para las pruebas, ya que estos requieren que sean accesibles con vehículo y contar con disponibilidad de agua. En la fotografía 2 del apéndice 6 se muestra una imagen de una prueba de infiltración.

Los datos se graficaron en el programa Excel para calcular el valor k de cada prueba. Por último, se ingresaron los valores al SIG como un archivo de puntos, y se interpolaron los datos mediante el método “vecino natural” (López y Ortiz, 2015) para crear un mapa raster de capacidad de infiltración básica del suelo.

3.5.5 Dirección de Flujo: Se tomó como base la capa georeferenciada de concesiones de la Dirección de Agua (DA, 2023) disponible en el SNIT. Esta contaba con 21 registros en el área de estudio correspondientes a dos pozos y diecinueve nacientes.

Se creó un archivo raster de elevación del agua subterránea interpolando los datos en el SIG mediante el método “vecino natural” (López y Ortiz, 2015). Por último, se empleó la herramienta *Flow Direction* para crear las isofreáticas, y se dibujaron manualmente las líneas de flujo siguiendo el principio de que este es siempre perpendicular a las isofreáticas (Fetter, 2001).

Para obtener la elevación del agua subterránea en los pozos, esta se calculó restando la profundidad que indica el registro en la concesión al valor de elevación del pozo que se obtuvo del modelo de elevación digital. En el caso de las nacientes solamente se utilizó el valor de elevación registrado en la concesión (Vargas, 2000).

3.5.6 Vulnerabilidad Hidrogeológica: Se tomó como base el mapa del acuífero Tapantí-Pejibaye. Este acuífero es el más cercano al área de estudio con una descripción oficial de su vulnerabilidad, y se encuentra a aproximadamente 2km de distancia (SENARA, 2004). Dado que comparte la misma litología que la microcuenca Santa Marta, se utilizó esta característica para clasificar la vulnerabilidad hidrogeológica del área de estudio, utilizando la misma descripción que emplea SENARA (2004) para el acuífero Tapantí-Pejibaye, en términos de Baja, Media y Alta vulnerabilidad hidrogeológica.

En la categorización se asignó un mayor nivel de vulnerabilidad a las rocas volcánicas fracturadas que a las areniscas, basándose en lo que describe Quamar et. al (2017). En la tabla 5 se describen las categorías de vulnerabilidad hidrogeológica empleadas en la elaboración del mapa hidrogeológico, y los tipos de litología asociadas.

Tabla 5

Vulnerabilidad hidrogeológica según su litología (SENARA, 2004; Quamar et al., 2017).

Litología	Nivel de vulnerabilidad hidrogeológica
Depósito de caída	Muy baja
Areniscas de las formaciones Descartes y Caraigres	Baja
Lavas fracturadas de la Formación Grifo Alto	Media
Aluvión del Cuaternario	Alta
Cuerpos de agua sin cobertura de suelo o rocosa	Muy Alta

3.6 Evaluación Multicriterio por Intersección de Mapas en SIG

Se siguió la metodología descrita en Olaya (2014), en la que dos o más capas de información se integran en el SIG, de tal modo que un valor de la capa resultante defina inequívocamente una combinación de estas para cada punto específico en el área de estudio.

Como se menciona en anteriores pasos de la metodología, esta evaluación requiere un proceso de reclasificación de los datos en las capas originales. Esto permite convertir capas de información cuantitativa con valores continuos, en capas de clases con información discreta para integrar información de naturaleza cualitativa (Olaya, 2014).

La evaluación incluye tanto información de naturaleza cualitativa como cuantitativa, por lo que el proceso de reclasificación permitió analizar, por ejemplo, cómo interactúan el uso de suelo; cuya descripción es cualitativa, con la capacidad de infiltración básica, que se describe con números continuos representados en el valor de k .

Los factores incluidos en la evaluación multicriterio fueron el uso de suelo, la vulnerabilidad hidrogeológica y la capacidad de infiltración básica del suelo. Como se muestra en la tabla 6, todos los datos de estos factores se reclasificaron en cuatro o cinco clases, con base en su potencial de propiciar la concentración de coliformes, donde 5 representa el mayor potencial de concentración.

Tabla 6

*Reclasificación de los valores de k , uso de suelo, vulnerabilidad hidrogeológica y concentración potencial de *E. coli*.*

Valor numérico	Criterios			
	Capacidad de infiltración básica del suelo k (mm/h)	Uso de suelo	Vulnerabilidad hidrogeológica	Potencial de concentración relativa de <i>E. coli</i>
1	0 – 240	Bosque	Muy Baja	Muy Baja
2	240 – 480	Pasto	Baja	Baja
3	480 – 720	Cultivo	Media	Moderada
4	720 – 960	Pasto	Alta	Alta
5	960 - 1200	-	-	Muy Alta

La capacidad de infiltración básica del suelo se reclasificó mediante la función *reclassify* del SIG. Para la vulnerabilidad hidrogeológica, se asignaron números del 1 al 4 a las cuatro clases de Muy Baja, Baja, Media y Alta vulnerabilidad respectivamente. También se asignaron valores numéricos del 1 al 4 a los diferentes usos de suelo identificados en el área de estudio, tomando como base el hecho de que el uso urbano es el que está más asociado a la contaminación por coliformes, seguido de los cultivos (Goto y Yan, 2011; Abellán, 2016; Lapworth et al., 2017). Por último, se consideró el hecho de que, en el área de estudio, los pastos están más relacionados a las zonas urbanas, por lo que se les asignó un mayor peso que a los bosques.

Se utilizó la función de álgebra de mapas del SIG para sumar los tres mapas *raster* reclasificados. El resultado fue un modelo que muestra el potencial de concentración de *E. coli* por interacción de estos factores. Los valores del mapa resultante se reclasificaron nuevamente en las cinco clases de concentración descritos en la tabla 1, y se extrajeron a una capa de puntos que representan los cauces de los ríos. Este proceso permitió comparar los resultados del modelo potencial con los niveles reales de concentración promedio calculados a partir de los muestreos.

La comparación se hizo restando el mapa de concentración real al mapa de concentración potencial mediante álgebra de mapas, puesto que los números de ambos mapas representan un nivel jerárquico de su contaminación relativa; el resultado de esta resta se interpretó como una valoración numérica de cómo se ajusta el modelo a la realidad.

Dentro de los valores que se obtuvieron de esta resta, el 0 representa el mayor nivel de ajuste del modelo, donde el nivel de contaminación relativa obtenida a partir del modelo potencial fue el mismo nivel obtenido a partir de la concentración promedio real. De ahí en adelante, cualquier valor absoluto mayor a 0 se interpretó como un ajuste cada vez menor del modelo, siendo 4 el valor más elevado que se puede obtener de la resta debido a la utilización de cinco clases (Muy Baja, Baja, Moderada, Alta y Muy Alta).

Este proceso multicriterio se aplicó para evaluar el ajuste de dos modelos: 1) uno que únicamente incluye los mapas de uso de suelo y vulnerabilidad hidrogeológica (US+VH); 2) y un segundo en el que también se incorporó la capacidad de infiltración básica como factor de análisis (US+VH+K).

4. Resultados

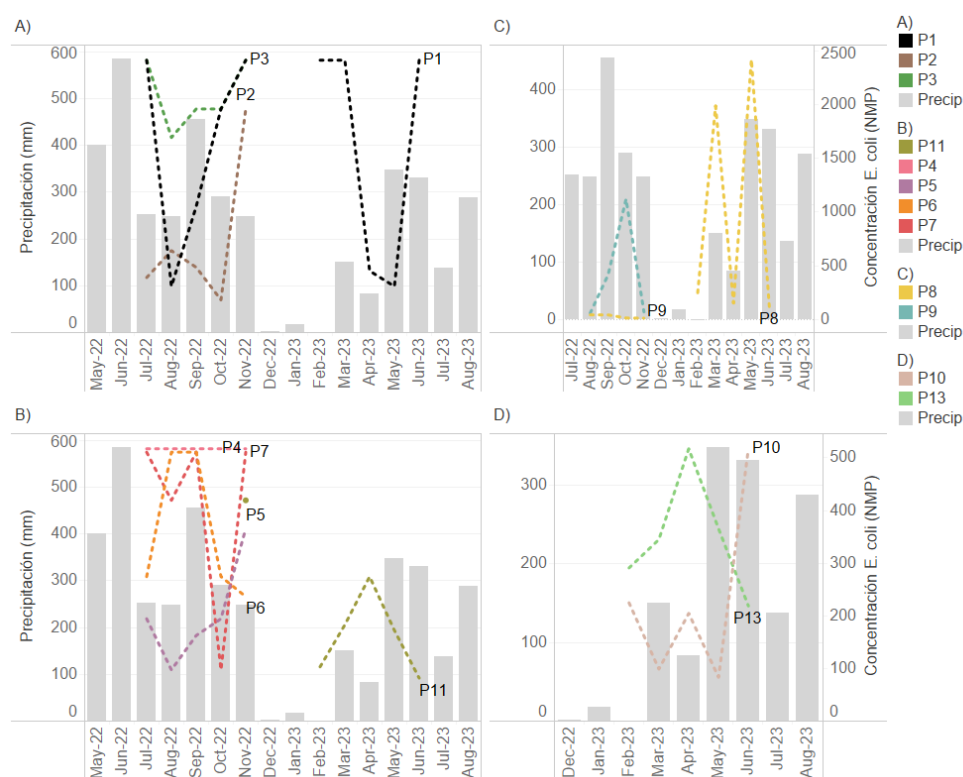
4.1 Análisis de Variación Temporal en la Concentración de *E. coli* de los Cuerpos de Agua Superficial

En la figura 3 se muestran los resultados de los análisis de *Escherichia coli* (*E. coli*) agrupados en diferentes zonas de la microcuenca. Los datos de concentración se muestran superpuestos a un gráfico de barras que representa la precipitación mensual.

Los periodos más secos se dieron de enero a marzo 2022, y entre diciembre 2022 y febrero 2023. Además, la época de mayor precipitación en 2022 se dio entre abril y octubre, con su pico en junio (585 mm); y durante el 2023, ocurrió entre mayo y octubre, con su pico en octubre (512 mm). En ambos años se dio un descenso significativo de la precipitación durante el mes de julio (IMN, 2004).

Figura 3

Variación en la concentración de E. coli para diferentes puntos de muestreo y datos de precipitación mensual en 2022 y 2023.



En el gráfico A se muestran los datos correspondientes a los muestreos realizados en la parte baja de la microcuenca. En esta área los puntos presentaban distintos niveles de concentración de *E. coli*, con valores que iniciaron en julio del 2022 entre 252 NMP y 2 419 NMP. Si bien los valores eran diferentes, los patrones de variación fueron similares, y se caracterizaron por mostrar un descenso en agosto y un incremento en noviembre, cuando el sector alcanzó las concentraciones más altas de entre 1 986 NMP y los 2 419 NMP, que es el límite de detección del método de análisis.

El valor de concentración más alto y las variaciones más abruptas se detectaron donde toda la microcuenca desemboca en el río Pirrís (P1). Este fue el único sitio de la parte baja que también contó con datos en 2023. Durante todo el periodo de monitoreo, esta zona mostró cambios abruptos de concentración que variaban entre los 400 NMP y el valor máximo de 2 419 NMP.

En el gráfico B se muestran los datos correspondientes a los muestreos realizados en la parte media de la microcuenca, los cuales no parecen compartir un único patrón de variación, y cuyo comportamiento se diferencia principalmente entre las quebradas A y B.

Los sitios de muestreo P6 y P7 corresponden a la confluencia de dos cuerpos de agua en la quebrada B. Este sector también presentó cambios abruptos de concentración. Entre julio y agosto del 2022, rondó los 1 600 NMP. Alcanzó la concentración máxima de 2 419 NMP en septiembre, y luego tuvo un descenso abrupto hasta 460 NMP en octubre. Sin embargo, unos 250m aguas debajo de ese punto (P5), las variaciones reportadas fueron menos abruptas, y mostraron un patrón similar al descrito en la parte baja de la microcuenca, con un pico de 1 733 NMP en noviembre.

Por otro lado, el sector de la quebrada A se monitoreó por medio de los puntos P11 y P4, los cuales también mostraron patrones de variación muy distintos. El sitio P11 se encuentra más al norte, y un muestreo realizado en noviembre del 2022 registró que la concentración en ese mes fue de 1 986 NMP. Posteriormente se retomó el muestreo en febrero del 2023 con 488 NMP; alcanzó el valor máximo de 1 300 NMP en abril; y terminó en junio con una concentración de 387 NMP. El resultado es un patrón de variación en forma de picos y valles que se repite cada dos o tres meses.

El punto de muestreo P4 se encuentra más al sur y corresponde al sitio en el que los cuerpos de agua registraron los valores más altos de contaminación promedio. Este sitio contó con un monitoreo continuo de su concentración entre agosto y noviembre del 2022, periodo en el que no mostró ninguna variación y estuvo siempre sobre los 2 419 NMP.

El gráfico C muestra los resultados de los sitios localizados en la parte alta de la microcuenca. El patrón observado en este sector es similar al descrito previamente para el sitio P11, en el que se repiten picos y valles de concentración cada dos o tres meses. El sitio P9 se localiza en el límite al este de la parte alta y tuvo un muestreo continuo entre agosto y noviembre del 2022. En este periodo su concentración varió entre 60 NMP y 1 120 NMP. Por otro lado, el sitio P8 que se localiza unos 350 m al oeste de P9, mostró un comportamiento muy diferente entre 2022 y 2023. En 2022, su concentración se mantuvo estable por debajo de los 50 NMP, pero en 2023 cambió al mismo patrón alternando entre 2 419 NMP y 119 NMP.

Por último, el gráfico D muestra la variación de concentración en los sitios localizados en el límite oeste de la microcuenca. Este sector se describe por separado debido a que, como se detalla más adelante en la sección 4.4.5, parece tener una conexión hidrogeológica con el exterior de la microcuenca. Aquí se observó el mismo patrón que se describió en la parte alta y en otros sitios como P11. La diferencia es que en la parte más alta (P10), los picos y valles de concentración se dieron cada mes, con cambios entre 83 NMP y 220 NMP, y terminó en junio 2023 con un incremento abrupto de 500 NMP. Mientras que en la parte media (P13), los cambios de concentración fueron más estables, generando picos y valles de 200 NMP y 500 NMP aproximadamente cada dos meses.

Además, un muestreo previo realizado en ambos sitios en noviembre del 2022, mostró que la concentración de *E. coli* fue más alta durante ese mes, de entre 1 153 NMP y 1 986 NMP. Este mismo patrón se observó en P11, cuya concentración también fue mayor en 2022, pero que al igual que estos dos sitios, no se monitorearon de manera continua al periodo descrito en 2023, por lo que se desconoce cómo variaron la concentración durante diciembre 2022 y enero 2023.

En cuanto a las pruebas de correlación, no fue posible determinar una dependencia estadística entre los datos concentración de *E. coli* y las demás variables. La prueba en que se incorporaron los 78 muestreos a lo largo de toda la microcuenca, arrojó un coeficiente de correlación de 0.14 entre las variables de concentración y precipitación.

Otras pruebas estadísticas, pero agrupando los datos de acuerdo a las diferentes partes de la microcuenca arrojaron coeficientes de correlación de 0.12 para la parta alta, 0.35 en la parte media y -0.21 en la parte baja. Con los datos agrupados de acuerdo a la geología se obtuvieron coeficientes de correlación muy similares: 0.20 en las lavas, 0.14 en las areniscas y -0.13 en el aluvión. Y el mismo ejercicio, pero agrupando los datos de acuerdo al uso de suelo dio como resultado coeficientes aún más bajos: 0.057 en cultivos, 0.11 en bosques y 0.01 en zonas urbanas. Los resultados de estas pruebas estadísticas se resumen en la tabla 7. En el apéndice 4 se muestran gráficos e imágenes obtenidos del programa XLStatistics para cada uno de los análisis.

Tabla 7

*Resultados de los análisis de correlación estadística entre las variables de concentración de *E. coli* y precipitación.*

Grupo de análisis	Características de las pruebas y resultados		
	Puntos de muestreo	Cantidad de muestras	Coeficiente de correlación
Partes de la microcuenca			
Alta	4	25	0.12
Media	11	45	0.35
Baja	3	20	-0.21
Litología			
Aluvión	4	29	-0.13
Arenisca	1	6	0.14
Lava	8	43	0.20
Cultivo	8	40	0.057
Urbano	7	26	0.010
Bosque	2	12	0.11

Si bien los coeficientes de correlación obtenidos son bajos, al menos son consecuentes en la mayoría de las pruebas realizadas, independientemente de cómo se agrupen. Estas dieron como resultado una correlación débil que no permite concluir sobre la existencia de una dependencia entre las variables, pero que en caso de existir, sería mayormente positiva; a excepción del aluvión en la parta baja, donde la prueba arrojó valores negativos que representan una relación muy débil e inversa entre las variables.

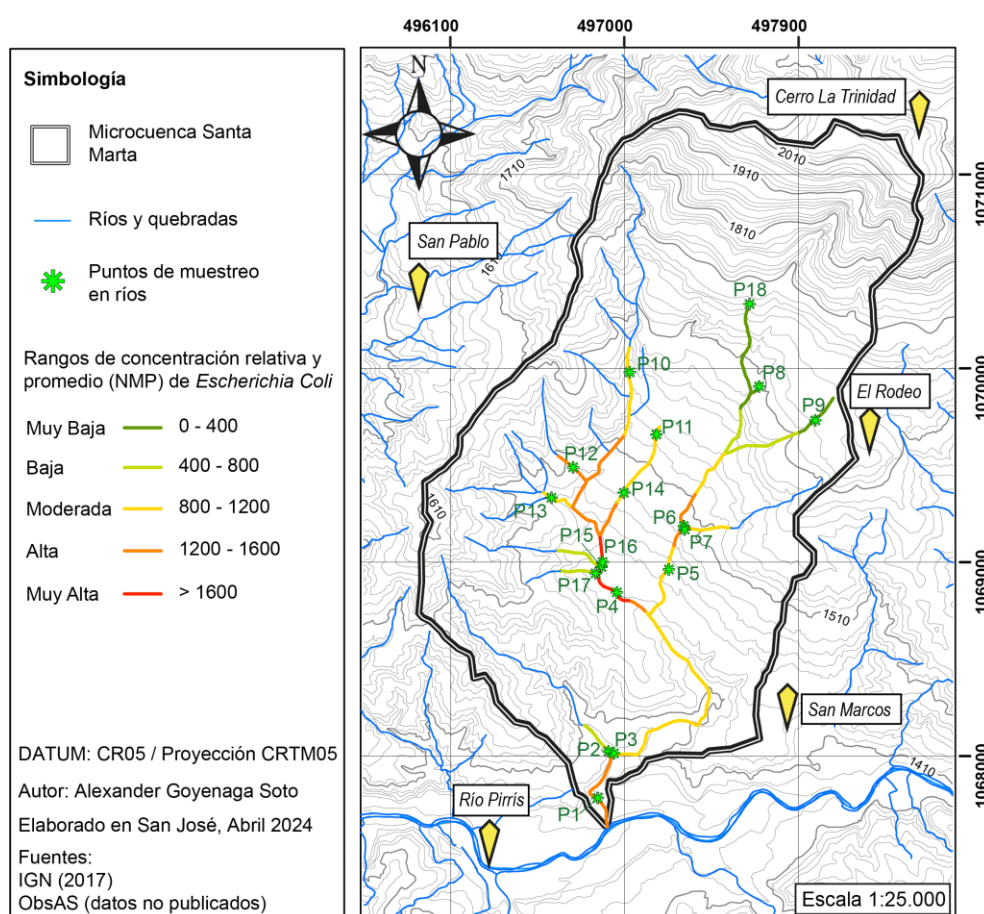
Por lo tanto, la principal conclusión de las pruebas estadísticas, es que los datos de concentración de *E. coli* no tienen una fuerte dependencia por ninguna de las variables estudiadas. Esto refuerza la idea de que estas influyen de manera conjunta, por lo que un análisis integral como la evaluación multicriterio es una mejor forma de estudiar este caso.

4.2 Caracterización de la Concentración Relativa de *E. coli* en los Cuerpos de Agua Superficial

El 60% de la red hídrica se encuentra dentro de los rangos de Alta y Muy Alta concentración de *E. coli*. El sector de mayor concentración se encuentra en la quebrada A, al oeste del centro de San Marcos. En este sector las concentraciones superaron el límite de detección del método de análisis del laboratorio (2 419 NMP).

Figura 4

*Mapa de concentración relativa de *E. coli* en ríos.*



Varios de los afluentes de la quebrada A se encuentran en partes altas de la microcuenca y presentaron concentraciones altas y moderadas, de entre 1 553 NMP y 835 NMP. Otras áreas de alta concentración se encuentran en la parte media de la quebrada B, donde el promedio fue de 1 590 NMP; y la parte baja de la microcuenca, cerca de su desembocadura en el río Pirrís, donde la concentración promedio fue de 1 430 NMP.

Las concentraciones más bajas se detectaron en los afluentes de la quebrada B localizados en las partes media y alta de la microcuenca, donde las concentraciones no superaron las 300 NMP. En la figura 4 se muestra el mapa de concentración relativa.

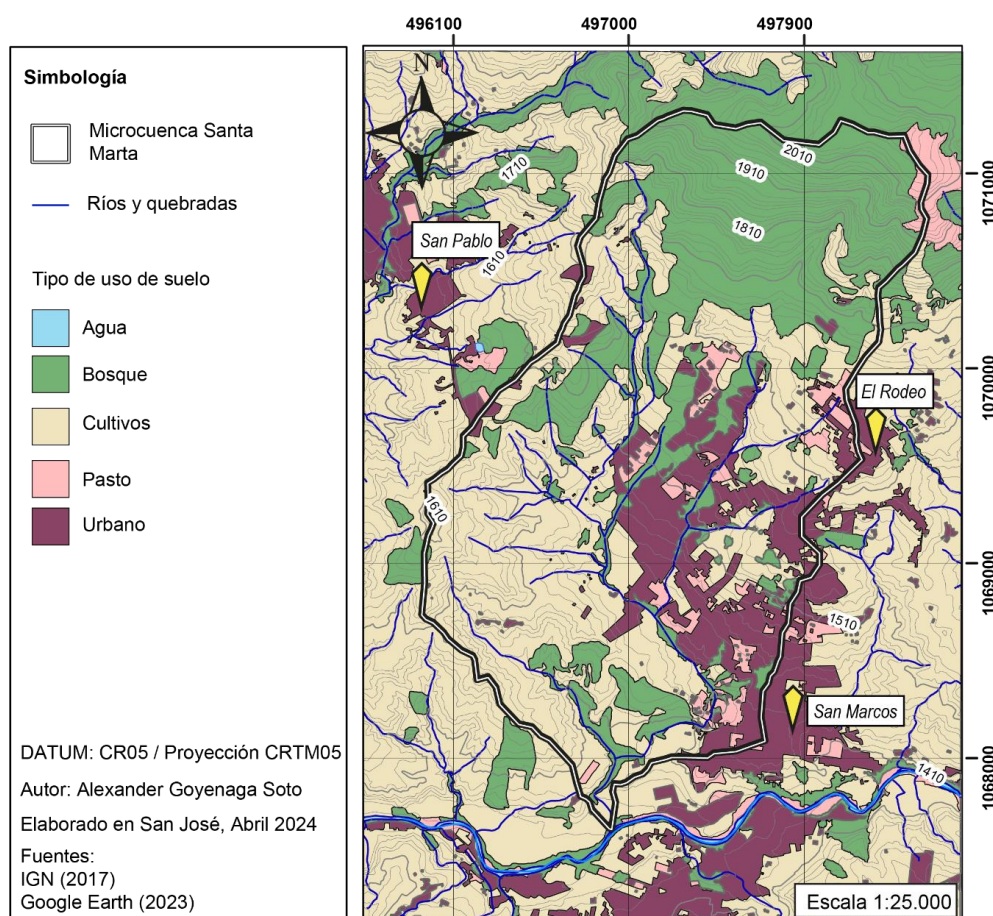
4.3 Caracterización del Uso de Suelo

4.3.1 Mapa de Uso de Suelo: Los cultivos abarcan el 55% del área de estudio. Se concentran principalmente en la parte sur y oeste, y en su mayoría corresponden a cultivos de café, incluyendo infraestructura de beneficios húmedos que se localizan principalmente en la parte baja de la microcuenca, donde destaca el beneficio de Coopetarrazú. También hay áreas dedicadas al cultivo de otros productos como lechuga y banano.

El segundo tipo de uso con mayor cobertura es el de bosque con un 25%. Se concentra principalmente al noroeste del área de estudio y alrededor de las quebradas. En la parte media de la microcuenca se observa un bosque secundario con helechos, cipreses y árboles frutales. En la parte alta, la vegetación es más pequeña en lo que aparenta ser una transición hacia un ambiente de páramo.

Figura 5

Mapa de uso de suelo.



Le sigue la cobertura de tipo urbana que representa un 15%. Este se concentra principalmente en la parte centro y sureste de la microcuenca. La mayor parte del suelo urbano en el centro corresponde a viviendas, mientras que el sector sureste rodea el centro urbano de San Marcos, donde el uso de suelo es mixto entre viviendas y áreas de uso comercial. El centro de San Pablo no se encuentra dentro de la microcuenca, pero es otra porción importante de terreno dentro del área de estudio cubierta por suelo urbano que se encuentra al oeste.

Los usos de suelo con menor cobertura son los pastos, que representa un 4% del área de estudio, y el de agua, que representa menos del 1%. Las áreas de pasto corresponden en su mayoría a lotes baldíos o potreros circunscritos dentro de las zonas urbanas. El mapa de uso de suelo se muestra en la figura 5. En la tabla 8 se resumen los porcentajes de distribución de los diferentes tipos de uso de suelo identificados, y una imagen de estos usos se muestra en la fotografía 3 en el apéndice 6.

Tabla 8

Distribución del uso de suelo en el área de estudio.

Categoría	Porcentaje de cobertura (%)
Agua	1%
Bosque	25%
Cultivo	55%
Pasto	4%
Urbano	15%

4.3.2 Estudio de Invasión Urbana en Áreas de Protección, Amenaza y Vulnerabilidad Fluvial: El 7% de las áreas de protección definidas por ley (APLs) están ocupadas por usos de suelo urbano. Dentro de la microcuenca se están invadiendo 0.1 km² de protección de fuentes de agua, que representan un 2% de toda el área de la microcuenca. El 54% de estas áreas de protección invadidas corresponde a radios de protección de nacientes, y el 46% restante a zonas de protección de ríos.

La invasión de áreas de protección de ríos ocurre principalmente en el sector de la quebrada B, donde algunas viviendas ubicadas al norte del poblado de San Marcos ocupan tramos cercanos a su cauce y sus afluentes (fotografía 4, apéndice 6). Por otro lado, las nacientes cuyos radios de protección están invadidos son las que se encuentran registradas en la Dirección de Agua bajo los códigos 3399, 6346, 7580 y 13533.

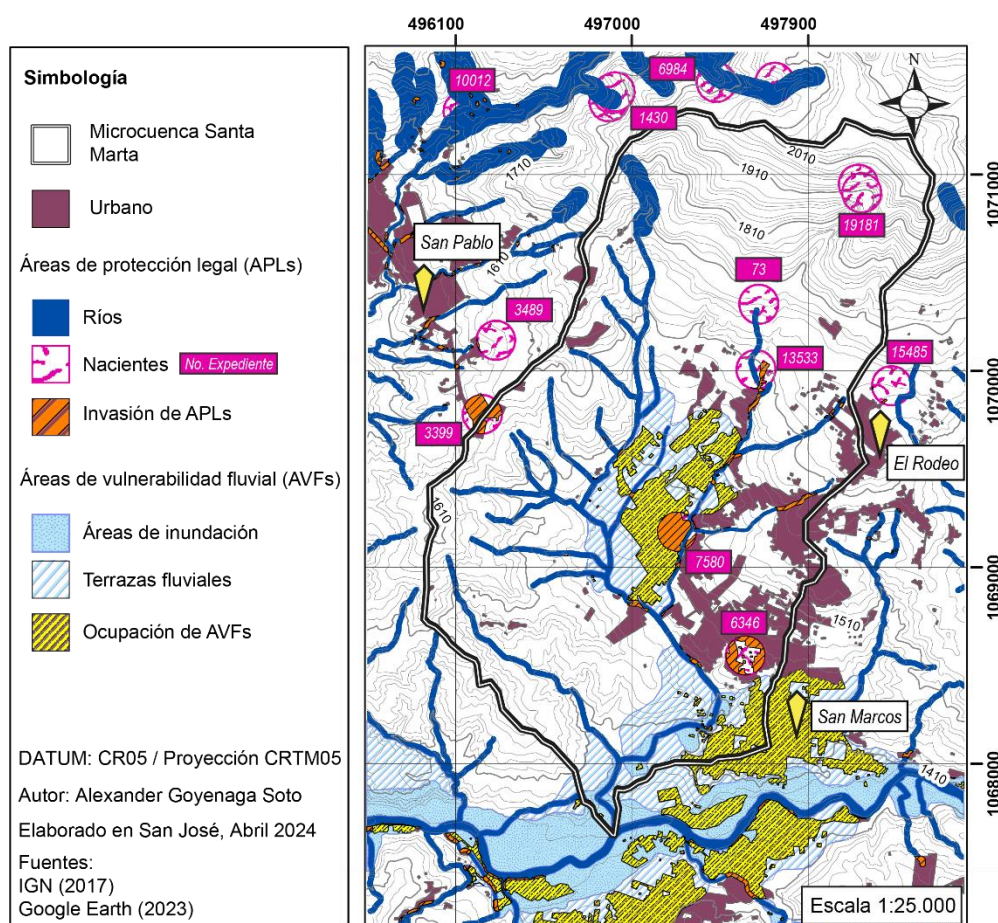
La naciente 6346 se encuentra al sureste de la microcuenca y los bordes de su área de protección cuentan con viviendas y comercios del centro urbano de San Marcos. La naciente 7580 se encuentra en el centro de la microcuenca y su área de protección está invadida casi en su totalidad por viviendas. La naciente 3399 está en el borde oeste de la microcuenca, y gran parte su radio de protección está invadido por sitios de servicios y uso comercial, dentro de los que se encuentra el cementerio de la localidad y una gasolinera. Más al norte se encuentra la naciente 13533, que cuenta con una pequeña invasión de su área de protección por parte de algunas viviendas.

Con respecto a las áreas de vulnerabilidad fluvial (AVFs), el análisis mostró que el 37% están ocupadas por usos de suelo urbano. La mayoría se concentra al sur del área de estudio, fuera de la microcuenca Santa Marta, y corresponden a las áreas de inundación y terrazas aluviales del río Pirrís. En la microcuenca hay dos principales manchas urbanas dentro de AVFs: una en el centro de la microcuenca y otra al sureste. La primera corresponde a una terraza aluvial asociada a las quebradas A y B. La segunda corresponde al poblado de San Marcos que se asienta sobre una de las terrazas aluviales ubicadas a la orilla norte del río Pirrís.

Al clasificar los usos de suelo que ocupan estas dos AVFs con base en el Manual de Planes Reguladores (Reglamento 6296, INVU, 2018), se puede observar que en el caso de la primera, la mayoría corresponde a viviendas. Por otro lado, en la mancha urbana localizada sobre el centro de San Marcos, las áreas urbanas que ocupan esta zona son mayormente de tipo mixto, correspondiendo en su mayoría a zonas de uso comercial y servicios. En la figura 6 se muestra el mapa de invasión urbana.

Figura 6

Mapa de invasión urbana en APLs y ocupación de AVFs en el área de estudio.



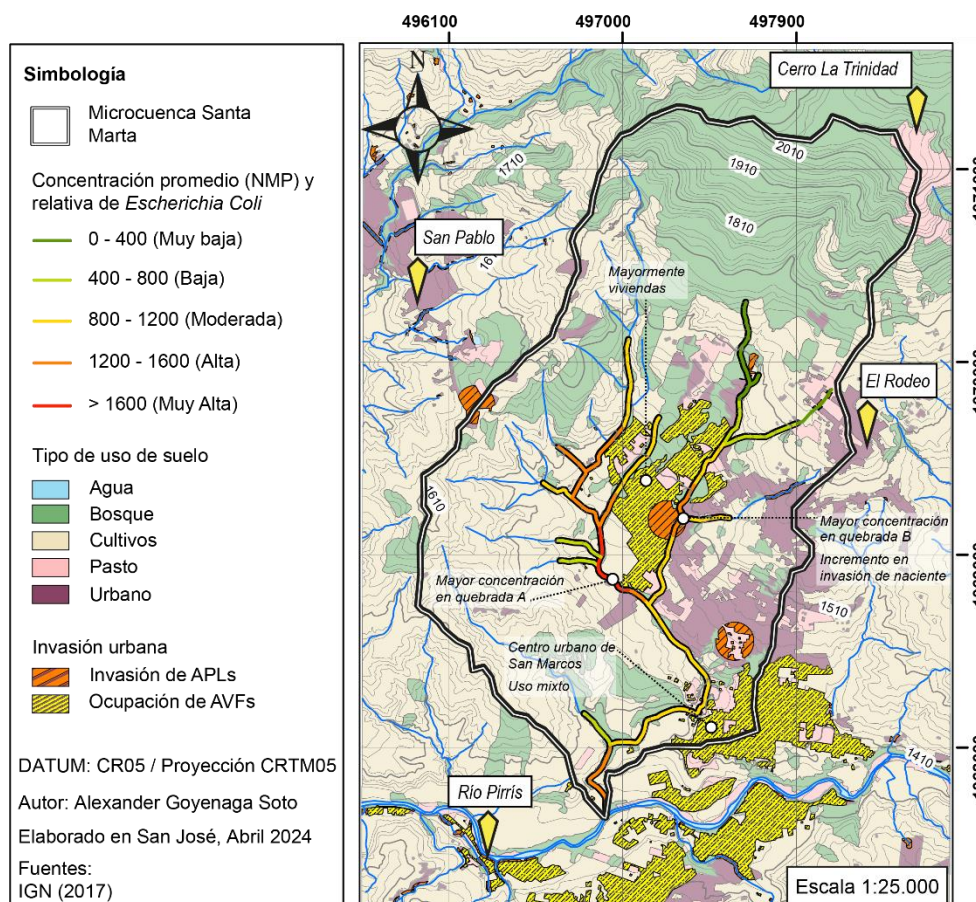
En la figura 7 se muestra un mapa que proyecta los niveles de concentración relativa de *E. coli* y las áreas de invasión y ocupación urbana sobre el uso de suelo. En este mapa se observa que el tramo de río con mayor concentración de la quebrada A se ubica directamente aguas abajo de la AVF localizada en el centro de la microcuenca. Por otro lado, el sitio de mayor concentración en la quebrada B se localiza en el borde oriental de esta misma AVF, y se debe a que está directamente sobre el APL de una naciente también invadida.

En el caso de la AVF sobre la que se posiciona el centro urbano de San Marcos, la ocupación urbana parece tener un menor impacto en la contaminación fecal de los ríos cercanos. Esta AVF es bordeada por un segmento de la quebrada C, y su concentración relativa de *E. coli* en todo este tramo es Moderado; que al contrario del caso anterior, no muestra cambios antes o después de su paso por la zona.

Por último, el tramo de río con menor nivel de concentración se ubica en la parte norte de la microcuenca, en la parte más alta de la quebrada B. Este sector corresponde principalmente a cultivos y bosque, y no presentan invasión de APLs u ocupación urbana de AVFs.

Figura 7

*Mapa de invasión urbana y análisis de su incidencia en los niveles de concentración relativa de *E. coli* en los ríos.*



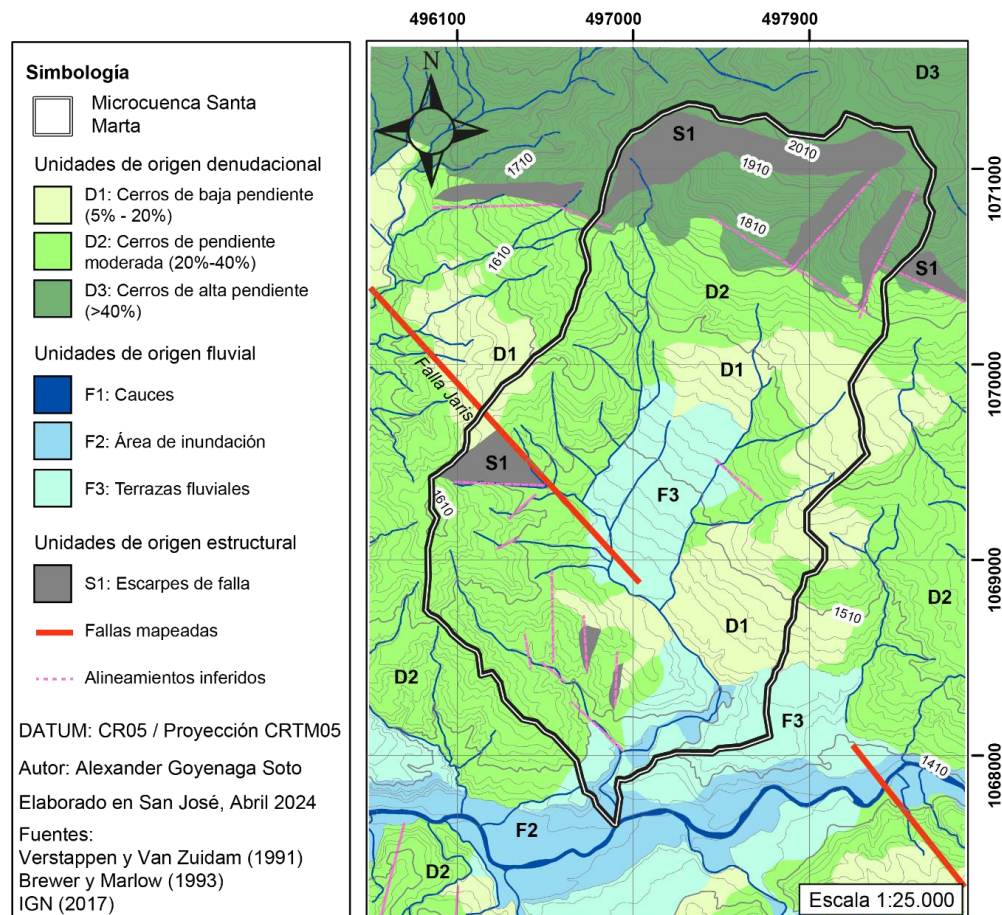
4.4 Caracterización Hidrogeológica

4.4.1 Topografía: La mayor parte del área de estudio tiene pendientes moderadas (20%-40%), que se ubican principalmente en la parte norte y oeste de la microcuenca. Las pendientes bajas (5%-20%) se concentran principalmente en el centro de la microcuenca, mientras que las pendientes más altas (>40%) se concentran al norte. Los terrenos planos (<5%) se limitan a las áreas de inundación del río Pirrís localizada en la desembocadura de la microcuenca.

La distribución de las áreas con pendientes altas, moderadas y bajas se describe en el mapa geomorfológico de la figura 8. Pero el mapa de pendientes y el modelo de elevación digital creados para interpretar la geomorfología del terreno se muestran en los apéndices 1 y 2 respectivamente.

Figura 8

Mapa geomorfológico.



4.4.2 Geomorfología: En el área de estudio se identificaron morfologías de origen denudacional², fluvial y estructural; y su distribución se muestra en el mapa geomorfológico de la figura 8. Los cerros de baja pendiente (D1) están altamente erosionados (Verstappen y Van Zuidam, 1991). Tienen una topografía regular y una pendiente de entre 5% y 20% (Brewer y Marlow, 1993). Se encuentran principalmente en el centro de la microcuenca, pero también hay una pequeña porción al oeste en el poblado de San Pablo. Esta unidad está asociada a la erosión de rocas volcánicas y a algunos depósitos de ceniza que ayudaron a suavizar la topografía.

Los cerros de pendiente moderada (D2) están moderadamente erosionados (Verstappen y Van Zuidam, 1991) con pendientes de entre 20% y 40% (Brewer y Marlow, 1993). Se asocian a la erosión de rocas volcánicas y areniscas. Abarcan la parte oeste de la microcuenca.

Los cerros de alta pendiente (D3) están poco erosionados (Verstappen y Van Zuidam, 1991), con pendientes mayores al 40% (Brewer y Marlow, 1993). Se concentran en el norte dentro de las partes altas de la microcuenca, y se asocian principalmente a la erosión de los depósitos de lavas.

En las unidades de origen fluvial se encuentran los cauces de la red hídrica, las terrazas fluviales y el área de inundación del río Pirrís. Los cauces (F1) de los ríos y quebradas no superan los 10m de altura, además se caracterizan por ser muy estrechos y pronunciados en la parte alta de la microcuenca; y moderadamente amplios y poco profundos en la parte baja.

Las terrazas fluviales (F3) son terrenos de baja pendiente (5%-20%) asociados a depósitos aluviales que representan antiguas áreas de inundación (Verstappen y Van Zuidam, 1991). Dentro la microcuenca se pueden describir dos principales unidades de terrazas. Una se ubica en el centro y se puede asociar a anteriores depósitos de las quebradas A y B. La otra está en el límite sur de la microcuenca y parece estar asociada a una anterior dinámica del río Pirrís, ya que forma parte de una mayor terraza que rodea la actual área de inundación de este río.

Parte del área de inundación del río Pirrís (F2) abarca una pequeña parte al sur de la microcuenca donde desemboca la quebrada C. Se caracteriza por ser terrenos muy planos y favorables a la inundación por acumulación fluvial (Verstappen y Van Zuidam, 1991).

En las unidades de origen estructural se encuentran alineamientos y escarpes de falla. Se observan pares conjugados de alineamientos con dirección noroeste-sureste y noreste-suroeste en la parte norte de la microcuenca. Esta configuración evidencia un esfuerzo de compresión en dirección este-oeste (Rowland, Duebendorfer y Schiefelbein, 2007; Ragan, 2009). También se observan en la parte sur de la microcuenca, una serie de alineamientos paralelos con dirección norte-sur. Esto evidencia que los esfuerzos de distensión ocurren en esta misma dirección (Rowland, Duebendorfer y Schiefelbein, 2007; Ragan, 2009).

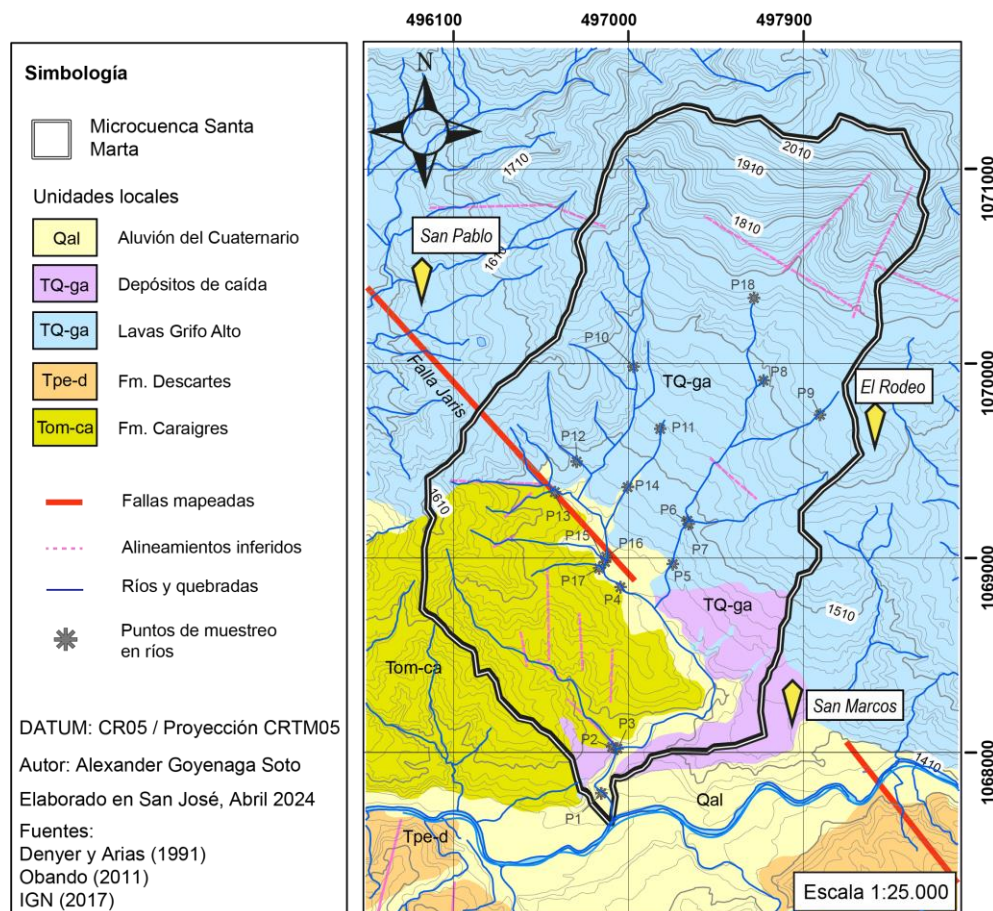
² Formas del terreno cuyo origen se debe a los procesos de erosión y movimientos en masa (Verstappen y Van Zuidam, 1991).

Los escarpes de falla (S1) son superficies expuestas por el movimiento de una falla (Tarbuck y Lutgens, 2005). En el área de estudio se observan escarpes principalmente al norte, donde la pendiente es mayor. Estos se encuentran alineados en dirección noreste-suroeste y tienen una altura de entre 100m y 150m. También se observan escarpes más pequeños, no mayores a 60m y 80m de altura en la parte sur de la microcuenca, y un gran escarpe con faceta triangular de aproximadamente 100m de altura asociado a la falla Jaris, y otras fallas en par conjugado que se expresan en la topografía del área como alineamientos.

4.4.3 Geología Local: La Formación Grifo Alto abarca la mayor parte de la microcuenca, desde el extremo norte hasta el centro urbano de San Marcos. Está conformada por rocas volcánicas fracturadas que son de color gris claro cuando están sanas, y de tonos rojizos y morados cuando están muy alteradas. Denyer y Arias (1991) describen que esta formación se compone de lavas andesíticas (composición química intermedia en cuanto a su contenido de sílice), y otros depósitos propios de un vulcanismo explosivo, como tobas blanquecinas que gradan hacia el techo de la formación.

Figura 9

Mapa geológico.



La coloración rojiza de las lavas en esta zona se atribuye a la alteración hidrotermal (Obando, 2011), el cual es un cambio químico que ocurre en la roca cuando fluidos calientes y ricos en iones circulan a través de ella (Tarbuck y Lutgens, 2005). Este tipo de alteración se puede observar principalmente en las partes más altas de la microcuenca. El espesor de la formación supera los 1 000m y su edad es Plioceno-Pleistoceno, de entre 5.3 y 0.012 millones de años (Denyer y Arias, 1991).

Los depósitos de vulcanismo explosivo que describen Denyer y Arias (1991) se concentran en la parte sureste de la microcuenca, muy cerca del centro de San Marcos, y corresponden principalmente a tobas de tipo lapilli. Aunque en la bibliografía consultada estos depósitos se describen como parte de la Formación Grifo Alto, localmente corresponden a un tipo de litología diferente a las lavas, por lo que se describieron como una unidad distinta en el mapa geológico.

En la parte suroeste se concentra un conjunto de rocas sedimentarias como lutitas y areniscas medias de color negro a gris claro cuando están sanas, y de color café cuando están meteorizadas. Obando (2011) describe este conjunto de rocas como la Formación Caraigres. Su espesor no sobrepasa los 100m en pequeñas cuencas y su edad se estima entre el Oligoceno y el Mioceno Inferior, de 33 a 23 millones de años (Denyer y Arias, 1990).

Más al sur de la microcuenca también aflora la Formación Descartes, la cual Obando (2011) también describe como intercalaciones de areniscas y lutitas. El poblado de San Marcos se asienta sobre depósitos aluviales compuestos de clastos mal seleccionados de composición variada englobados en una matriz de arena gruesa (Obando, 2011). Estos depósitos se observan en la parte media baja de la microcuenca y en los alrededores de la desembocadura del río Pirrís.

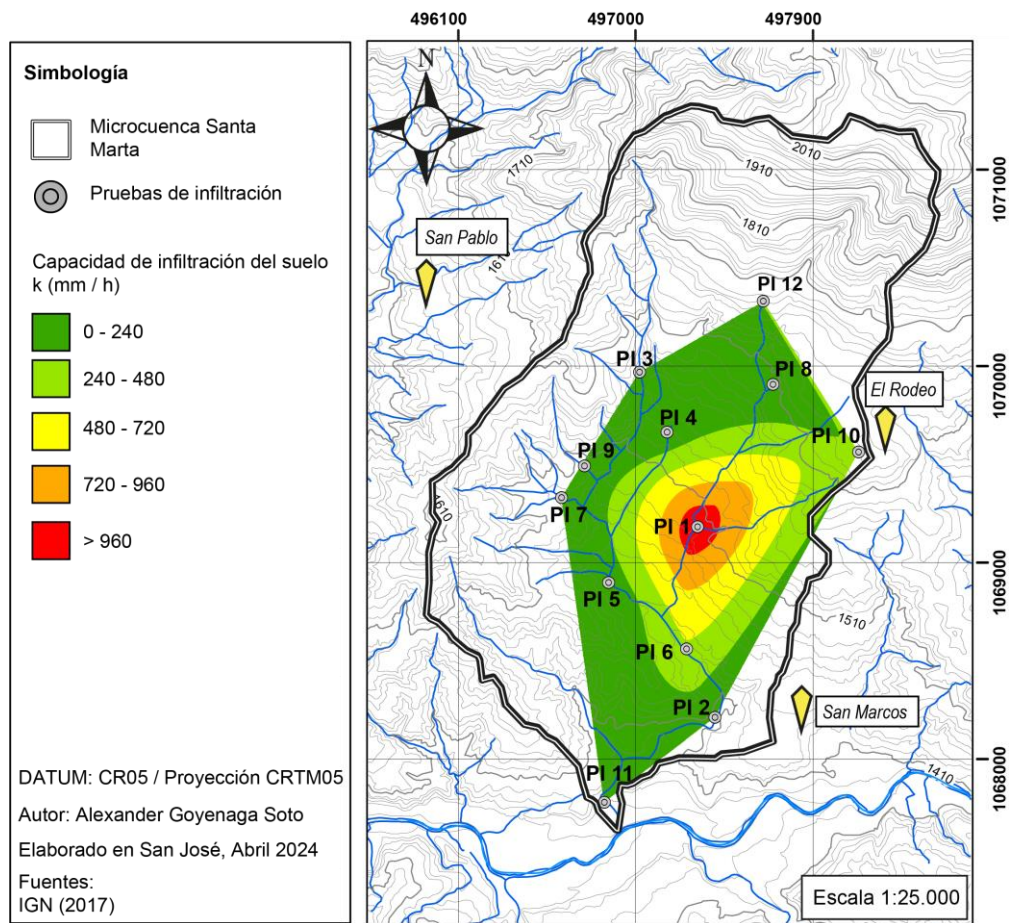
En cuanto a la geología estructural, se describen tres sistemas importantes de fallas (Denyer y Arias, 1990; Obando, 2011; Arredondo, 2015). El más cercano a la microcuenca es un sistema de fallas regionales con rumbo norte-sur dentro del que destaca la falla Jaris (Obando, 2011). Este sistema cruza desde el suroccidente de los cerros de Escazú hasta el sector de la Zona de los Santos (Arredondo, 2015). Imágenes de los diferentes tipos de litología descritos se muestran en las fotografías 5 a la 8 del apéndice 6.

4.4.4 Capacidad de Infiltración Básica (k): El valor de k más elevado se obtuvo en la prueba PI 1, que concuerda con los puntos de muestreo P6 y P7. En este sitio las mediciones arrojaron una capacidad de infiltración cercana a 1 200 mm/h. A partir de este punto, la capacidad de infiltración decrece de manera radial en el resto de la microcuenca.

Las capacidades de infiltración más bajas se encuentran al oeste y al sur, donde k es de entre 55 y 11 mm/h. En las partes altas de la microcuenca se midieron valores que están alrededor de los 200 mm/h. En la figura 10 se muestra el mapa de capacidad de infiltración básica del suelo obtenido a partir de la interpolación de los datos. En el apéndice 5 se muestran los registros y gráficos de cada prueba.

Figura 10

Mapa de capacidad de infiltración básica del suelo (PI se refiere a pruebas de infiltración).



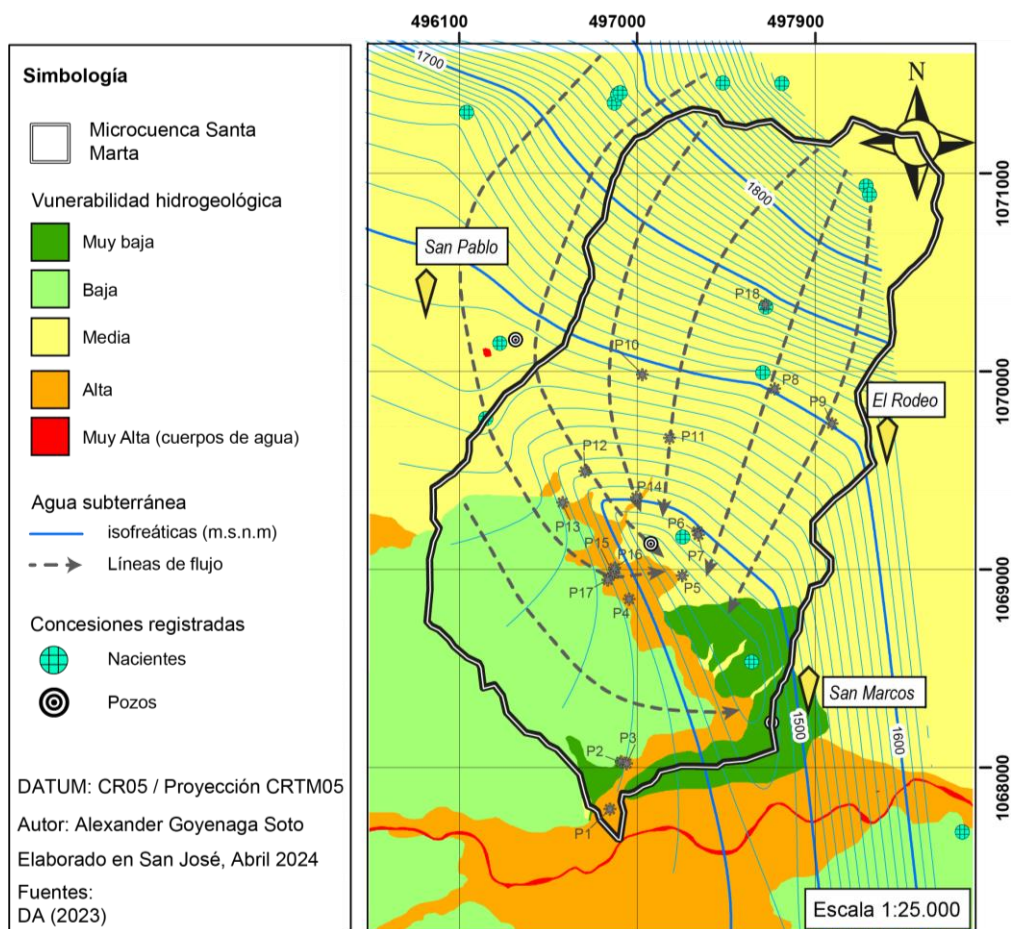
4.4.5 Vulnerabilidad Hidrogeológica: La figura 11 corresponde al mapa hidrogeológico del área de estudio, donde se muestra una distribución del terreno con respecto a su vulnerabilidad hidrogeológica.

La zona de mayor vulnerabilidad se asienta sobre depósitos aluviales. Aquí la vulnerabilidad es alta debido a que estos depósitos son muy permeables. La zona de menor vulnerabilidad hidrogeológica está en el límite sureste de la microcuenca. Aquí el nivel freático está cubierto por una capa de depósitos volcánicos de caída que son poco permeables (Foster *et al.*, 2002).

Toda la parte alta y media de la microcuenca es de vulnerabilidad media, dado que el agua subterránea se alberga principalmente en rocas volcánicas fracturadas. El sector sur y suroeste está conformado por rocas sedimentarias que tiene una vulnerabilidad hidrogeológica baja.

Figura 11

Mapa de hidrogeológico.



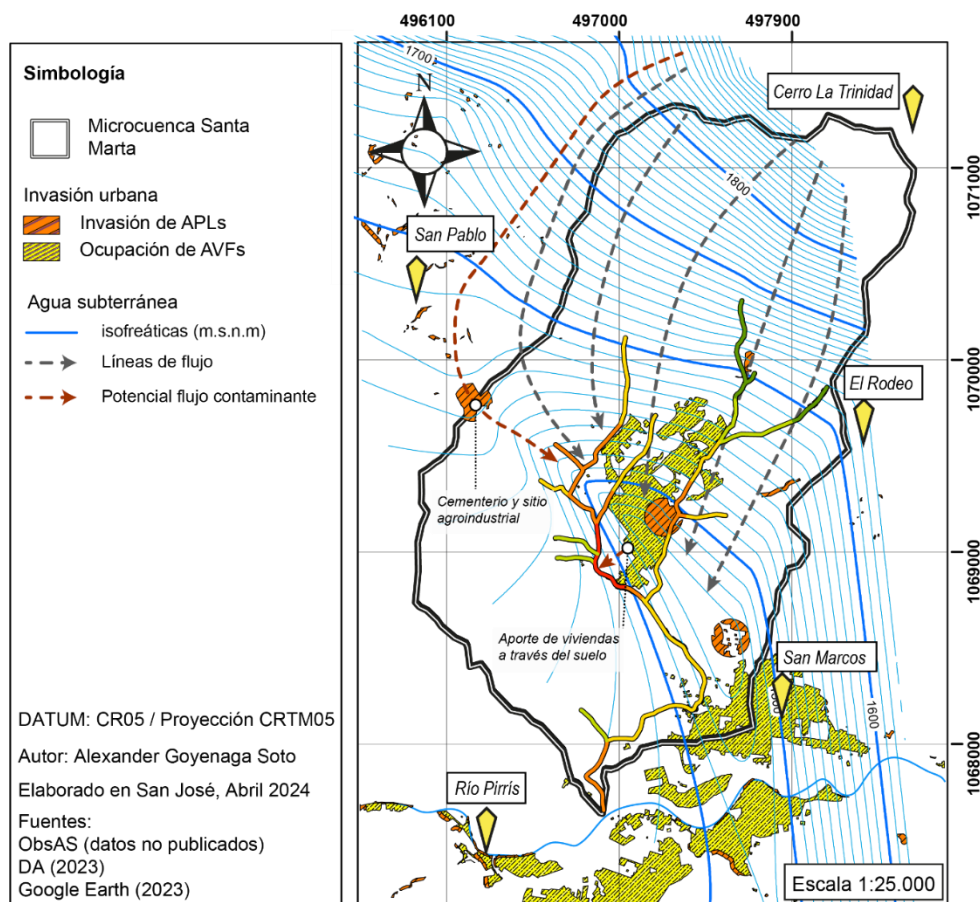
4.4.5 Dirección de Flujo: El mapa hidrogeológico también incluye las isofreáticas. Estas muestran que el flujo del agua subterránea fluye en dirección suroeste, desde la parte alta hasta la parte media de la microcuenca. Posteriormente, cambia su dirección al sureste hasta llegar al centro urbano de San Marcos. En este punto, el agua que proviene de la parte alta converge con otro flujo que incluso aparenta provenir fuera de los límites topográficos de la microcuenca.

En el sector que limita al oeste fuera de la microcuenca, el flujo del agua subterránea también tiene una dirección de flujo hacia al suroeste. Sin embargo, en un punto cercano al poblado de San Pablo, su rumbo cambia al sureste e ingresa a la microcuenca Santa Marta por el sector de la carretera que conecta San Pablo con San Marcos.

Al proyectar las isofreáticas sobre el mapa de invasión urbana se obtuvo el mapa de la figura 12. Esta muestra como el flujo externo pasa bajo áreas urbanas que invaden APLs de algunos cuerpos de agua en el sector de San Pablo, antes de ingresar a la microcuenca. Estas zonas están ocupadas por un cementerio y un sitio agroindustrial que lleva a cabo actividades para la crianza de cerdos y pollos (fotografía 9 del apéndice 6).

Figura 12

Mapa de correlación espacial entre las áreas de invasión urbana, la dirección de flujo del agua subterránea y la concentración relativa de E. coli en los ríos.



El mapa también muestra que los tramos de río con mayor concentración de *E. coli* se encuentran directamente sobre las líneas de flujo que provienen de la AVF localizada aguas arriba, en el centro de la microcuenca.

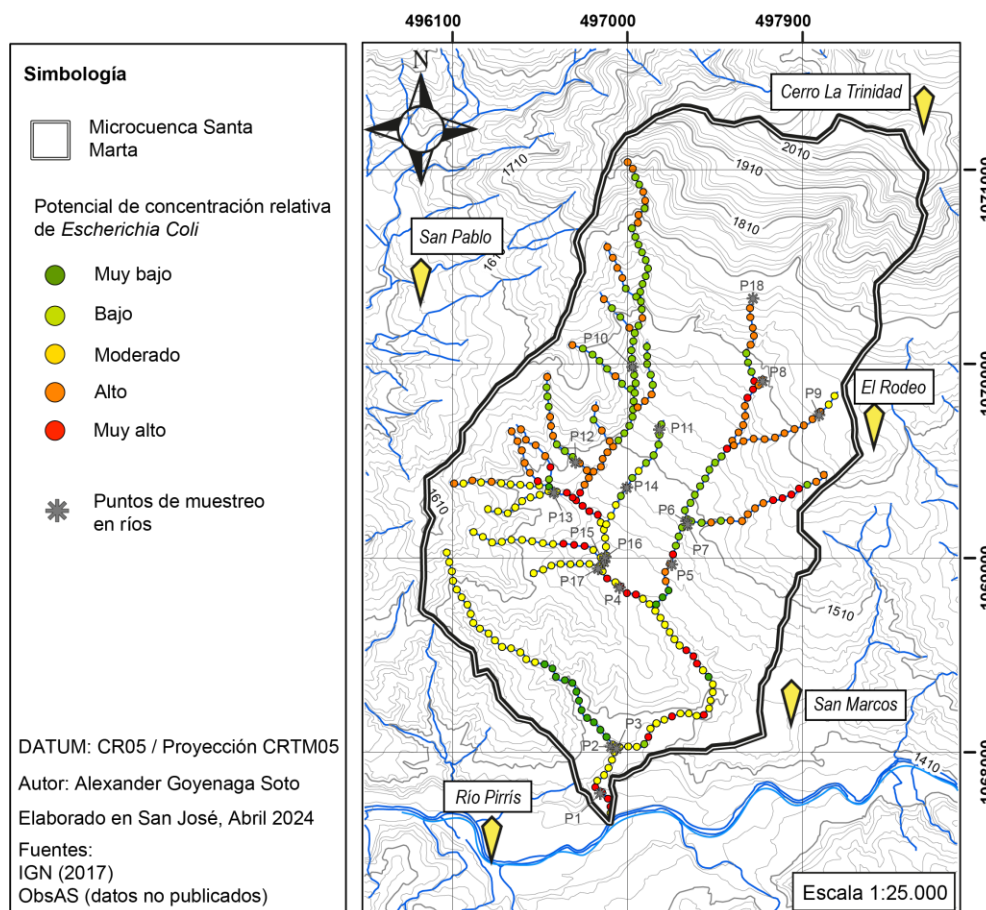
4.5 Evaluación Multicriterio por Intersección de Mapas en SIG

4.5.1 Modelo Uso de Suelo + Vulnerabilidad Hidrogeológica (US+VH): El mapa de la figura 13 muestra los resultados del análisis para el modelo US+VH. Este modelo mostró sectores de Alto y Muy Alto potencial de concentración de *E. coli* en la parte media de la quebrada A; entre los sitios P12, P13 y P15; y alrededor de P4, cerca de donde la quebrada A se une a la quebrada B.

Para el resto de la quebrada A, el análisis mostró que la mayoría de sus afluentes en la parte oeste tienen un potencial de concentración Moderado; mientras que los sectores en la parte media y alta de la microcuenca tienen un potencial de concentración Muy Bajo.

Figura 13

Mapa del potencial de concentración de E. coli en ríos considerando el uso de suelo y la vulnerabilidad hidrogeológica (US+VH).



En el lado de la quebrada B, son los afluentes de las partes montañosas los que obtuvieron un mayor potencial de concentración de *E. coli*. Posteriormente, ese potencial de concentración disminuye en los sectores donde esta se une a la quebrada A.

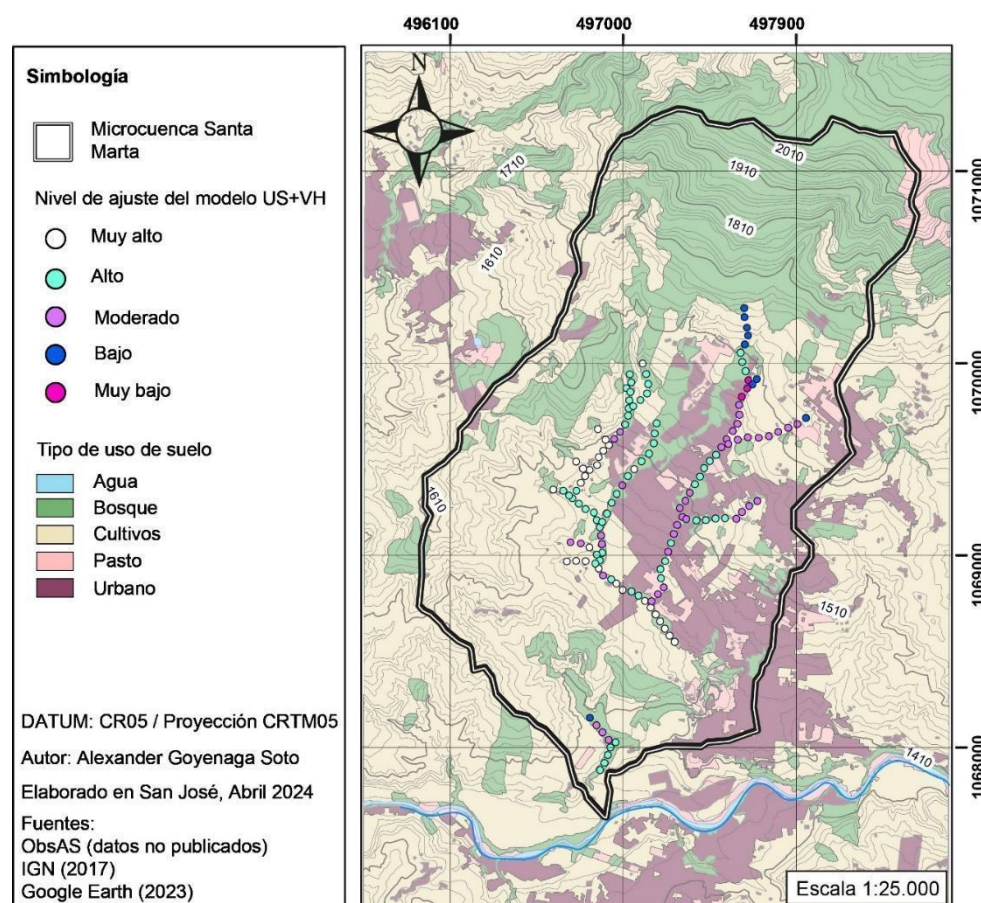
Para la mayor parte de la quebrada C, este modelo arrojó un potencial Moderado, a excepción del punto donde desemboca en el río Pirris, y donde el potencial de concentración obtenido fue Alto. El afluente que bordea el límite suroeste de la microcuenca también tiene un potencial de concentración Moderado en el área de su nacimiento, que posteriormente disminuye a Muy Bajo conforme se acerca al cauce principal de la quebrada C.

En la figura 14 se muestra el ajuste de este modelo con los niveles reales de concentración de *E. coli*. Se observa que el ajuste fue mejor en la quebrada A y sus afluentes, siendo Alto en la mayor parte de este sector, e incluso Muy Alto en algunas secciones; como el tramo de 250 m aguas arriba de P12.

En la mayor parte de la quebrada B el ajuste del modelo fue Moderado, con algunos tramos localizados aguas arriba de P7, donde el nivel de ajuste fue Alto. En las partes más montañosas de ese sector se obtuvieron niveles de ajuste Bajo y Muy Bajo.

Figura 14

Ajuste del modelo de concentración potencial de E. coli (US+VH) sobrepuesto al mapa de uso de suelo.

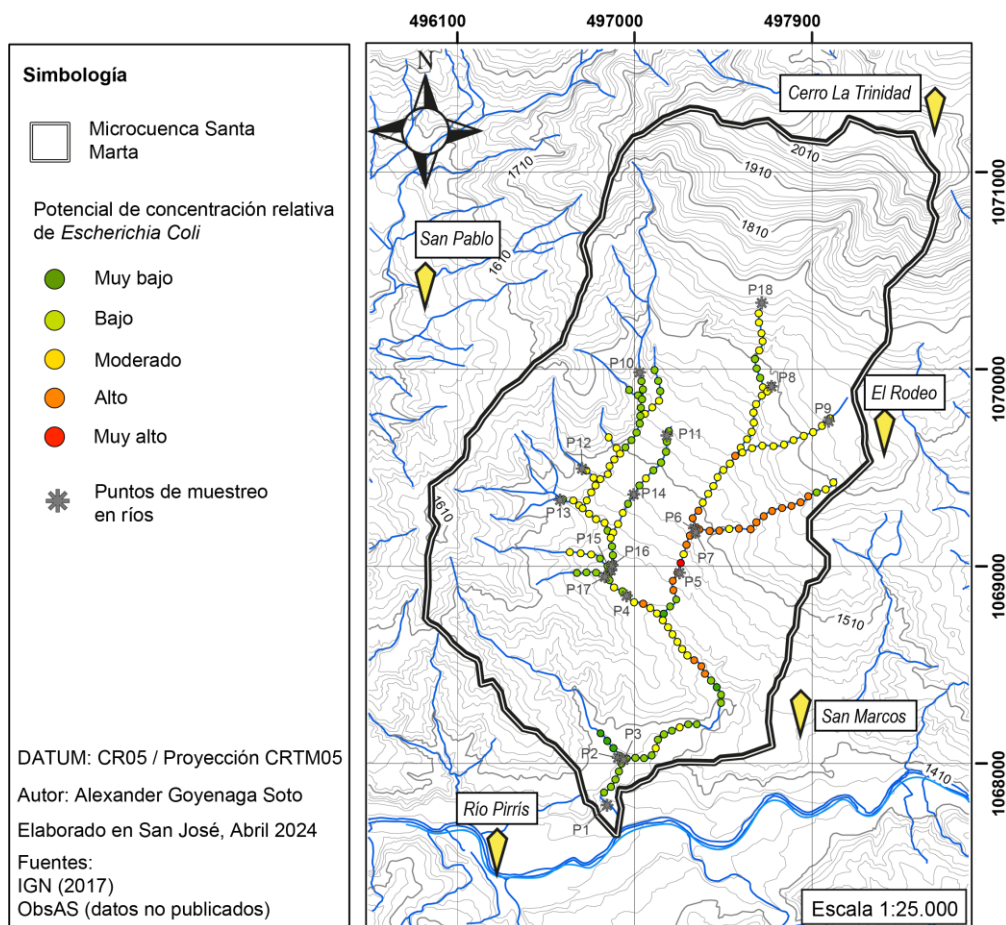


En la quebrada C los resultados fueron parciales porque hay un amplio tramo que no cuenta con puntos de muestreo. Por lo tanto, solo se contó con dos tramos de 200 m y 300 m de longitud, que se localizan respectivamente: uno después del punto en que se unen las quebradas A y B; y el otro directamente aguas arriba de la desembocadura en el río Pirrís. En el primer tramo, el ajuste del modelo US+VH fue Muy Alto, y en el segundo tramo el ajuste fue Alto.

4.5.2 Modelo Uso de Suelo + Vulnerabilidad Hidrogeológica + Capacidad de Infiltración Básica del Suelo (US+VH+K): Este modelo incorpora la variable de infiltración al análisis y sus resultados se muestran en el mapa de la figura 15. Como consecuencia de incorporar la variable k al modelo, el área de análisis se redujo a aquellos sectores donde había datos de capacidad de infiltración. En comparación con el modelo US+VH, se perdió información principalmente de afluentes de la quebrada A y C. En general, este modelo mostró potenciales de concentración menores en toda la red hídrica de la microcuenca.

Figura 15

Mapa del potencial de concentración de E. coli en ríos considerando el uso de suelo, la vulnerabilidad hidrogeológica y la capacidad básica de infiltración del suelo (US+VH+K).



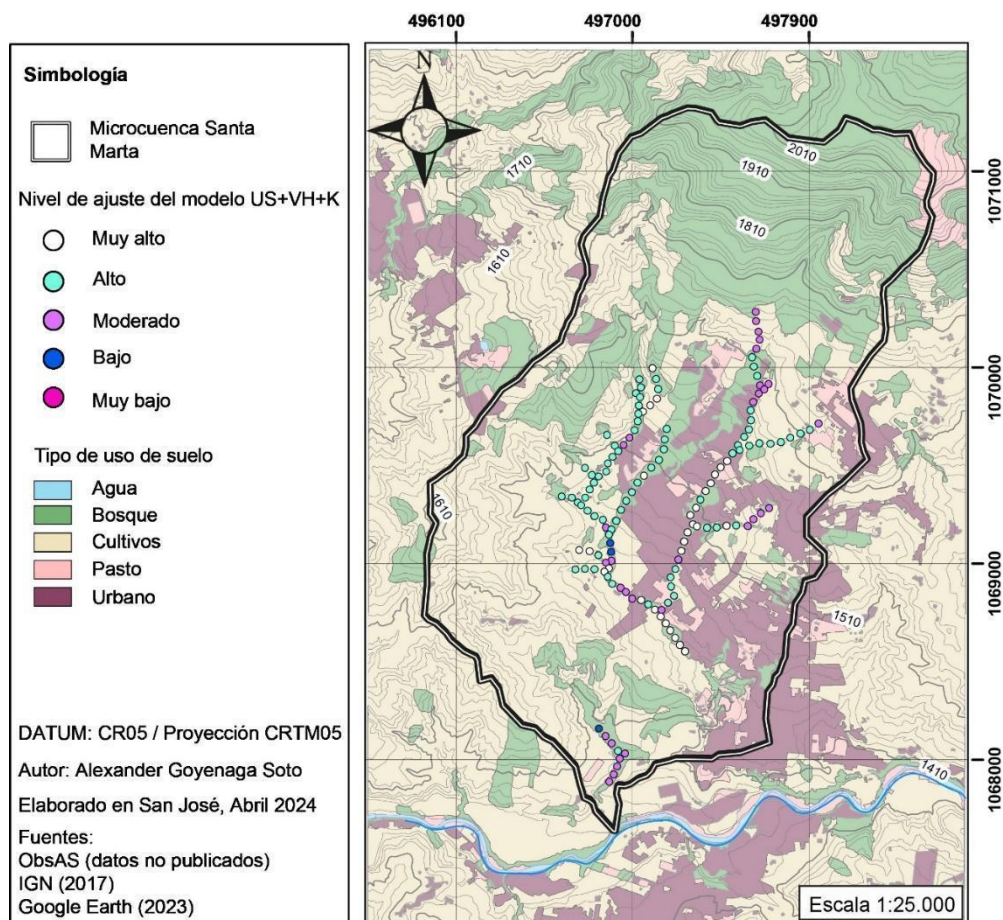
La principal diferencia en la quebrada A, es que sectores en los que el modelo anterior arrojó potenciales de concentración Altos y Muy Altos, se mostraron de nivel Moderado en este análisis.

En la quebrada B el potencial de concentración de *E. coli* también disminuyó, principalmente en sus afluentes y en los tramos de las partes más montañosas. El único sitio donde el potencial de concentración es mayor con respecto al otro modelo, es alrededor de los puntos de muestreo P6 y P7. En este mismo sitio, con el modelo US+VH se obtuvo un potencial de concentración Bajo, pero al incorporar la variable de k, este pasó a ser Moderado en unos tramos, y Alto en otros.

Como se muestra en la figura 16, todos esos cambios provocan que el ajuste de este modelo disminuya en algunos tramos de la quebrada A con respecto al modelo anterior. Por el contrario, el ajuste de la quebrada B mejoró con este modelo. En este sector los niveles de ajuste son Altos en su mayoría, con algunos tramos de hasta 500 m donde llegó a ser Muy Alto. En el caso de la quebrada C, los resultados no mostraron ninguna diferencia con respecto a los resultados obtenidos con el otro modelo.

Figura 16

Ajuste del modelo de concentración potencial de E. coli (US+VH+K) sobrepuesto al mapa de uso de suelo.



De esta forma se resume que el modelo US+VH se ajusta mejor en la quebrada A, mientras que el modelo US+VH+K se ajusta mejor en la quebrada B. Esta diferencia tiene una clara división este-oeste que concuerda mejor con la distribución del uso de suelo, donde el sector este tiene una mayor cobertura urbana, y en el sector oeste predominan las áreas de bosque y cultivo.

Esta relación se interpretó como que el modelo US+VH+K se ajusta mejor en zonas con alta densidad de uso urbano; mientras que el modelo US+VH tienen un mejor ajuste a los valores reales cuando predominan los cultivos y las coberturas boscosas.

5. Discusión

5.1 Análisis de Variación Temporal en la Concentración de *E. coli* de los Cuerpos de Agua Superficial

Según Barrantes et al. (2013), los niveles de contaminación fecal suelen incrementar en los meses de mayor precipitación. Las pruebas estadísticas realizadas concuerdan con esta premisa, ya que en la mayoría de ellas se obtuvieron coeficientes de correlación positivos, lo que se interpreta como que, en caso de existir una dependencia entre las variables, esta sería directa.

Sin embargo, los coeficientes de correlación obtenidos en todas las pruebas fueron muy bajos. Esto no permite concluir que exista una dependencia clara entre la concentración de *Escherichia coli* (*E. coli*) y la precipitación; ni de manera general, ni en sitios específicos por influencia de otras variables, como se analizó al agrupar los datos de acuerdo a su ubicación en las diferentes partes de la microcuenca, litología o uso de suelo predominante.

Lo que este resultado confirmó es que en la microcuenca Santa Marta, ninguna de las variables estudiadas influye fuertemente por sí sola en la contaminación fecal de los ríos. Su influencia es integral, y por lo tanto, la mejor forma de estudiarla es mediante una metodología que también analice las variables de manera conjunta.

Además, la realización de pruebas estadísticas para evaluar directamente la significancia de otras variables, como la geología o el uso de suelo, hubiera sido poco fiable debido a la poca cantidad de sitios de muestreo disponibles (18). En el caso de la capacidad de infiltración, un análisis estadístico hubiera sido poco representativo, ya que no todas las pruebas de infiltración se realizaron en los mismos sitios en los que se tomaron las muestras agua.

Es por esta razón que la evaluación multicriterio por intersección de mapas es una metodología más adecuada para analizar este caso, ya que permite estudiar la influencia de todas las variables de forma integral, y el uso del SIG permite interpolar los datos a toda el área geográfica, lo que permitió incorporar la variable de la capacidad básica de infiltración al análisis. Sin embargo, antes de discutir los resultados de la evaluación multicriterio y sus pasos previos, vale la pena describir algunos de los patrones de variación observados en la representación gráfica de los datos de concentración y precipitación.

Mediante el análisis cualitativo de estos gráficos, también se observó que la premisa de Barrantes et al. (2013) se cumple en la mayoría de los sitios, pero con una particularidad: en varios de ellos, la concentración de *E. coli* responde a los cambios de precipitación uno o dos meses después de ocurrido un incremento o descenso significativo en las lluvias.

El pico de precipitación para el periodo monitoreado entre julio y noviembre del 2022 ocurrió en septiembre, y en la parte baja de la microcuenca se observó que, aunque los cambios fueron variados entre septiembre y octubre; todos los puntos de muestreo de este sector mostraron un incremento significativo de concentración hasta noviembre. Este mismo patrón se observó en varios sectores de la parte media de la microcuenca, como en los puntos P5 y P11, cuyas máximas concentraciones de *E. coli* también se registraron en noviembre 2022.

Además, los registros tomados durante el 2023 en P11 también coinciden con este patrón, no solo porque la precipitación y concentración de *E. coli* fueron menores ese año; sino también porque el pico alcanzado en abril 2023 se registró tras un incremento de las lluvias en marzo, que representó la finalización del periodo más seco ocurrido entre diciembre 2022 y febrero 2023.

Algo similar ocurrió en el límite oeste de la microcuenca, donde los patrones registrados son muy similares a los descritos en P11. La principal diferencia es que el sector representado en P13 parece responder a variaciones de precipitación más pequeñas y también de manera más rápida, tardando no más de un mes en verse reflejado en la concentración de *E. coli*. Esto se observa en cómo, a diferencia de P10 y P11, el sector de P13 incrementó su concentración entre mayo y junio del 2023 tras el inicio de la temporada lluviosa en mayo.

Un factor que podría estar incidiendo en la velocidad con la que la concentración de *E. coli* responde a los cambios de precipitación es la litología. Al tomar el caso anterior como ejemplo, se observa que el sitio de muestreo P13 se encuentra sobre una formación sedimentaria (Fm. Caraigres). Este tipo de rocas cuentan tanto con porosidad primaria, que corresponde al espacio intersticial de los granos que la componen; como de porosidad secundaria, que es aquella generada a partir de sus fracturas. Esta propiedad hace que el flujo de agua a través de la roca sea isotrópico y más estable (Fetter 2001),

Por el contrario, el sitio de muestreo P10 se encuentra sobre lavas de la Formación Grifo Alto. La conductividad hidráulica en este tipo de depósitos depende únicamente de la porosidad secundaria; lo que ocasiona que el flujo del agua esté condicionado a la presencia y dirección de estas fracturas (Fetter 2001), y pueda generar un aporte de coliformes más errático o retardado.

Esto ayudaría a explicar porque en el sector suroeste de la microcuenca, representado por P13, la concentración de *E. coli* en los ríos parece responder de manera más inmediata a los cambios de precipitación que en el noroeste (P10); a pesar de estar ambos sitios influenciados por la conexión hidrogeológica que tiene la microcuenca en ese costado.

El factor litológico también se ve reflejado en como varían las concentraciones de *E. coli* en la parte baja de la microcuenca. En este sector predominan los depósitos de aluvión, los cuales son muy heterogéneos, por lo que pueden mostrar propiedades muy diferentes a poca distancia (Salazar, 2000). Esto ayuda a explicar porque sitios como P1 y P2; a pesar de mostrar este principio de relación directa entre la contaminación fecal y la precipitación; presenta cambios de concentración mucho más abruptos que en otros sitios como P5 y P11, que se encuentran en la parte media sobre depósitos de lava.

En la parte media de la microcuenca hay otro sector que también mostró cambios de concentración asociados a la precipitación, pero de manera más inmediata, ocurriendo por lo general en el mismo mes en el que aumentan o decrecen las lluvias. Este es representado por los puntos de muestreo P6 y P7. Sin embargo, en este caso la diferencia en el tiempo de respuesta se explica mejor a través de la infiltración, ya que estos sitios se encuentran en el área donde se obtuvieron los valores más altos de capacidad de infiltración básica en el suelo. Esto podría provocar que en este sector la interacción entre el agua del suelo y las quebradas ocurra de manera más rápida.

Un sector donde lluvias parecen tener menor influencia en la variación de la contaminación fecal es en la parte alta de la microcuenca, ya que aquí no se identificaron patrones de variación en la concentración que se pudieran asociar a la precipitación. Esto se ve reflejado en los cambios de concentración de los sitios P8 y P9, siendo P8 el más particular ya que mostró dos comportamientos totalmente diferentes en 2022 y 2023. Esto podría ocurrir debido a que los caudales en estas zonas elevadas son más pequeños, y por lo tanto, menos propensos a verse afectados por las lluvias.

Por último, está el punto P4, que se mantuvo estable por encima de 2 419 NMP. Este caso se puede explicar por el hecho de que el sitio se encuentra en un punto con algunas viviendas ubicadas a la orilla de río, por lo que es probable que tenga un aporte constante de coliformes que ayuda a mantener un alto nivel de contaminación durante todo el año. Además, este sector podría estar presentando un alto aporte de contaminantes a través del subsuelo y el agua subterránea, como se abordará con más detalle en la sección 5.3, donde se discute la incidencia del contexto hidrogeológico.

5.2 Uso de Suelo

Uno de los primeros puntos observados al comparar los niveles de concentración relativa de *Escherichia coli* (*E. coli*) con el uso de suelo es que el sector de menor contaminación fecal se encuentra en el área de mayor porcentaje de área boscosa. Esto concuerda con la valoración utilizada en el análisis para determinar el peso de las diferentes categorías de uso de suelo, donde el uso urbano es el de mayor potencial de contaminación, y los bosques el de menor potencial.

Sin embargo, la distribución del uso de suelo en el resto de la microcuenca, en la que predominan los cultivos, genera las siguientes preguntas: ¿por qué la mayoría de quebradas que transitan en áreas urbanas tienen una concentración Moderada y los tramos de concentración más elevados están sobre áreas de cultivo?, ¿por qué hay sitios que tienen el mismo uso de suelo pero diferente nivel de contaminación? y ¿qué define la diferencia en los niveles de concentración relativa observada entre los usos de suelo?

La heterogeneidad en los resultados y las pocas relaciones directas que se pueden observar entre los niveles de concentración relativa de *E. coli* y el uso del suelo, demuestra que este último no es un factor que afecte por sí solo el nivel de contaminación fecal, sino que lo hace de manera conjunta con otros factores. En consecuencia, para poder responder a estas preguntas es necesario hacer un análisis integral, incorporando otros factores que se discuten más adelante como la hidrogeología.

Sin embargo, si es posible señalar antes algunas correlaciones y aspectos observados del análisis de invasión urbana. La primera es el bajo porcentaje que representa la invasión de APLs (áreas de protección legal); que es de solo un 7% dentro de la microcuenca; con respecto a la ocupación de AVFs (áreas de vulnerabilidad fluvial), que es del 37%. De este resultado se puede interpretar que las autoridades en el área de estudio han sido exitosas a la hora de hacer respetar las áreas de protección establecidas en la legislación. Pero también, que es importante contar con las herramientas de planificación territorial que amplíen las áreas de protección arbitrarias con criterios técnicos, como es el caso de las AVFs identificadas en la microcuenca Santa Marta.

Otro punto a destacar del análisis es como la ocupación de las dos principales AVFs influye de manera distinta en la calidad de las quebradas circundantes. Esto quiere decir que no todo uso de suelo de tipo urbano contamina de igual manera. En el caso de la microcuenca Santa Marta, las viviendas parecen estar teniendo un mayor impacto sobre los cuerpos de agua superficial. Esto se refleja en una mayor concentración de *E. coli* en los ríos que están más cercanos a las AVFs donde la concentración de viviendas es mayor. Esto concuerda con resultados obtenidos por otros autores que han logrado identificar el tratamiento de aguas residuales domésticas, y en especial la de los tanques sépticos, como una las principales fuentes de contaminación fecal en cuerpos de agua (Olivas *et al.*, 2011; Whitlock, Jones y Hardwood, 2002).

También se observó un comportamiento diferenciado entre las quebradas A y B con respecto a la distancia que hay entre los sitios de mayor contaminación y estas áreas de invasión. En la quebrada B, este punto está directamente sobre un sitio en el que hay invasión del APL de una naciente, que se encuentra a su vez dentro de un AVF altamente ocupada por viviendas. Aquí se observa una afectación directa de esta invasión, donde el nivel de concentración relativa de *E. coli* cambia de Medio a Alto en este punto.

Por otro lado, el sitio de mayor concentración en la quebrada A se encuentra en un área de cultivo, fuera de la mancha urbana. Esto quiere decir que no todos los aportes de *E. coli* ocurren directamente sobre los cuerpos de agua superficial, y abre la posibilidad a que la contaminación esté ocurriendo a través del agua subterránea. Esto es sugerido como posible fuente de coliformes fecales en lugares donde hay interacción entre el agua subterránea y los cuerpos de agua superficial (Brinkmeyer *et al.*, 2015; Fluke, González y Thompson, 2019).

5.3 Caracterización Hidrogeológica

En lo que respecta a la topografía, los sitios de mayor contaminación fecal se agrupan en las zonas de menor pendiente. Esto se debe a que en zonas montañosas los ríos son más turbulentos y menos profundos. Esto propicia un mejor porcentaje de oxígeno disuelto y una mayor incidencia de la luz solar, lo que incrementa la capacidad de los ríos de auto depurarse (Viloria y Cañón, 2016). Por lo tanto, es de esperar que en zonas más planas la concentración de *E. coli* sea mayor.

Con respecto a la geomorfología, también se observó que los sitios de mayor concentración se encuentran en zonas de formación fluvial, pero esto tiene una estrecha relación con la litología. La mayoría de estos sectores en la parte media de la microcuenca se asienta sobre lavas fracturadas de la Formación Grifo Alto; mientras que en la parte baja corresponde en su mayoría a depósitos de aluvión. De acuerdo con Quamar *et al.* (2017), los acuíferos contenidos en medios fracturados son más susceptibles a la contaminación fecal, donde los coliformes se trasladan verticalmente hasta un 30% más que en otros medios (Rodríguez, 1994).

Por otro lado, los depósitos de aluvión son altamente permeables (Fetter 2001), lo que también les otorga un alto nivel de vulnerabilidad hidrogeológica (Foster *et al.*, 2002). Brinkmeyer *et al.* (2015) y Fluke, González y Thompson (2019) describen que los bancos de sedimentos cercanos a los ríos suelen funcionar como fuentes continuas de coliformes fecales, debido a que estas bacterias pueden sobrevivir ampliamente en estos ambientes, y lo que favorece que alrededor de ellos ocurra una mayor contaminación bacteriana (Lapworth *et al.*, 2017).

En resumen, ambos medios favorecen la contaminación superficial del agua subterránea y el transporte de estos contaminantes a través del subsuelo. Somaratne y Hallas (2015) indican que la contaminación bacteriana puede ser sustancial en depósitos arenosos, siempre que el nivel freático sea somero y la tasa de flujo sea alta. En el área de estudio no se cuenta con una medición directa del nivel freático en el aluvión, pero si en un punto cercano sobre la Formación Grifo Alto. En este sitio se logró medir una profundidad de 13m bajo el nivel del suelo, por lo que es de esperar que la profundidad del agua subterránea sea aún menor en el aluvión.

Otros autores añaden que la contaminación se da especialmente cuando el nivel freático no cuenta con ningún tipo de confinamiento (Pujari et al., 2012; Jangam et al., 2015). Los depósitos observados en el área de estudio si cuentan con una cobertura de suelo orgánico. Sin embargo, esta cobertura reduce su capacidad de protección si se considera que la contaminación puede provenir de tanques sépticos, cuya zanja de infiltración suele instalarse a más de un metro de profundidad, y cuyo fondo puede estar hasta 2.8 m (Decreto 42075, 2020). Esto refuerza la idea de que parte de la contaminación fecal en los ríos está ocurriendo a través del agua subterránea, y pone a los tanques sépticos como una de las fuentes más probables; sobre todo, si se considera que el 73% de las viviendas trata sus aguas residuales mediante tanque séptico (AyA, 2003).

Aun así, habiendo determinado que tanto los depósitos de lava como los aluviones sobre los que discurre la mayoría de las quebradas son medios que promueven un mayor transporte de contaminantes a través del subsuelo, queda responder a la pregunta ¿dónde están las fuentes de contaminación? Sobre este tema, las isofreáticas permiten determinar cómo la dirección de flujo del agua subterránea incide en la distribución de la concentración de relativa de *E. coli* dentro de la microcuenca.

Un ejemplo de esto es el sector con mayor concentración relativa de *E. coli*. El análisis de las isofreáticas mostró como el agua subterránea y su dirección de flujo conectan este sector con la principal mancha urbana en el centro de la microcuenca, la cual pasa a ser una de las principales fuentes de contaminación potencial para este sector. Sobre todo, si se considera que no se identificaron fuentes de contaminación localizadas directamente aguas arriba sobre el cauce.

Esta condición podría ocasionar que los tanques sépticos dentro de la AVF aporten coliformes con mayor facilidad hasta el agua subterránea a través de las lavas fracturadas. Este riesgo incrementa si se instalan elementos como pozos cerca de los tanques sépticos (Somaratne y Hallas, 2015; Rodríguez, 2010), tal y como ocurre en el borde este de la AVF. Una vez que los coliformes alcanzan el agua subterránea, siguen la dirección de flujo y son transportados hacia el sur hasta el aluvión, donde las condiciones de permeabilidad permiten que descarguen en los ríos.

Las isofreáticas también ayudan a explicar el alto nivel de contaminación fecal de otras quebradas localizadas en partes altas de la microcuenca. La quebrada A cuenta con un tramo que presenta Altos niveles de concentración relativa de *E. coli*. Esto ocurre en un sector donde no hay fuentes aparentes localizadas aguas arriba que pudieran estar generando esta contaminación por escorrentía o directamente sobre el cauce. Este tramo incluso proviene desde la parte boscosa ya con niveles de concentración Moderada.

Sin embargo, el análisis de las isofreáticas mostró un flujo de agua subterránea que proviene desde una zona externa a la microcuenca y descarga en este sector, pasando antes por un cementerio y un sitio agroindustrial, el cual puede ser una fuente importante, ya que varias especies de *E. coli* normalmente habitan en el tracto intestinal de animales, especialmente de cerdos (García et al., 2004; Tamayo et al., 2021).

También hay estudios que asocian la presencia de *E. coli* en el agua subterránea y suelos aledaños a los cementerios (Yucra, 2018; Tarnawska, Walczak y Burkowska, 2023). Esto ocurre porque los cuerpos humanos producen sustancias en los primeros años de descomposición que infiltran en el suelo y ayudan a estos microorganismos a desplazarse, si es que cuenta con condiciones favorables como la presencia de pozos cercanos o acuíferos de alta permeabilidad (Méndez y Calderón, 2010).

Esta microcuenca es un buen ejemplo de cómo el área de influencia de una cuenca no siempre concuerda con sus límites topográficos (World Vision, 2004). En este caso, el área de captación se extiende fuera de su divisoria de aguas. Abarca partes del poblado de San Pablo, donde hay una mayor invasión de las zonas de protección legal de los ríos, lo que impacta algunos de los ríos dentro de la microcuenca Santa Marta, como se ve reflejado en la concentración de *E. coli* de la quebrada A.

Por último, queda analizar cómo afecta la capacidad de infiltración del suelo. Este factor se describe como uno determinante en la contaminación fecal de los ríos (Lapworth et al., 2017). Sin embargo, al igual que como se menciona en el caso del uso de suelo, el análisis debe ser integral, y se aborda mejor al discutir los resultados de la evaluación multicriterio por intersección de mapas.

5.4 Evaluación Multicriterio por Intersección de Mapas en SIG

Uno de los aspectos que más resaltó de estos análisis, es como ambos modelos de concentración potencial se ajustan de manera diferente, según la predominancia del suelo urbano del sector en que se apliquen. Al sobreponer el mapa de ajuste de ambos modelos sobre los diferentes parámetros estudiados, se observó que el uso del suelo es el que podría arrojar más explicaciones sobre este comportamiento diferenciado.

Mientras que la vulnerabilidad hidrogeológica muestra un patrón de distribución principalmente en dirección norte-sur; y los valores de *k* tienen un patrón radial; el uso de suelo comparte el marcado patrón de distribución este-oeste que muestra el ajuste diferenciado de los modelos. Sin embargo, se identificó que el patrón determinante no es necesariamente la distribución de los diferentes tipos de uso de suelo; sino la presencia de uno en específico: el uso de suelo urbano.

A primera vista, parecería que el modelo US+VH se ajusta mejor en la quebrada A porque en este sector los usos de suelo predominantes son los cultivos y bosques. Sin embargo, al analizar las razones de este comportamiento, se determinó que la verdadera razón es la ausencia del suelo urbano.

Esto se debe a que el modelo US+VH+K incrementa el potencial de contaminación a los sitios con valores de *k* más elevados. Esto hace que el modelo se ajuste mejor en sitios donde realmente existe una fuente de contaminación infiltrando a través del suelo. En áreas de bosque y cultivo no existen este tipo de fuentes, por lo que el potencial de concentración de *E. coli* para este modelo es sobrestimado en estos lugares.

Caso contrario ocurre con los sitios urbanos, donde hay tanques sépticos que funcionan como fuentes de contaminación a través del suelo. Aquí, la fuente de contaminación subterránea existe, haciendo que el valor de k tome relevancia y que el modelo US+VH+K se ajuste mejor.

Por lo tanto, el hecho de el modelo potencial de concentración que incluye la variable k se ajuste mejor en sitios urbanos, ayuda a apoyar las hipótesis que propone 1) que los tanques sépticos son una de las principales fuentes de contaminación por *E. coli* en los ríos de la microcuenca; 2) que esta contaminación ocurre por infiltración a través del suelo; y 3) que el agua subterránea funciona como un vector que transporta los coliformes fecales, ayudando a que descargan en los cuerpos de agua superficial por interacción entre ríos y acuíferos someros.

Este caso de estudio remarca la importancia de la capacidad de infiltración del suelo en la contaminación de los ríos por *E. coli*, pero a su vez, demuestra que su relevancia está sujeta a otros factores como el uso de suelo. Para comprender el nivel de influencia que tiene k sobre la contaminación de los ríos en el área de estudio, fue necesario hacer el análisis integral, contemplando otros factores y evaluando su afectación de manera conjunta.

Para esto, la metodología de evaluación multicriterio por intersección de mapas en un SIG resultó una herramienta muy útil. El álgebra de mapas brinda una base cuantitativa sólida a partir de la cual iniciar el análisis. La reclasificación de datos permite incluir variables de naturaleza cualitativa y la plataforma visual del SIG ayuda a proyectar diferentes capas de información, y así poder observar cómo se correlacionan los datos en el espacio.

Conclusiones, Recomendaciones y Propuesta de Mejora

Conclusiones

Las variaciones en la concentración de *Escherichia coli* (*E. coli*) dependen de varios factores. En la parte media de la microcuenca, los cuerpos de agua superficial incrementan la concentración entre uno y dos meses después de un incremento en las lluvias. Este patrón de variación no ocurre igual cuando hay muchas fuentes de contaminación cercanas, como ocurre en P4, que se mantuvo por encima de los 2 400 NMP en todos los muestreos.

En las partes altas de la microcuenca se da un patrón de variación similar, pero con una menor influencia de la precipitación en la concentración de *E. coli*. Esto puede deberse a que los cuerpos de agua están más cerca de sus nacientes y los caudales son más pequeños. Las partes bajas de la microcuenca, al estar cerca de la desembocadura, se asientan principalmente sobre depósitos de aluvión que son muy heterogéneos, lo que provoca que sus variaciones en la concentración de *E. coli* sean más abruptas.

Se identificó que el 60% de la red hídrica en la microcuenca Santa Marta presenta concentraciones de *Escherichia coli* (*E. coli*) superiores a 1 200 NMP. Considerando los valores de concentración relativa en el área de estudio, se definió que estos sectores presentan un grado de contaminación fecal que se puede considerar Alto. El 27% de la red hídrica tiene niveles de contaminación fecal Moderada (> 800 NMP), y el 13% restante presenta niveles de contaminación Baja (> 400 NMP) o Muy baja.

El sector de mayor contaminación se encuentra en la parte media de la microcuenca, localizado sobre la quebrada A, cerca del punto donde se une a la quebrada B. En este sector la concentración de *E. coli* supera los 2 419 NMP.

Los cultivos son el tipo de uso de suelo de mayor cobertura dentro de la microcuenca Santa Marta, representando un 55% del área de estudio. Le siguen los bosques que cubren el 25%, las áreas urbanas con un 15% y los pastos con un 4%. El 1% restante corresponde a los cuerpos de agua superficial.

La hidrogeología en el área de estudio se caracteriza por contar con depósitos de lavas fracturadas en la parte media y alta de la microcuenca, donde la vulnerabilidad del agua subterránea es Moderada. En la parte baja de la microcuenca, la vulnerabilidad hidrogeológica es variable; siendo Baja o Muy baja en depósitos de rocas sedimentarias y depósitos volcánicos de caída, pero Alta sobre los depósitos de aluvión.

La dirección de flujo del agua subterránea se mueve al suroeste en la parte alta de la microcuenca y varía levemente hacia el sureste hasta llegar a la parte baja. Lo mismo ocurre en zonas aledañas de la microcuenca, lo que hace que su área de captación hidrológica se amplíe al oeste y recoja agua subterránea fuera de sus límites topográficos desde sectores como la comunidad de San Pablo de León Cortés.

La conexión hidrogeológica de la microcuenca Santa Marta con la zona que colinda al oeste parece estar asociada a la contaminación fecal que se registra en la quebrada A. Cerca de la divisoria de aguas hay un cementerio y un sitio dedicado a la cría de cerdos y gallinas que invaden el radio de protección de una naciente registrada. Además, el agua subterránea pasa por la comunidad de San Pablo de León Cortés antes de ingresar a la microcuenca, y en ese sector la invasión de áreas de protección de ríos es mayor.

Al interior de la microcuenca, una de las principales razones de la contaminación fecal es la ocupación urbana, no tanto de áreas de protección legal (APLs), sino de áreas de amenaza y vulnerabilidad hidrológica (AVFs). Dentro de la microcuenca, las áreas urbanas invaden solamente el 7% de las zonas de protección de los ríos y nacientes; pero ocupan el 37% de morfologías como áreas de inundación y terrazas fluviales, que es donde más ocurre el acarreo de patógenos por escorrentía hacia los cuerpos de agua superficial.

El efecto de contaminación fecal por ocupación urbana de AVFs es mayor en sitios donde el uso del suelo se dedica exclusivamente a viviendas, que en aquellos donde se practica un uso del suelo comercial o mixto. Esto promueve que la concentración de *E. coli* sea mayor en los sectores de río cercanos al AVF ocupada en el centro de la microcuenca, y menor en los alrededores del centro urbano de San Marcos.

La evaluación multicriterio por intersección de mapas permitió concluir que los tanques sépticos de las casas están aportando coliformes (*E. coli*) a los ríos a través del subsuelo. Esto ocurre en sectores donde el agua subterránea está presente en profundidades someras. Aquí, el agua subterránea es alcanzada por los coliformes y posteriormente actúa como un vector que los transporta hacia los cuerpos de agua superficial donde descargan en los ríos por su interacción con el agua superficial.

Este efecto de contaminación fecal a través del subsuelo es mayor donde se conjugan la presencia de tanques sépticos con altos valores de capacidad de infiltración básica en el suelo. Por lo tanto, dentro de la microcuenca Santa Marta, este efecto ocurre principalmente en zonas con una alta concentración de viviendas ocupando áreas de amenaza y vulnerabilidad fluvial sobre depósitos de aluvión (fotografía 10, apéndice 6).

Recomendaciones

Tras haber realizado este trabajo, se brindan las siguientes recomendaciones de índole metodológico en caso de querer replicar un estudio similar en otro sitio:

Gestión de Ingresos y Permisos en Terrenos Privados: Uno de los principales retos de este trabajo fue el no poder contar con datos de toda la red hídrica ante la falta de permisos o autorizaciones de ingreso a propiedades privadas. Para efectos de este trabajo, los datos de concentración de *E. coli* se obtuvieron de una base previamente recolectada en otro proyecto. Aunque en algún momento se brindaron recomendaciones sobre algunos puntos de muestreo, este trabajo no contó con una etapa de muestreo propia. Aun así, se recalca la importancia de llevar a cabo un proceso previo de reconocimiento para gestionar permisos y mecanismos de acceso antes de seleccionar los sitios de muestreo.

Pruebas de Infiltración: Se recomienda contar con un grupo no menor a tres personas para llevar a cabo estas pruebas. Una persona encargada de tomar el tiempo y registrar las lecturas, otra para mantener la saturación del anillo externo y realizar las recargas del anillo interno; y otra para brindar apoyo general.

La última persona puede ser muy útil cuando no hay tomas de agua cercanas al sitio de prueba, ya que se encarga de recolectar y transportar más agua sin necesidad de que las otras desatiendan la prueba. Cuando la capacidad de infiltración del suelo es baja, o el suelo se encuentra saturado, la prueba puede resultar sencilla y es posible que la realice una sola persona. Sin embargo, cuando el agua infiltra muy rápido, la complejidad de la prueba aumenta porque las lecturas son muy seguidas y se consume mucha más agua.

También resultó útil contar con equipo que permitiera cargar los anillos en la espalda. Si bien es cierto que siempre es mejor cargar los equipos en un vehículo, no todos los lugares son accesibles de esta forma. Este fue el caso de las partes más altas de la microcuenca Santa Marta, donde fue necesario incluir al menos un sitio de prueba cerca del nacimiento de las quebradas. El vehículo no pudo ingresar a este punto, por lo que los anillos se llevaron usando un equipo de carga en la espalda.

También es importante llevar elementos que cubran los anillos durante la prueba. Lo ideal es contar con un toldo que proteja no solo la prueba, sino también al grupo de trabajo, tanto de la lluvia como del sol. Aun así, un toldo es algo que no se puede cargar a todos los sitios, por lo que se debe contar al menos con una sombrilla, lo suficientemente amplia para cubrir los anillos y evitar que le ingrese agua si llueve.

Inclusión de la Topografía como Factor de Análisis: Durante la revisión de los resultados, se observó una correlación visual entre los mapas topográfico y de concentración de *E. coli*. Los sitios de mayor contaminación fecal se agrupan en zonas de menor pendiente. Además, en los mapas que muestran el ajuste de ambos modelos de concentración potencial de *E. coli*, se observó una agrupación de puntos en la parte más al norte de la red hídrica (quebrada B), en los que el ajuste es bajo para el modelo US+VH y moderado en el modelo US+VH+K. Esta sección del río coincide en el mapa topográfico con una zona de transición entre pendientes altas y bajas.

En el caso de este trabajo, se identificó dicha correlación en una etapa ya avanzada de revisión y discusión de los resultados. Incorporar la topografía como un nuevo factor de análisis en esta etapa hubiera requerido procesar todos los datos nuevamente, brindando como único beneficio el ajuste en un sector muy pequeño y poco representativo del área de estudio. Esto, sumado al hecho de que la utilización únicamente de los factores considerados en los objetivos brindó resultados satisfactorios, llevó a optar por no replantear el estudio e incorporar la topografía como otro factor de análisis en la evaluación multicriterio.

Sin embargo, la experiencia de este trabajo hizo considerar la importancia de contemplar la topografía desde el inicio, por lo que se recomienda hacerlo en caso de replicar esta metodología en otra cuenca o para una eventual ampliación de este estudio. Su incorporación podría hacerse asignando valores numéricos del 1 al 4 a las categorías de Brewer y Marlow (1993), siendo las áreas de alta pendiente 1, las áreas de pendiente moderada 2, las de baja pendiente 3, y las zonas casi planas 4.

A continuación, se brindan recomendaciones específicas para ampliar y mejorar la comprensión de la problemática de contaminación fecal en la microcuenca Santa Marta:

Ampliar la Extensión de Área de Estudio: Una de las principales conclusiones de este trabajo fue determinar que el área de captación de la microcuenca Santa Marta se extiende al oeste. Actualmente, no se tiene certeza de si este mismo fenómeno ocurre en el extremo este de la microcuenca.

Por lo tanto, se recomienda ampliar el área de estudio para que abarque las dos microcuencas contiguas, y así contar con una mejor comprensión de cómo interactúa el agua subterránea entre ellas.

Dentro de esta ampliación, también es importante extender el acceso a otros terrenos de la microcuenca. La base de datos de concentración de *E. coli* no contaba con muestreos de río en una parte al suroeste de la microcuenca. Tras observar los resultados, donde se describe que posiblemente ahí existe una conexión hidráulica del agua subterránea; se vuelve importante contar con datos de este sector.

Ampliar el Alcance Temporal del Estudio: La base utilizada para obtener los valores de concentración de *E. coli* no era homogénea en cuanto a la cantidad y frecuencia de muestreos para todos los sitios, haciendo que unos contaran con más datos que otros. Únicamente doce de los dieciocho sitios de muestreo contaba con una cantidad de muestreos suficiente (al menos tres), y realizados en meses consecutivos, para poder llevar a cabo un análisis de cómo variaron las concentraciones de *E. coli* en el tiempo.

Además, no todos se muestrearon durante el mismo periodo, por eso hay un grupo que cuenta con datos entre julio y noviembre del 2022, y otro entre febrero y junio de 2023. Solamente dos sitios contaban con ambos años, pero, aun así, tienen una brecha de información entre diciembre 2022 y enero 2023, periodo que corresponde a los meses más secos del ciclo estudiado (IMN, 2024). Se sabe que esto suele verse limitado por el presupuesto de los proyectos, pero lo ideal es contar con muestreos de todos los puntos a lo largo de todo un año.

Esto permitiría, no solo hacer un análisis de variación temporal más completo, sino también analizar diferentes modelos para las épocas seca y lluviosa. Con esto mismo en mente, también sería ideal realizar dos pruebas de infiltración en un año. Una durante la época de menos lluvias, y otra en la que los suelos se encuentren más saturados.

Análisis de Agua Subterránea: Se recomienda tomar muestras de agua de los pozos existentes y realizar análisis de *E. coli*. De esta forma se podría confirmar si los niveles más someros del agua subterránea presentan contaminación fecal, y precisar su concentración de *E. coli*.

Propuesta de Manejo en la Microcuenca

Considerando que una de las principales fuentes de contaminación fecal en la microcuenca Santa Marta son los tanques sépticos, una propuesta para solucionar esta problemática sería la implementación de un alcantarillado que recolecte y transporte las aguas sanitarias a una planta de tratamiento. La solución ideal, desde un punto de vista ambiental, sería poder brindar tratamiento primario y secundario a estas aguas residuales.

Sin embargo, una solución de esta índole requeriría un alto costo de inversión económica y coordinación interinstitucional, considerando que la prestación de este servicio es jurisdicción del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (PGR, 2023). La zona de los Santos no se contempla en el plan de inversión de alcantarillado y saneamiento 2022-2026, y, aun así, no se contempla que las zonas rurales cuenten con alcantarillado sanitario antes del 2045 (AyA, 2022). Solamente para tener una idea del costo económico que implica un proyecto de este tipo, en el plan se contempla una inversión de 98 000 millones de colones entre 2022 y 2026 únicamente para la construcción de un alcantarillado sanitario en la ciudad de Golfito (AyA, 2022).

Por lo tanto, mientras se encuentra una solución al tratamiento de las aguas residuales en la región, deben implementarse medidas que ayuden a reducir la problemática desde un enfoque de manejo de cuenca. A continuación, se brindan algunas recomendaciones con base en los resultados de este estudio que ayudarían a disminuir la contaminación fecal de los ríos en la microcuenca Santa Marta:

Frenar el Crecimiento de Manchas Urbanas: Se debe detener el crecimiento de las coberturas urbanas muy extensas, tanto dentro de la microcuenca como en zonas aledañas. Además, debe evitarse la extensión de manchas urbanas en zonas que se encuentran aguas arriba de los sitios en que el agua subterránea presenta una conexión hidráulica con otras microcuencas. Es aún más importante limitar esta extensión en áreas de amenaza y vulnerabilidad hidrológica, que si bien, no están todas estrictamente protegidas por ley; su ocupación si se correlaciona espacialmente con una mayor contaminación fecal de los ríos.

Ya que el centro de la microcuenca se encuentra muy urbanizado, son pocas las áreas que aún quedan para extender la cobertura urbana sin que esto incremente el riesgo de contaminación fecal. La parte norte de la microcuenca corresponde en su mayoría a bosque, por lo que su uso de suelo no debería cambiarse. Por otro lado, el sector suroeste es el que presenta mejores condiciones para esto, ya que la vulnerabilidad hidrogeológica es baja. En todo caso, ningún desarrollo debería realizarse de manera extensiva. En la medida de lo posible, se debe buscar hacer construcciones dispersas y mantener las pequeñas zonas de bosque en los bordes de la microcuenca y aledañas a los ríos, puesto que sirven como escudo para proteger las fuentes de agua.

En la figura 17 se muestra un mapa que resalta algunas áreas recomendadas para extender el uso de suelo urbano. Las áreas resaltadas con trama de color rojo describen zonas que aún no están ocupadas por suelo urbano, y que se recomienda mantener de esta forma. Se recomienda restringir estas áreas porque son de amenaza y vulnerabilidad hidrológica, de alta vulnerabilidad hidrogeológica, o porque la dirección de flujo del agua subterránea descarga en quebradas cercanas; lo que podría comprometer la calidad de alguna fuente de agua captada.

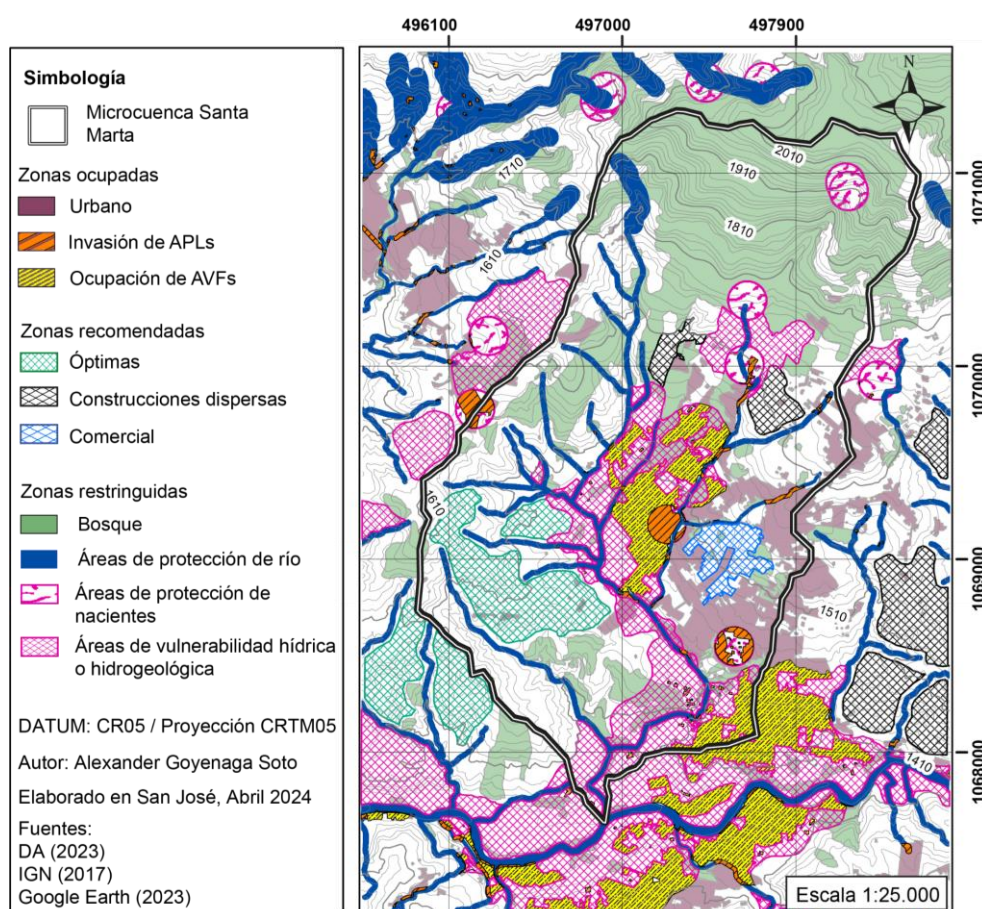
Las demás áreas resaltadas con tramas en color negro, azul y verde son las recomendadas para extender el desarrollo urbano dentro de la microcuenca. Las áreas de color negro son aquellas que permiten la ocupación de pocas construcciones. Estos sitios se encuentran en zonas de vulnerabilidad hidrogeológica media, pero fuera de AVFs y separadas de los principales núcleos urbanos. Su ocupación no representa un riesgo de contaminación fecal, siempre y cuando las construcciones se hagan de manera dispersa y preferiblemente con un uso mixto que ayude a evitar la concentración de viviendas.

La única área de color azul se encuentra inmersa dentro de una mancha urbana que se constituye casi en su totalidad de viviendas, por lo que en este sitio se recomienda establecer únicamente comercios y servicios para fomentar un uso de suelo más mixto. Las áreas de color verde son las más óptimas para extender el desarrollo urbano. Estos sitios se encuentran en áreas de baja vulnerabilidad hidrogeológica, y son las más recomendables para colocar sitios agroindustriales o áreas de vivienda más concentradas.

Cabe mencionar que estas áreas se recomiendan únicamente desde el enfoque que analiza este trabajo, que es el riesgo de contaminación fecal por vulnerabilidad hídrica o hidrogeológica. Por lo que, de igual manera, deben pasar por una debida evaluación de impacto ambiental antes de realizar cualquier cambio de uso de suelo actual.

Figura 17

Propuesta para la extensión de áreas urbanas.



Fomentar el Uso de Suelo Urbano Tipo Mixto: En los sitios en los que ya se han establecido manchas urbanas extendidas, se pueden adoptar acciones y políticas que ayuden a fomentar la actividad comercial en los sitios donde hay una mayor concentración de viviendas. Con esto se buscaría implementar un uso del suelo urbano más mixto, que como se describe en este estudio, tienden a generar menos contaminación fecal que las manchas urbanas con mayor concentración de viviendas.

Esta medida debe adoptarse principalmente en la mancha urbana que ocupa el AVF localizada en el centro de la microcuenca. Esta mancha es la que actualmente presenta mayor concentración de viviendas y se localiza directamente aguas arriba del sector que presenta mayor contaminación fecal.

Verificar Sitios de Descarga Directa de Aguas Residuales: Como se menciona en los resultados, la invasión de áreas de protección de los ríos (APLs) es baja (6%), por lo que no representan la principal fuente de contaminación fecal en la microcuenca. Sin embargo, para efectos de este trabajo, su identificación se hizo de manera remota con la ayuda del SIG. Por lo tanto, se recomienda a las autoridades municipales y de salud, visitar los sitios identificados en este trabajo con invasión de APLs, y verificar que no se realizan descargas de aguas residuales sin tratar directamente en los ríos.

Cabe destacar el bajo porcentaje de invasión urbana, lo que parece reflejar que se ha hecho una buena labor por parte de las autoridades municipales y ambientales por velar que se respeten las áreas de protección. Por lo tanto, también se insta a evaluar y estudiar los procesos de gestión que han permitido esto con el fin de mantenerlos y mejorarlos.

Referencias

- Abanyie, S., Apea, O., Abagale, S., Amuah, E. & Sunkari, E. (2023). Sources and factors influencing groundwater quality and associated health implications. [Fuentes y factores que influyen en la calidad del agua subterránea e implicaciones para la salud]: A review. *Emerging Contaminants*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100207>
- Abellán, A. (19 de abril de 2016). Los impactos de la urbanización en el ciclo del agua. *agua*. <https://www.iagua.es/blogs/ana-abellan/impactos-urbanizacion-ciclo-agua>
- Agarwal, A., De los Ángeles, M., Bhatia, R., Chéret, I., Dávila-Poblete, S., Falkenmark, M., González, F., Jonch-Clausen, T., Kadi, M., Kindler, J., Rees, J., Roberts, P., Rogers, P., Solanes, M. & Wright, A. (2000). *Manejo integrado de recursos hídricos*. Global Water Partnership.
- Alvarado, C. & Barahona, M. (2016). Comparación de tres métodos de infiltración para calcular el balance hídrico del suelo, en la Cuenca del río Suquiapa, El Salvador. *Cuadernos de Investigación UNED*. 9(1), 23-33.
- American Public Health Association [APHA], American Water Works Association [AWWA] & Water Environment Federation [WEF]. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 24 ed.
- Arredondo, S. (2015). Informe de la contratación directa N° 2015 CDS-00021-PRI, AyA para la definición de la zona de protección de una toma de agua en San Marcos de Tarrazú [Informe técnico]. *Tecnoambiente Centroamericano*.
- Banco Mundial (20 de agosto de 2019). Quality Unknown: The invisible Water Crisis. <https://www.worldbank.org/en/news/feature/2019/08/20/quality-unknown>
- Baños, G. & Castro, R. (2013). Distribución y concentración de coliformes totales, coliformes fecales, *Escherichia coli* y *Enterococos* en el agua y sedimento en el estero salado (tramos B, D, E y G). *Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales*, 7(1), 47-60.
- Baral, D., Speicher, A., Dvorak, B., Admiraal, D. & Li, X. (2018). Quantifying the relative contributions of environmental sources to the microbial community in an urban stream under dry and wet weather conditions. [Contabilización de la contribución relativa de fuentes ambientales a la comunidad microbiana en un sistema de arroyos urbano en condiciones de clima seco y húmedo]. *Applied and Environmental Microbiology*, 84(15), 1-13.
- Barrantes, K., Chacón, L., Solano, M. & Achí, R. (2013). Contaminación fecal del agua superficial de la microcuenca del río Purires, Costa Rica, 2010-2011. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 3(1), 40-45.
- Bofill, S., Clemente, P., Albiñana, N., Maluquer, C., Hundesa, A. & Girones, R. (2005). Efectos sobre la salud de la contaminación de agua y alimentos de por virus emergentes humanos. *Salud Pública*, 79, 253-269.

- Bollaín, C. & Vicente, D. (2020). Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. *Revista Española de la Salud Pública*, 93, 7-10.
- Brewer, C. & Marlow, K. (1993). Color representation of aspect and slope simultaneously. *International Symposium on Computer-Assisted Cartography*, 328-337.
- Brinkmeyer, R., Amon, R., Schwarz, J., Saxton, T., Roberts, D., Harrison, S., Ellis, N., Fox, J., DiGuardi, K., Hochman, M., Duan, S., Stein, R. & Elliot, C. (2015). Distribution and persistence of *Escherichia coli* and *Enterococci* in stream bed and bank sediments from two urban streams in Houston, TX. [Distribución y persistencia de *Escherichia coli* y *Enterococci* en sedimentos de quebradas en dos sistemas urbanos de Houston, TX]. *Science of the Total Environment*, 502, 650-658.
- Carr, R. (2016). XLStatistics. Versión 16.01.28, *XLent Works*. <http://www.deakin.edu.au/~rodneyc/XLStatistics>
- Chamas, P. (22 de mayo de 2020). Gestión de salud ambiental en las zonas urbanas: aire, agua, edificaciones, cambio climático, inactividad física. *Ciudades Sostenibles. Banco Interamericano de Desarrollo*.
- Chinchilla, M., Alvarado, A. & Mata, R. (2011). Factores formadores y distribución de suelos de la subcuenca del Río Pirrís, Talamanca, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 35(1), 33-57.
- Custodio (2004). Hidrogeología urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica. *Boletín Geológico y Minero*, 115, 283-288. https://aguas.igme.es/Boletin/2004/115_esp_2004/ARTICULO%201.pdf
- Dávila, R. (2011). Desarrollo sostenible de usos de suelo en ciudades en crecimiento aplicando hidrogeología urbana como parámetro de planificación territorial: Caso de estudio Linares, N.L., México. [Tesis de Doctorado]. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Dávila, R. & De León, H. (2011). Importancia de la hidrogeología urbana; ciencia clave para el desarrollo urbano sostenible. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(3), 463-477. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222011000300008
- Decreto Ejecutivo No. 42075. Reglamento para la disposición al subsuelo de aguas residuales ordinarias tratadas. 15 de octubre de 2020 (Costa Rica).
- Denyer, P. & Arias, O. (1990). Geología de la Hoja Caraigres [Mapa]. Escala 1:50.000. *Instituto Geográfico Nacional*.
- Denyer, P. & Arias, O. (1991). Estratigrafía de la Región Central de Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*. 12, 1-59.
- De Jong, M., Sterk, H., Shinneman, S. & Seijmonsbergen, A. (2021). Hierarchical geomorphological mapping in mountainous areas. *Journal of Maps*, 17(2), 214-224. DOI: 10.1080/17445647.2021.1897047

- Dirección de Agua [DA]. (2023). [archivo .shp]. *Sistema Nacional de Información Territorial*. https://www.snitcr.go.cr/ico_servicios_ogc_info?k=bm9kbzo6MTA=&nombre=DIRECCI%C3%93N%20DE%20AGUA
- Echeveste, H. (2018). Métodos de mapeo geológico. En Echeveste, H. (Coord.) *Manual de levantamiento geológico: Una introducción a la geología de campo* (165-185). Editorial de la Universidad de La Plata.
- Faustino, J. & Jiménez, F. (2000). *Manejo de cuencas hidrográficas*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Fetter, C. (2001). *Applied Hydrogeology [Hidrogeología Aplicada]*. Prentice Hall.
- Fluke, J., González, R. & Thomson, B. (2019). Riverbed sediments control de spatiotemporal variability of *E. coli* in a highly managed, Arid River. [Control de la variabilidad espacio temporal de *E. coli* en sedimentos de riveras altamente controladas]. *Frontiers in Water*, 1(4), 1-12. doi: 10.3389/frwa.2019.00004
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., Deia, M. & Paris, M. (2002). Protección de la calidad del agua subterránea: Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Banco Mundial.
- García, A., Pérez, R., Díaz, M. & Acedo, E. (2004). Resistance of *Enterococcus* strains isolated from pigs to gastrointestinal tract and antagonistic effect against *Escherichia coli* K88. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 46(1), 5-11.
- García, M. (2009). *Biología y Geología. Cenoposiciones*.
- Gaspari, F., Rodríguez, A., Senisterra, G., Delgado, M. & Besteiro, S. (2013). *Elementos metodológicos para el manejo de cuencas hidrográficas*. Universidad Nacional de La Plata.
- Global Water Partnership & International Network of Basin Organizations. (2009). *Manual para la Gestión Integrada de Recursos Hídricos en Cuencas*. Empresa Gráfica Mosca.
- Goto, D. & Yan, T. (2011). Effects of land uses on fecal indicator bacteria in the water and soil of a tropical watershed. [Efectos del uso de suelo en los indicadores bacteriológicos en el suelo y agua de una cuenca tropical]. *Microbes Environment*, 26(3), 254-260.
- Guadarrama, R., Kido, J., Roldan, G. & Salas, M. (2016). Contaminación del agua. *Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales*, 2(5), 1-10. <https://www.ecorfan.org/spain/researchjournals/Ciencias Ambientales y Recursos Naturales/vol2num5/Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales V2 N5 1.pdf>
- Hernández, R., Fernández, C. & Baptista, M. (2014). *Metodología de la investigación*. 6 ed. McGrawHill.
- Hoadley, W. & Dutka, J. (1977). Bacterial indicators: Health Hazards associated with water [Indicadores bacterianos: Amenazas de salud asociadas al agua]. American Society for Testing and Materials.

- Ibañez, S., Moreno, R. & Blanquer, J. (2010). Características del Infiltrómetro de Doble Anillo (Anillos de Munz). *Universidad Politécnica de Valencia*.
- Idexx Laboratories. (2024). *Colilert Test Kit Procedure*. Westbrook, ME. https://www.nemi.gov/methods/method_summary/5584/
- Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados [AyA]. (2022). Plan de inversión alcantarillado / saneamiento 2022-2026. [https://www.aya.go.cr/Portafolio_PIIP/PIISaneamiento/2022-10-21%20Plan%20de%20Inversiones%20Alcantarillado%20%202022-2026%20VF%20\(Oct\)%20\(1\).pdf](https://www.aya.go.cr/Portafolio_PIIP/PIISaneamiento/2022-10-21%20Plan%20de%20Inversiones%20Alcantarillado%20%202022-2026%20VF%20(Oct)%20(1).pdf)
- Instituto Geográfico Nacional [IGN]. (2017). Cartografía [archivo .shp]. escala 1:50.000. *Sistema Nacional de Información Territorial*. https://www.snitcr.go.cr/ico_servicios_ogc_info?k=bm9kbzo6MjY=&nombre=IGN%20Cartograf%C3%ADa%201:5mil
- Instituto Meteorológico Nacional [IMN]. (2024). *Datos de precipitación mensual de la estación 88051, El Rodeo de Tarrazú (2022-2023)*.
- Isch, L., Campaña, A., Nieto, C. & Rengel, A. (2011). *Contaminación de las aguas y políticas para enfrentarla*. Foro de los Recursos Hídricos.
- Jangam, C., Ramya, S., Chaturvedi, M., Padmakar, C, Pujari, P. & Labhasetwar, P. (2015). Impact assessment of on-site sanitation system on groundwater quality in alluvial settings: A case study from Lucknow city in North India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(10), 1-16. DOI:10.1007/s10661-015-4797-7.
- Lapworth, D., Nkhuwa, D., Okotto, J., Pedley, S., Stuart, M., Tijani, M. & Wright, J. (2017). Urban groundwater quality in sub-Saharan Africa: current status and implications for water security and public health [Calidad del agua subterránea urbana en el África Sub-sahariana: estado actual e implicaciones para la disponibilidad del agua y la salud pública]. *Hydrogeology Journal*, 25, 1093-1116. <https://doi.org/cidreb.uned.ac.cr/10.1007/s10040-016-1516-6>
- Ley 7575. Ley Forestal. 16 de abril de 1996. (Costa Rica).
- Loaiza, E. (2009). Diagnóstico de contaminación de agua en la quebrada Camaronera, Parque Nacional Manuel Antonio, Área de Conservación Pacífico Central, MINAET, Costa Rica [Trabajo de Investigación]. *Universidad de Costa Rica*.
- López, R. & Ortiz, J. (2015). Comparativa de métodos de interpolación determinísticos contra una red irregular de triángulos aplicados a una red hidráulica. En Delgado, X., Mora, J. & Ortiz, J. (Coords.). *Los servicios de agua y drenaje con una visión integral* (pp. 320-322). Universidad de Guanajuato.
- Méndez, Y & Calderón, F. (2010). Evaluación de las aguas subterráneas contaminadas con *putrescina* y *cadaverina* en las zonas aledañas a los cementerios del norte de Bogotá y el campus de la Universidad Santo Tomás. *Hallazgos*, 7(13), 151-163.

- Mendoza, F. (2013). Análisis temporal del cambio de uso de suelo en imágenes satelitales de la subcuenca Mayales. *Programa de Asistencia Técnica en Agua y Saneamiento*. Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados.
- Ministerio de Ambiente y Energía [MINAE] y Ministerio de Salud [MINSA]. (2007). Reglamento de vertido y reuso de aguas residuales. Decreto Ejecutivo No. 33601 Art. 22. 19 de marzo de 2007 (Costa Rica).
- Morales, E., Reyes, L., Barrantes, K. & Chacón, L. (2022). Evaluación temporal y espacial en la calidad microbiológica del agua superficial: caso en un sistema de abastecimiento de agua para consumo humano. *Ciencias Ambientales*. 56(1). 120-137. <https://doi.org/10.15359/rca.56-1.6>
- Muller, A., Osterlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of the Total Environment*. 709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>.
- Murillo, J. (2017). Informe Estado de la Nación en Desarrollo Sostenible 2017. Uso y estado de los recursos: Recurso hídrico. *Programa Estado de la Nación*.
- Obando, L. (2011). Estratigrafía y Tectónica de la Parte Noreste de la Hoja Dota (1:50.000), Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, 44, 71-82.
- Olaya, V. (2014). Sistemas de Información Geográfica. Cuadernos Internacionales de tecnología para el desarrollo humano.
- Olivas, E., Flors, J., Serrano, M., Soto, E., Iglesias, J., Salazar, E. & Fortis, M. (2011). Indicadores fecales y patógenos en agua descargada al Río Bravo. *Terra Latinoamericana*. 29(4), 449-457.
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2020). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020. Agua y Cambio Climático. *Unesco*.
- Orozco, C., Pérez, A., González, M., Rodríguez, F. & Alfayate, J. (2003). Contaminación ambiental. Una visión desde la química. *Paraninfo*.
- Peiyue, L., Karunanidhi, D., Subramani, T. & Srinivasamoorthy, K. (2021). Sources and Consequences of Groundwater Contamination [Fuentes y Consecuencias de la Contaminación del Agua Subterránea]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>
- Pensis. (2019). La debacle del agua y el ser humano. Manejo del Recurso Hídrico. 5 ed. *Instituto Tecnológico de Costa Rica*.
- Procuraduría General de la República [PGR]. Dictamen C-257-2003. 27 de agosto de 2023 (Costa Rica).
- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2004). Estado de la Nación 2004. Capítulo 4: Armonía con la naturaleza. *Consejo Nacional de Rectores*.

- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2017). Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible 2017. Uso y estado de los recursos: recurso hídrico. *Consejo Nacional de Rectores*.
- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2022). Estado de la Nación 2022. Capítulo 4: Balance armonía con la naturaleza. *Consejo Nacional de Rectores*.
- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2023). Estado de la Nación 2017. Capítulo 4: Balance armonía con la naturaleza. *Consejo Nacional de Rectores*.
- Pujari, P., Padmakar, C., Labhasetwar, K., Mahore, P. & Ganguly, A. (2012). Assessment of the impact of on-site sanitation systems on groundwater pollution in two diverse geological settings: a case study from India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(10), 1-16. 184(1), 251-63. doi: 10.1007/s10661-011-1965-2
- Quamar, R., Jangam, C., Veligeti, J., Chintalapudi, P. & Janipella, R. (2017). Assessment of On-site sanitation system on local groundwater regime in an alluvial aquifer [Evaluación en campo de sistema sanitario sobre cuerpo de agua subterránea local de un acuífero aluvial]. *Applied Water Science*, 7, 4375-4386. <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0583-8>
- Quesada, A. (2017). Geomorfología fluvial e inundaciones en la Cuenca Alta del Río General, Costa Rica. *Anuário do Instituto de Geociências*, 40(2), 1982-3908.
- Ragan, M. (2009). Structural geology: An introduction to geometrical techniques. 4th ed. Cambridge University.
- Ramos L., Vidal, L., Vilardy, S. & Saavedra, L. (2008). Análisis de la contaminación microbiológica (coliformes totales y fecales) en la bahía de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, 13(3), 87-98.
- Redondo, M. & Arias, M. (2012). Comparación de métodos para el análisis de coliformes totales y fecales en muestras de agua mediante la técnica de Número Más Probable (NMP). *Cuadernos de Investigación UNED*, 3(2), 219-225.
- Reglamento No. 6296 [Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo]. Manual de planes reguladores como instrumento de ordenamiento territorial. *Capítulo 4*. 31 de enero de 2018 (Costa Rica).
- Reynolds, L., Martin, N., Sala, L., Callanan, K., Doyle, P., O'Leary, C., Buggy, P., Nolan, T., O'Hare, G., O'Sullivan, J & Mijer, W. (2021). Identifying sources of faecal contamination in a small urban stream catchment: A multiparametric approach [Identificación de fuentes de contaminación fecal en la captación de una quebrada urbana: Un acercamiento multi parámetros]. *Frontiers in Microbiology*, 12, 1-12. doi: 10.3389/fmicb.2021.661954
- Rock, C. & Rivera, B. (2014). La Calidad del Agua, *E. coli* y su Salud. *College of Agriculture and Life Sciences*, Universidad de Arizona. <https://extension.arizona.edu/sites/extension.arizona.edu/files/pubs/az1624s.pdf>

- Rodríguez, H. (1994). Normas para el cálculo de tiempo de tránsito entre los drenajes de tanques sépticos y las fuentes de agua subterránea. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados.
- Rodríguez, H. (2010). Estudios hidrogeológicos en las cuencas Diríá, Andamojo y Nimboyores. Santa Cruz, Guanacaste. *Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento*.
- Rojas, N. (2011). Atlas de cuencas hidrográficas de Costa Rica. *Instituto Meteorológico Nacional*.
- Rowland, S., Duebendorfer, E. & Schiefelbein, I. (2007). *Structural analysis and synthesis: a laboratory course in structural geology*. 3rd ed. Blackwell Publishing.
- Salamanca, D., Husserl, J., Ramos, J. & Rodríguez, J. (2023). Pathogens in runoff water treated by sustainable urban drainage system in a developing country. [Patógenos en agua de escorrentía tratados en sistemas urbanos de drenaje en un país en desarrollo]. *Environmental Processes*, 10(3), 2-18. <https://doi.org/10.1007/s40710-022-00610-x>
- Salazar, G. (2000). Geomorfología En Denyer, P. & Kussmaul, S. (Ed.), *Geología de Costa Rica* (1a ed., pp.171-184). Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Samboni, N., Carvajal, Y. & Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172-181. <http://www.scielo.org.co/pdf/iei/v27n3/v27n3a19.pdf>
- Somaratne, N. & Hallas, G. (2015). Review of Risk Status of Groundwater Supply Wells by Tracing the Source of Coliforms Contamination [Revisión del riesgo en pozos de abastecimiento a través del rastreo de fuentes de contaminación por coliformes]. *Water*, 7, 3878-3905. 10.3390/w7073878
- Sanborn, M. & Takaro, T. (2013). Recreational water-related illness: Office management and prevention.[Enfermedades relacionadas al uso recreacional del agua]. *Canadian family physician Medecin de famille canadien*, 59(5), 491-495.
- Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento [SENARA]. (2004). SENARA-Vulnerabilidad [archivo .shp]. *Sistema Nacional de Información Territorial*. https://www.snitcr.go.cr/ico_servicios_ogc_info?k=bm9kbzo6ODc=&nombre=SENARA-VULNERABILIDAD
- Silva, J., Ramírez, L., Alfieri, A., Rivas, G. & Sánchez, M. (2004). Determinación de microorganismos indicadores de calidad sanitaria. Coliformes totales, coliformes fecales y aerobios mesófilos en agua potable envasada y distribuida en San Diego, estado Carabobo, Venezuela. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*. 24(1-2), 46-49.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación [SINAC]. (2021). Áreas silvestres protegidas [archivo .shp]. escala 1:50.000. *Sistema Nacional de Información Territorial*. https://www.snitcr.go.cr/ico_servicios_ogc_info?k=bm9kbzo6NDA=&nombre=SINAC

- Swistock, B. (19 de octubre 2020). Bacterias coliformes. Penn State Extension. <https://extension.psu.edu/bacterias-coliformes#:~:text=Las%20bacterias%20coliformes%20fecales%20son,aguas%20residuales%20o%20desechos%20animales>.
- Tahiru, A., Doke, Dzigbodi. & Baatuuwie, B. (2020). Effect of land use and land cover changes on water quality in the Nawuni Catchment of the White Volta Basin, Northern Region, Ghana [Efecto de los cambios en el uso y la cobertura del suelo sobre la calidad del agua en la captación Nawuni de la cuenca White Volta, región norte de Ghana]. *Applied Water Science*, 10, 198-212. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01272-6>
- Tamayo, E., García, A., Moreno, E., Téllez, F. & Alpuche, C. (2021). *Diarrheagenic Escherichia Coli* pathotypes isolated from a swine farm in a region of Morelos State, Mexico. *Salud Pública de México*, 63(1), 34-41. 1. <https://doi.org/10.21149/11268>.
- Tarbut, E. & Lutgens, F. (2005). *Ciencias de la Tierra. Una introducción a la geología física* (8a ed.). Pearson Prentice Hall.
- Tarnawska, P., Walczak, M. & Burkowska, A. (2023). Cemeteries and graveyards as potential reservoirs of antibiotic resistance genes and bacteria: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 22, 297-319.
- Teng, Y., Hu, B., Zheng, J., Wang, J., Zhai, & Zhu, C. (2018). Water quality responses to the interactions between surface water and groundwater along the Songhua River, NE China [Respuestas en la calidad del agua a las interacciones entre el agua superficial y el agua subterránea a lo largo del Río Songhua, NE de China]. *Hydrogeology Journal*, 26(11). [10.1007/s10040-018-1738-x](https://doi.org/10.1007/s10040-018-1738-x)
- Vargas, A. (2000). Acuíferos En Denyer, P. & Kussmaul, S. (Ed.)., *Geología de Costa Rica* (1a ed., pp.425-441). Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Vázquez, E., Sánchez, X. & Carrera, J. (1999). Gestión de las aguas subterráneas en zonas urbanas. Conceptualización y modelización: Aplicación a Barcelona (España). *Series de correlación geológica*, 41-49.
- Verstappen, H. & Van Zuidam, R. (1991). The ITC system of geomorphology survey: a basis for the evaluation of natural resources and hazards. ITC Publication.
- Viloria, M. y Cañón, J. (2016). Avances y perspectivas para modelos de decaimiento de patógenos en ríos y cuencas. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*. 3 (2), 1-15.
- Villavicencio, A. (2020). Metodología para determinar la velocidad de infiltración en suelos al establecimiento. En Morales, C. (2020). Frambueso: Consideraciones para un exitoso establecimiento del cultivo. *Boletín INIA*. 432 (pp. 54-70). Instituto de Investigaciones Agropecuarias
- Whitlock, J., Jones, D. & Hardwood, V. (2002). Identification of the sources of fecal coliforms in an urban watershed using antibiotic resistance analysis. *Watershed Research*, 36(17), 4273-4282. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00139-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00139-2)

World Vision. (2004). *Manual de Manejo de Cuencas*. World Vision.

Yucra, J. (2018). Gestión de riesgos ambientales en la distribución de sepulturas en el cementerio San José de Huancaro, Cusco [Tesis para optar el título de Ing. Ambiental]. *Universidad Alas Peruanas*.

Zhou, J., Wu, Q., Gao, S., Zhang, X., Wang, Z., Wu, P. & Zeng, J. (2023). Coupled controls of the infiltration of rivers, urban activities and carbonate on trace elements in a karst groundwater system from Guiyang, Southwest China [Controles acoplados de infiltración de los ríos, actividades urbanas y elementos traza carbonatados en un sistema kárstico de agua subterránea de Guiyang, suroeste de China]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114424>

Anexos

Anexo 1: Cesión de Derechos

Autorización para digitalización y comunicación pública del Trabajo Final de Graduación (TFG) modalidad Proyecto Profesional de la Maestría en Manejo de Recursos Naturales de la Universidad Estatal a Distancia.

Yo, _____, con cédula de identidad _____, en mi condición de autor del TFG titulado _____. Autorizo a la Universidad Estatal a Distancia para digitalizar y hacer divulgación pública de forma gratuita de dicho TFG a través del repositorio institucional u otro medio electrónico, para ser puesto a disposición del público según lo que establezca la Escuela de Ciencias Exactas y Naturales.

í ☐ No* ☐

*En caso de la negativa favor indicar el tiempo de restricción: _____ año (s).

Este Trabajo Final de Graduación será publicado en formato PDF, o en el formato que en el momento se establezca, de tal forma que el acceso al mismo sea libre, con el fin de permitir la consulta e impresión, pero no su modificación.

Manifiesto que el contenido de mi Trabajo Final de Graduación corresponde al documento original que sirvió para la obtención de mi título, y que su información no infringe ni violenta ningún derecho a terceros.

El Trabajo Final de Graduación además cuenta con el visto bueno de mi Director(a) y Lectores de TFG y cumplió con lo establecido en la revisión del formato por parte de la Maestría en Manejo de Recursos Naturales.

Información del estudiante:

Nombre completo: _____

Número de identificación: _____

Correo electrónico: _____

Número de teléfono: _____

Fecha: _____

Nombre del o la Director (a) de Tesis o Tutor (a): _____

Firma del estudiante

Nota: El presente documento constituye una declaración jurada, cuyos alcances aseguran a la Universidad, que su contenido sea tomado como cierto. Su importancia radica en que permite abreviar procedimientos administrativos, y al mismo tiempo genera una responsabilidad legal para que quien declare contrario a la verdad de lo que manifiesta, puede como consecuencia, enfrentar un proceso penal por delito de perjurio, tipificado en el artículo 318 de nuestro Código Penal.

Anexo 2: Resultados de análisis de *E. coli* (Obsas, sin publicar)

Sample ID	Sample Date	Analyst	Method	Analyte	QT/2000 Lg Wells	QT/2000 Sm Wells	MPN	Lower	Upper
P1	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	47	2419.6	1630.4	4716.1
P2	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	26	488.4	310.0	721.5
P3	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	48	> 2419.6	N/A	infinite
P4	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	48	> 2419.6	N/A	infinite
P5	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	37	920.8	620.5	1282.0
P6	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	42	1299.7	850.4	1896.6
P7	10/07/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	48	> 2419.6	N/A	infinite
P1	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	23	410,6	260,6	618,9
P2	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	33	727,0	475,7	1048,9
P3	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	45	1732,9	1167,7	2709,5
P4	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	47	2419,6	1630,4	4716,1
P5	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	25	461,1	292,7	687,9
P6	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P7	14/08/2022	Paula Portuguesez	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2

Sample ID	Sample Date	Analyst	Method	Analyte	QT/2000 Lg Wells	QT/2000 Sm Wells	MPN	Lower	Upper
P8	14/08/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	28	2	42,6	28,7	60,7
P9	14/08/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	32	6	59,1	42,1	81,2
P1	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	40	1119,9	754,6	1614,0
P2	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	29	579,4	379,1	847,2
P3	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2
P4	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P5	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	34	770,1	549,0	1094,0
P6	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P7	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P8	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	25	6	42,2	29,3	59,0
P9	11/09/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	48	29	416,0	296,6	556,7
P1	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986.3	1222.0	3300.2
P2	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	17	290.9	190.4	446.1
P3	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986.3	1222.0	3300.2
P4	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419.6	N/A	infinite

Sample ID	Sample Date	Analyst	Method	Analyte	QT/2000 Lg Wells	QT/2000 Sm Wells	MPN	Lower	Upper
P5	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	37	920.8	620.5	1282.0
P6	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	42	1299.7	850.4	1896.6
P7	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	25	461.1	292.7	687.9
P8	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	10	2	13.2	7.1	22.0
P9	09/10/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	40	1119.9	754.6	1614.0
P1	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P2	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2
P3	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P4	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P5	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	45	1732,9	1167,7	2709,5
P6	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	40	1119,9	754,6	1614,0
P7	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P8	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	10	1	12,1	6,5	21,1
P9	13/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	14	43	70,3	55,6	86,3
P16	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	Coliforms	49	48	> 2419,6	N/A	infinite

Sample ID	Sample Date	Analyst	Method	Analyte	QT/2000 Lg Wells	QT/2000 Sm Wells	MPN	Lower	Upper
P10	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	44	1553,1	1016,2	2353,1
P11	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2
P12	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	44	1553,1	1016,2	2353,1
P13	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2
P14	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P15	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	31	648,8	424,5	941,5
P16	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P17	08/11/2022	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2
P1	09/02/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P8	09/02/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	14	248,1	162,3	371,9
P10	09/02/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	12	224,7	147,0	343,5
P11	09/02/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	26	488,4	310,0	721,5
P12	09/02/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	16	275,5	185,7	416,8
P13	09/02/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	17	290,9	190,4	446,1
P1	09/03/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P8	09/03/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	46	1986,3	1222,0	3300,2
P10	09/03/2023	Melissa	Colilert	E. coli	42	6	98,8	70,4	135,3
P11	09/03/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	36	866,4	583,8	1245,4
P12	09/03/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	45	1732,9	1167,7	2709,5
P13	09/03/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	20	344,8	218,9	520,7

Sample ID	Sample Date	Analyst	Method	Analyte	QT/2000 Lg Wells	QT/2000 Sm Wells	MPN	Lower	Upper
P1	13/04/2023		Colilert	E. coli	49	28	547,5	358,2	804,5
P8	13/04/2023		Colilert	E. coli	45	14	152,9	112,0	206,2
P10	13/04/2023		Colilert	E. coli	49	10	204,6	137,9	306,9
P11	13/04/2023		Colilert	E. coli	49	42	1299,7	850,4	1896,6
P13	13/04/2023		Colilert	E. coli	49	27	517,2	338,4	763,6
P1	11/05/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	23	410,6	260,6	618,9
P8	11/05/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	47	2419,6	1630,4	4716,1
P10	11/05/2023	Melissa	Colilert	E. coli	40	4	83,3	59,4	114,6
P11	11/05/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	35	816,4	550,1	1174,6
P13	11/05/2023	Melissa	Colilert	E. coli	49	21	365,4	231,9	555,5
P1	19/06/2023		Colilert	E. coli	49	48	> 2419,6	N/A	infinite
P8	19/06/2023		Colilert	E. coli	44	8	118,7	84,7	162,7
P10	19/06/2023		Colilert	E. coli	49	27	517,2	338,4	763,6
P11	19/06/2023		Colilert	E. coli	49	22	387,3	245,9	567,0
P13	19/06/2023		Colilert	E. coli	48	15	218,7	151,7	314,5
P18	1/11/23	Paula Portuguese	Colilert	E. coli	5	0	5,2	2,3	11,9

Anexo 3: Datos de precipitación 2022 – 2023 (IMN, 2024)

25 de setiembre del 2024
IMN-DIM-CE-273-2024

Alexander Goyenaga Soto

Estimado señor Goyega:

Le remitimos la información meteorológica solicitada vía web (31/AGO/2024) al cancelar la cotización IMN-DIM-CO-291-2024 de la siguiente estación meteorológica:

Número	Nombre	Coordenadas geográficas		Altitud (msnm)	Período solicitado		Datos brindados
		Latitud Norte	Longitud Oeste		Inicio	Final	
88051	Rodeo de Tarrazu	9° 40' 34,4"	84° 1' 6,3"	1634	01/12/2021	30/12/2023	Precipitación mensual (mm)

Es importante destacar que:

- a) Los datos meteorológicos que se pone a la disposición del solicitante seguirán siendo propiedad del IMN y no podrán ser vendidos ni cedidos a terceros sin el conocimiento y consentimiento expreso del IMN.
- b) Donde quiera que sean utilizados los datos e información meteorológica facilitados en este documento, se deberán indicar los créditos correspondientes al IMN.
- c) El IMN no se hace responsable por la manipulación, alteración de los datos o información suministrada, ni los resultados que obtengan una vez procesados por mecanismos ajenos al IMN.
- d) No omitimos indicar la presencia de algunos datos faltantes.

Esperamos haber podido satisfacer su solicitud, se suscribe de ustedes.

ELADIO
HUMBERTO
SOLANO LEON
(FIRMA)



Firmado digitalmente
por ELADIO HUMBERTO
SOLANO LEON (FIRMA)
Fecha: 2024.09.25
14:26:06 -06'00'

Eladio Solano León
DIRECTOR GENERAL a.i
INSTITUTO METEOROLOGICO NACIONAL

25 de setiembre del 2024
IMN-DIM-CE-273-2024

Tabla 1. Precipitación mensual (mm)
Estación 88051

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,0
2022	0,6	0,2	19,8	372,0	400,8	585,4	252,6	248,8	455,6	290,0	248,6	1,8
2023	17,4	0,0	150,0	83,6	348,0	331,6	136,8	287,6	192,2	512,6	206,0	42,0

Anexo 4: Certificación de revisión filológica

15 de enero de 2025

Escuela de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad Estatal a Distancia

Por este medio yo, María Durán Torres, mayor de edad, soltera, filóloga y docente, incorporada al Colegio de Licenciados y Profesores en Letras, Filosofía, Ciencias y Artes, con el número de carné 91782, doy fe de haber corregido exhaustivamente el proyecto de graduación titulado: “Impacto del uso de suelo y la hidrogeología sobre la calidad de los cuerpos de agua superficial en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica” para optar por el grado académico de Maestría en Manejo de Recursos Naturales con énfasis en Gestión Ambiental, que estuvo a cargo del estudiante Alexander Goyenaga Soto con respecto a los siguientes aspectos:

1. Lexicografía, morfología, fondo y forma en su totalidad.
2. Uso correcto de las preposiciones.
3. Usos lingüísticos de los signos de puntuación, interrogación y exclamación.
4. Los solecismos, barbarismos, cacofonías, anfibologías, monotonía del lenguaje, redundancia, pleonasmos y la ortografía.

Por tanto, doy fe que este proyecto contiene un fondo claro y preciso de la propuesta expresada en el mismo, con ideas correctas, que mantienen el hilo conductor a lo largo del documento.

Atentamente,

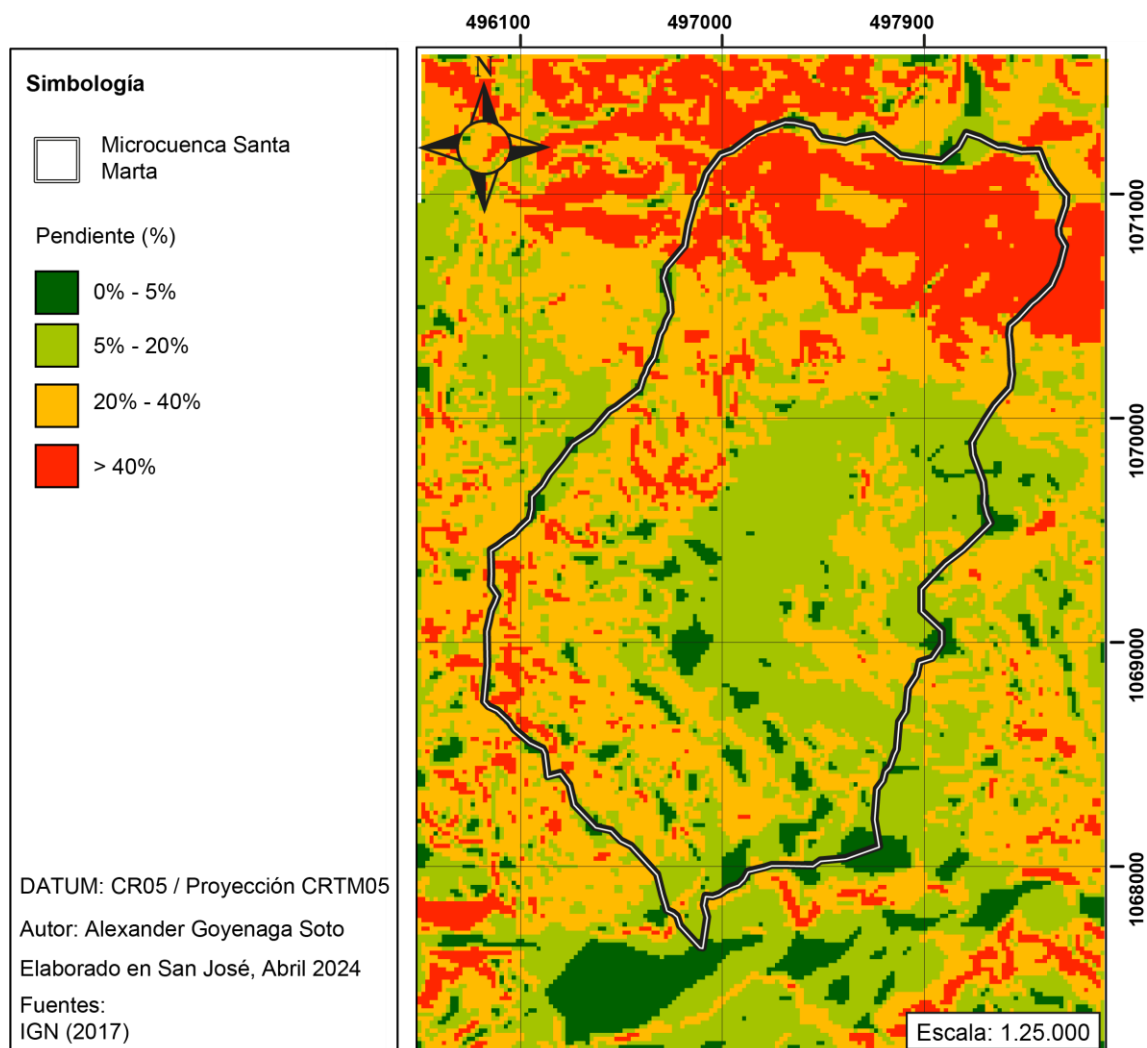
María Iraida Durán

María Durán Torres

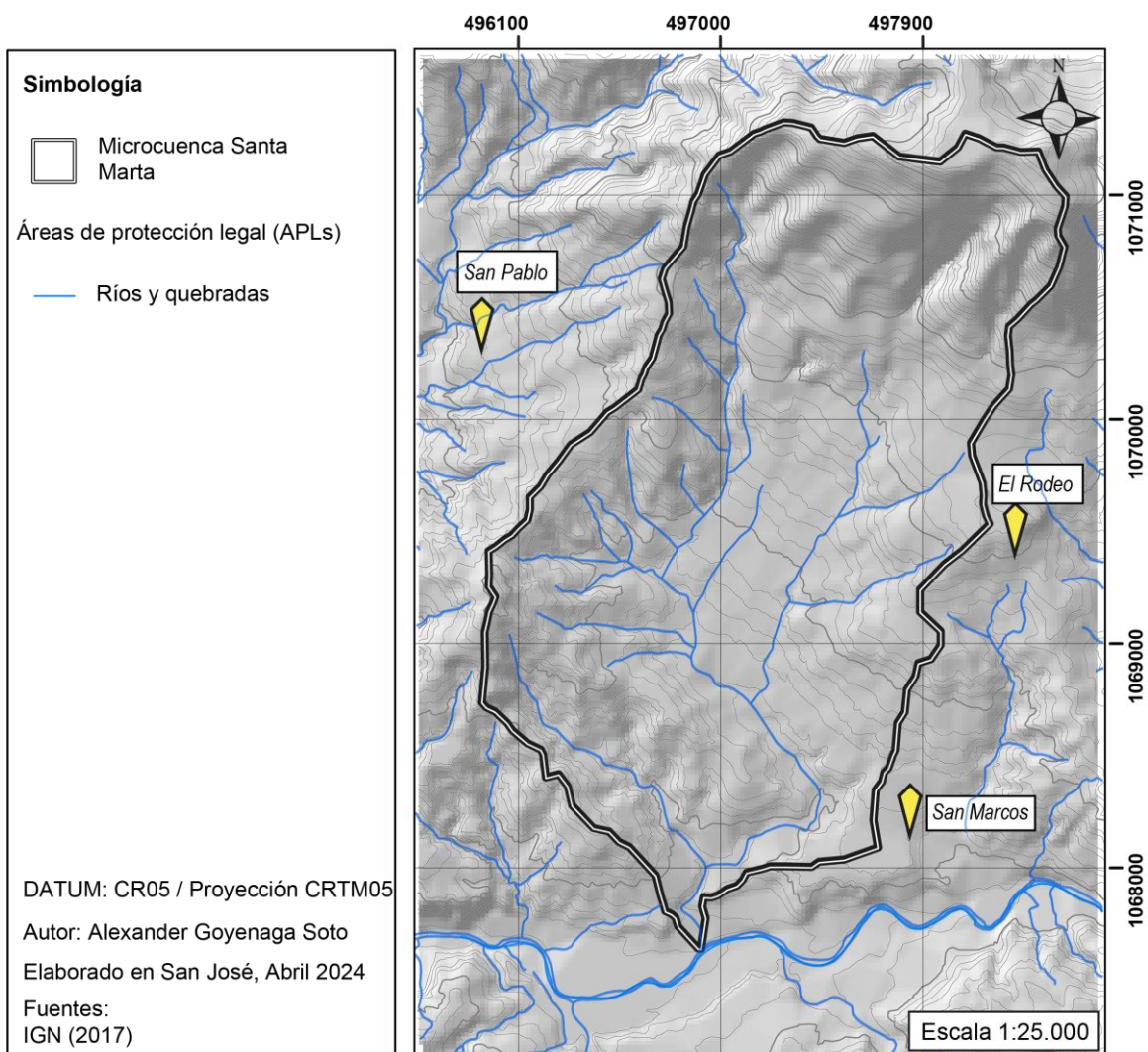
91728

Apéndices

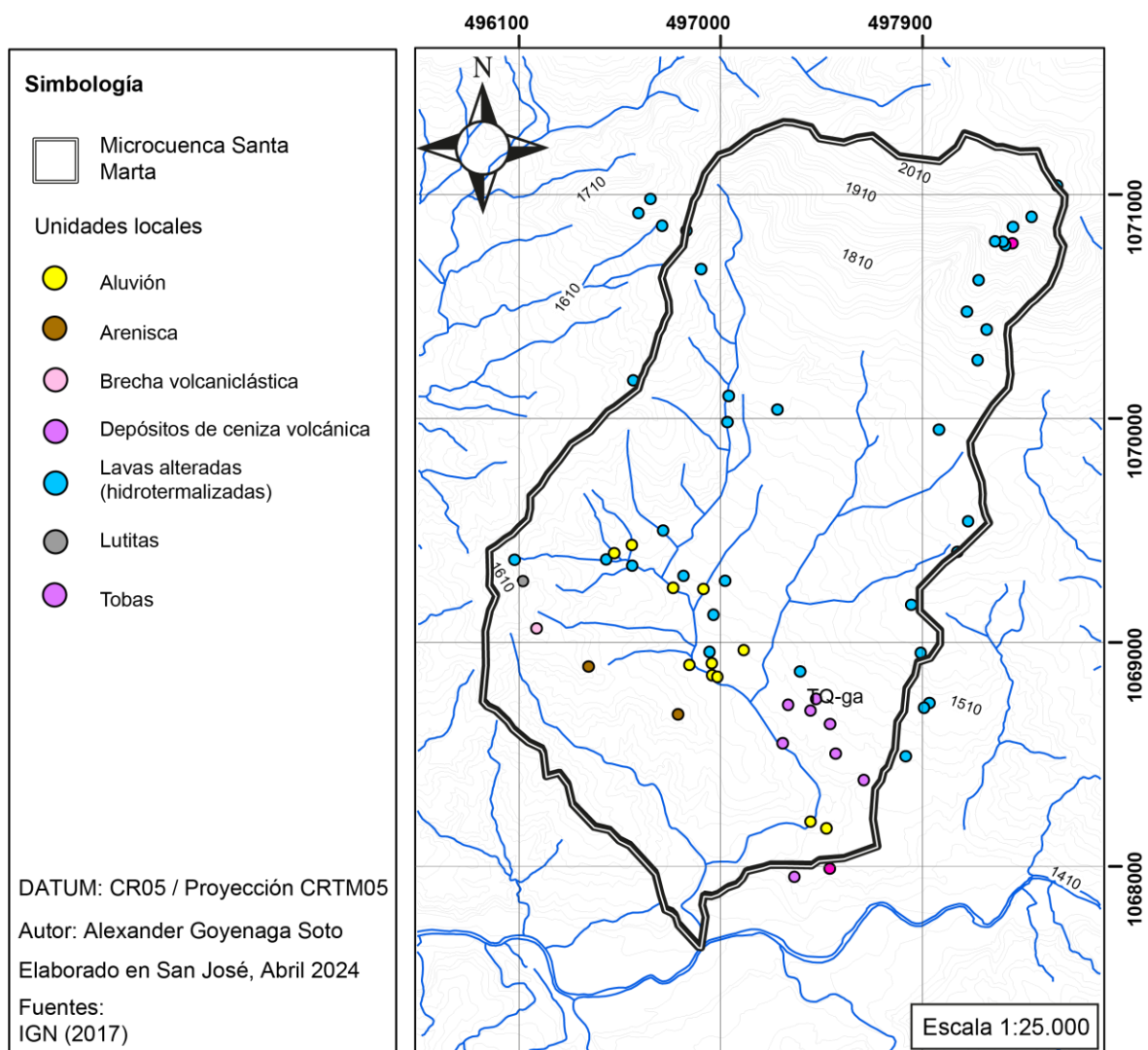
Apéndice 1: Mapa de pendientes elaborado para crear el mapa geomorfológico.



Apéndice 2: Modelo de sombras creado para elaborar el mapa geomorfológico.



Apéndice 3: Mapa de afloramientos y tipos de roca levantado en campo para elaborar el mapa geológico.



Apéndice 4: Registros de las pruebas correlación estadística entre las variables de concentración de *E. coli* y precipitación del XLStatistics.

Figura 18

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de todos los muestreos realizados en la microcuenca Santa Marta.

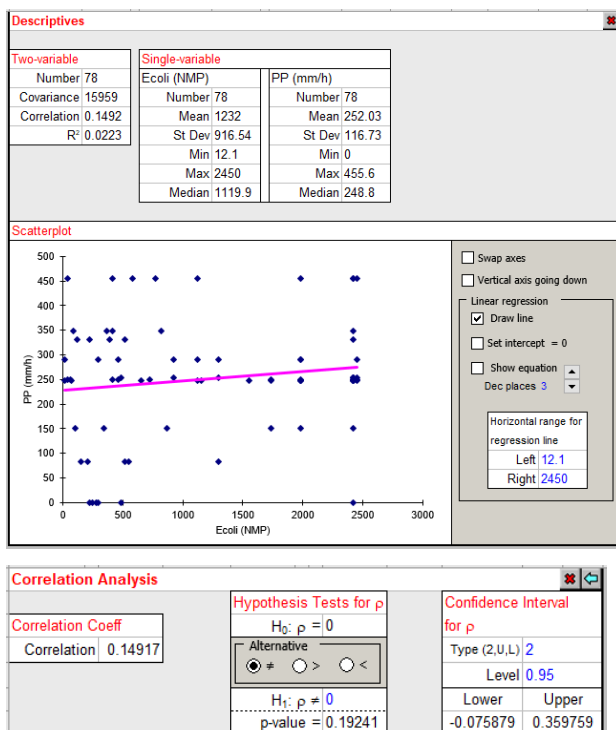


Figura 19

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados en la parte alta de la microcuenca Santa Marta.

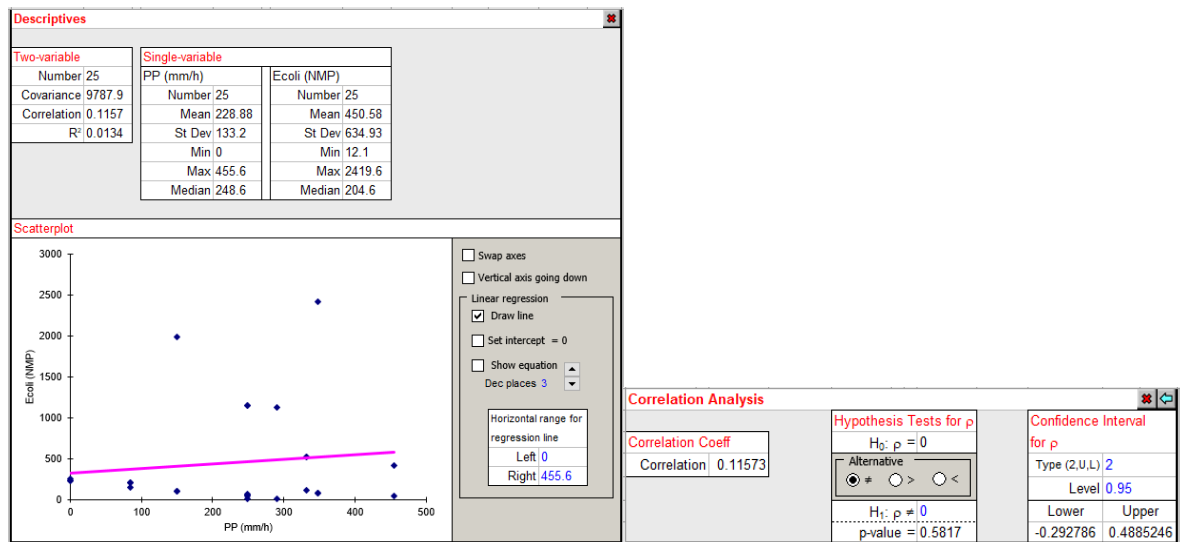


Figura 20

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados en la parte media de la microcuenca Santa Marta.

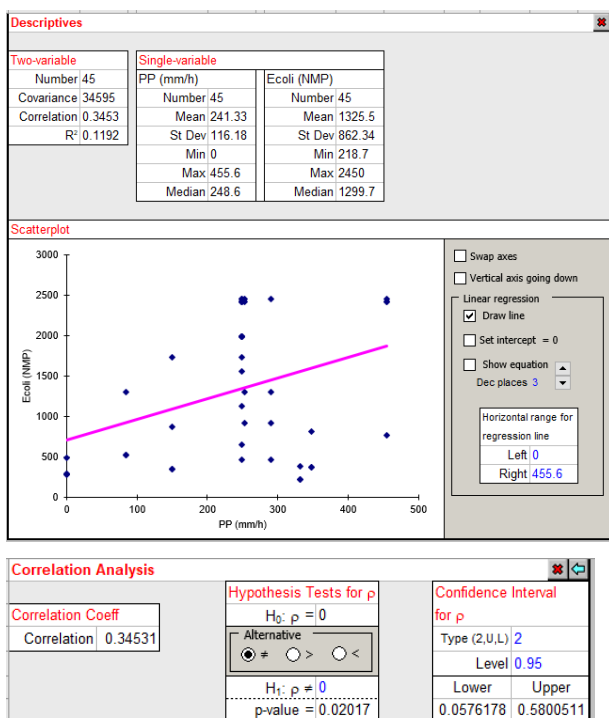


Figura 21

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados en la parte baja de la microcuenca Santa Marta.

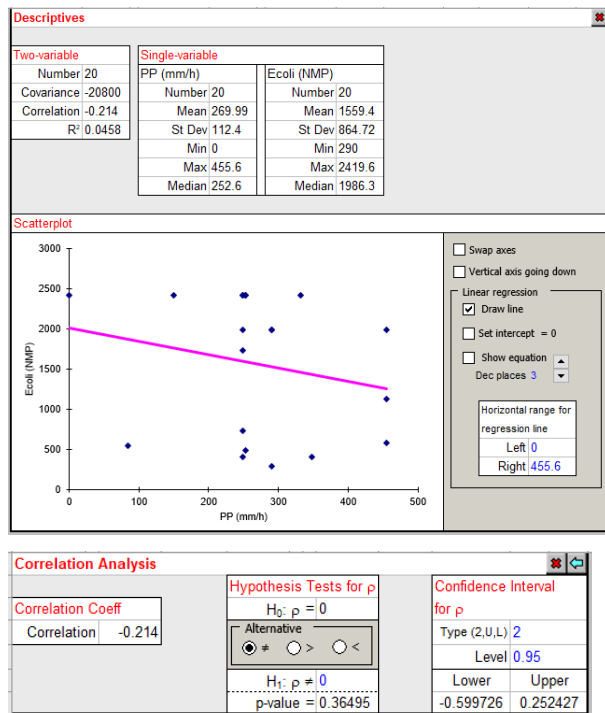


Figura 22

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados sobre depósitos de aluvión.

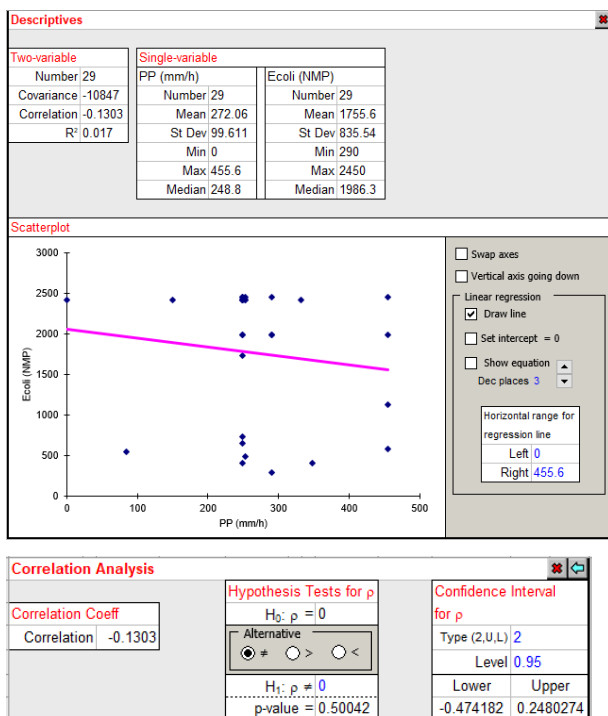


Figura 23

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados sobre formaciones sedimentarias.

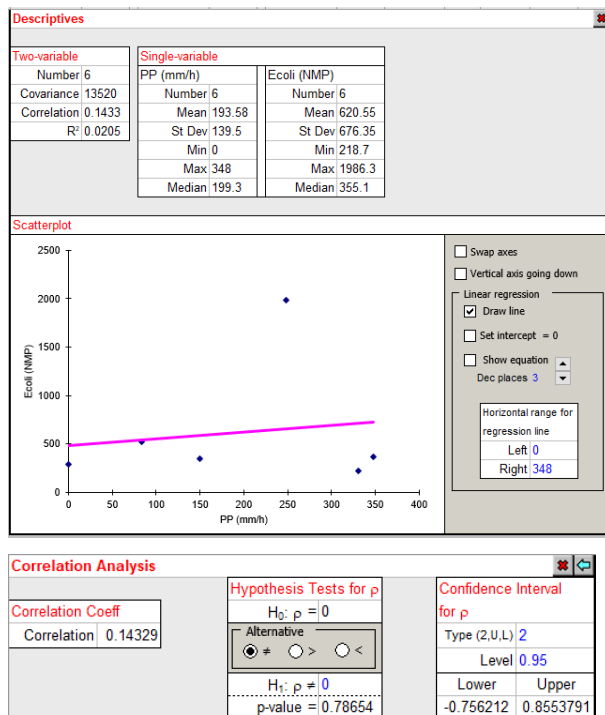


Figura 24

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados sobre lavas de la Fm. Grifo Alto.

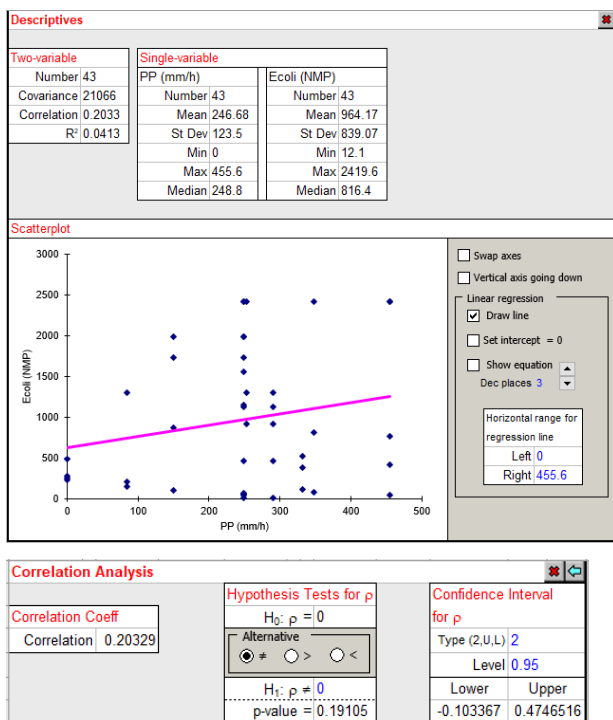


Figura 25

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados sobre cultivos.

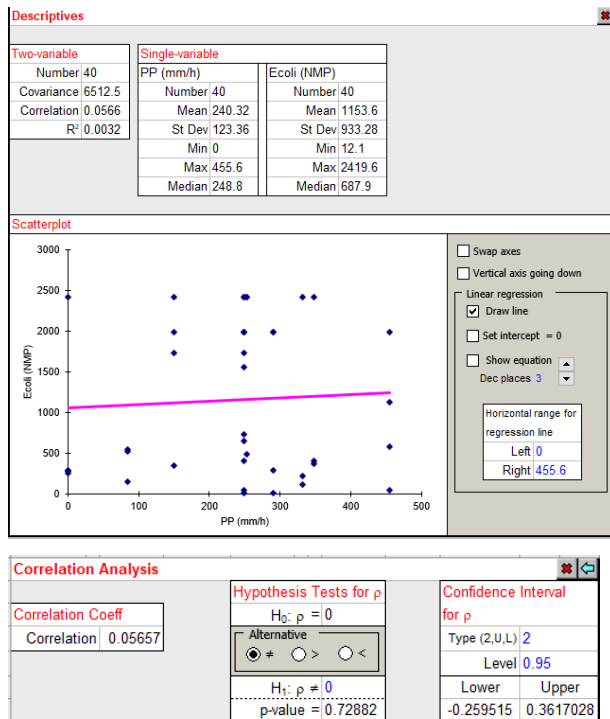


Figura 26

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados sobre bosques.

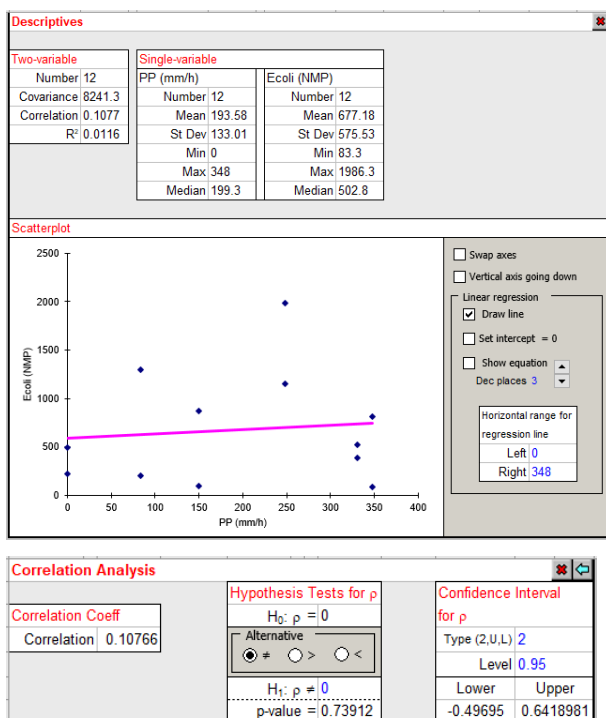
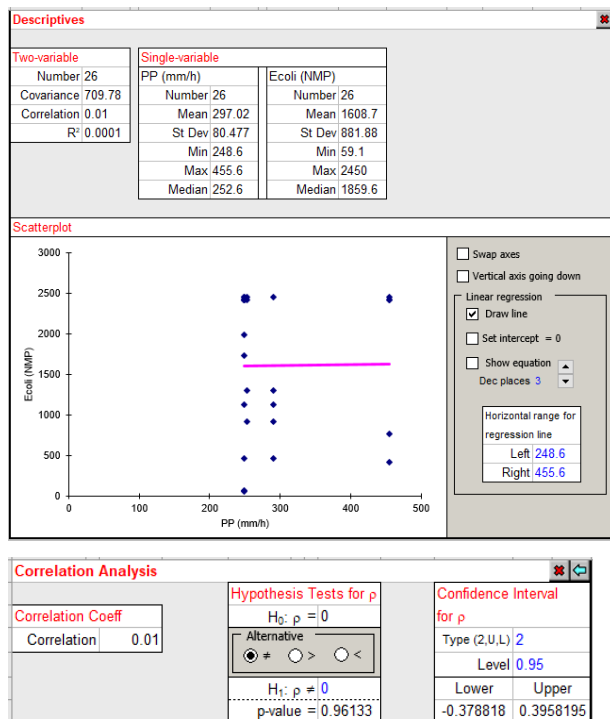


Figura 27

Gráfico de distribución y prueba de hipótesis de correlación usando datos de los muestreos realizados sobre áreas urbanas.



Apéndice 5: Registros de las pruebas de infiltración elaboradas en campo.

Pto de muestreo:	PI-1	Coord. X	497314	Fecha:	12/5/2023
Inf. Básica (mm/h)	1193	Coord. Y	1069185	Hora inicio:	12:34

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	23.00					4200.00
1	1	16.00		7.00	70.00	70.00	1800.00
4	5	4.00	18	12.00	120.00	190.00	2700.00
2	7	9.00	18	9.00	90.00	280.00	2400.00
3	10	6.00	18	12.00	120.00	400.00	1800.00
3	13	9.00	18	9.00	90.00	490.00	1800.00
2	15	12.00	23	6.00	60.00	550.00	1680.00
5	20	9.00	23	14.00	140.00	690.00	1800.00
5	25	8.00	24	15.00	150.00	840.00	1800.00
5	30	9.00	24	15.00	150.00	990.00	1800.00
5	35	9.00	24	15.00	150.00	1140.00	1800.00
5	40	9.00	24	15.00	150.00	1290.00	1680.00
5	45	10.00	24	14.00	140.00	1430.00	1800.00
5	50	9.00	24	15.00	150.00	1580.00	1560.00
5	55	11.00	24	13.00	130.00	1710.00	1500.00
5	60	11.50	24	12.50	125.00	1835.00	1400.00
6	66	10.00	24	14.00	140.00	1975.00	1950.00
4	70	11.00	24	13.00	130.00	2105.00	1176.00
5	75	14.20	24	9.80	98.00	2203.00	1440.00
5	80	12.00	24	12.00	120.00	2323.00	1250.00
6	86	11.50	24	12.50	125.00	2448.00	1380.00
4	90	14.80		9.20	92.00	2540.00	1140.00
2	92	11.00	24	3.80	38.00	2578.00	543.75
16	108	9.50	24	14.50	145.00	2723.00	1950.00
4	112	11.00	23	13.00	130.00	2853.00	1125.00
8	120	8.00		15.00	150.00	3003.00	4200.00

Figura 28

Gráfico de infiltración instantánea de PI-1.

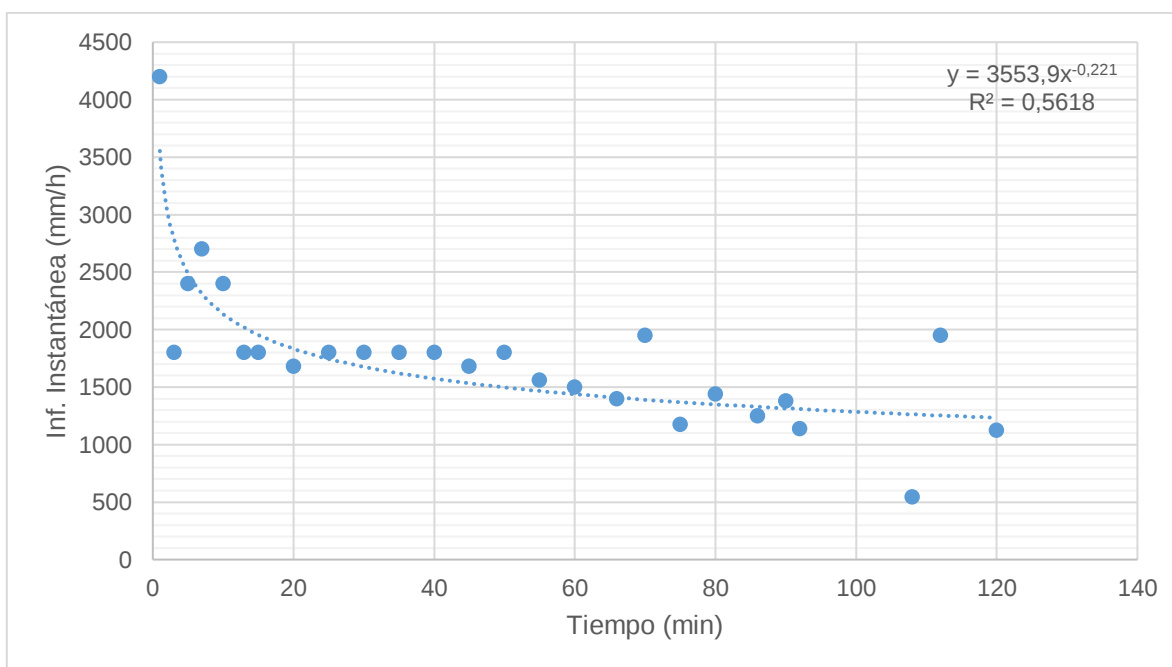
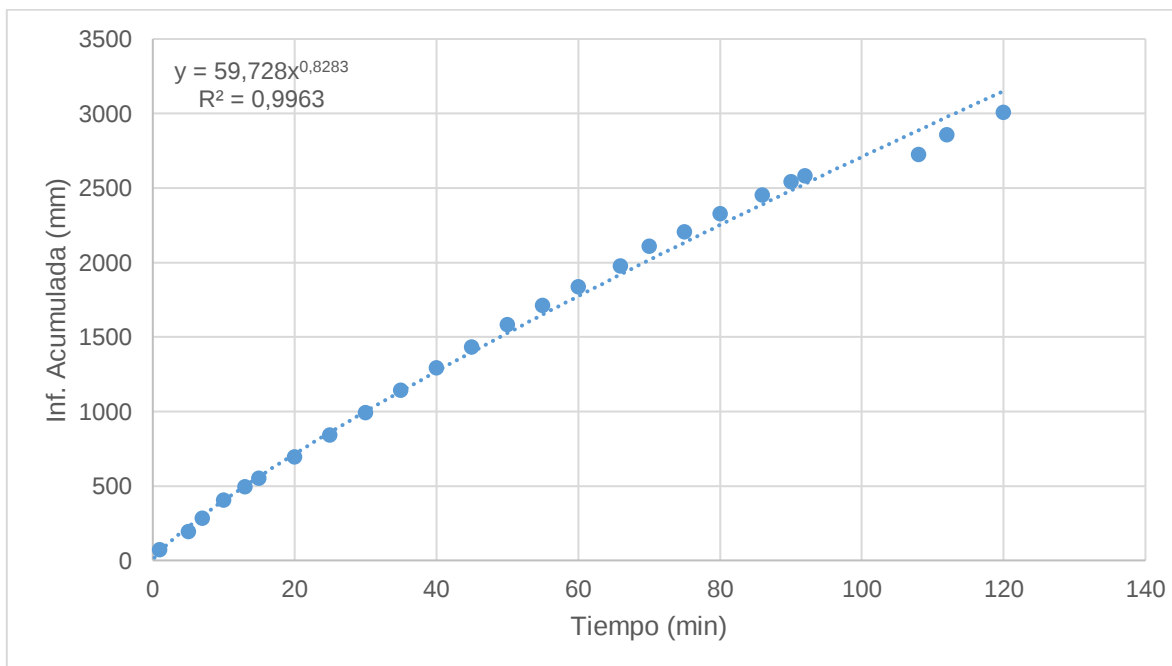


Figura 29

Gráfico de infiltración acumulada de PI-1.



Pto de muestreo:	PI-2	Coord. X	497404	Fecha:	12/5/2023
Inf. Básica (mm/h)	66	Coord. Y	1068214	Hora inicio:	12:34

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	26.00					
1	1	25.40		0.60	6.00	6.00	360.00
1	2	24.90		0.50	5.00	11.00	300.00
1	3	24.50		0.40	4.00	15.00	240.00
2	5	23.70		0.80	8.00	23.00	240.00
5	10	22.00		1.70	17.00	40.00	204.00
5	15	20.60		1.40	14.00	54.00	168.00
10	25	18.60		2.00	20.00	74.00	120.00
10	35	17.20		1.40	14.00	88.00	84.00
10	45	16.10		1.10	11.00	99.00	66.00
15	60	14.30	25	1.80	18.00	117.00	72.00
15	75	22.60		2.40	24.00	141.00	96.00
15	90	20.20		2.40	24.00	165.00	96.00
30	120	16.90		3.30	33.00	198.00	66.00
0	0	26.00					
1	1	25.40		0.60	6.00	6.00	360.00
1	2	24.90		0.50	5.00	11.00	300.00
1	3	24.50		0.40	4.00	15.00	240.00
2	5	23.70		0.80	8.00	23.00	240.00
5	10	22.00		1.70	17.00	40.00	204.00
5	15	20.60		1.40	14.00	54.00	168.00
10	25	18.60		2.00	20.00	74.00	120.00
10	35	17.20		1.40	14.00	88.00	84.00
10	45	16.10		1.10	11.00	99.00	66.00
15	60	14.30	25	1.80	18.00	117.00	72.00
15	75	22.60		2.40	24.00	141.00	96.00
15	90	20.20		2.40	24.00	165.00	96.00
30	120	16.90		3.30	33.00	198.00	66.00

Figura 30

Gráfico de infiltración instantánea de PI-2.

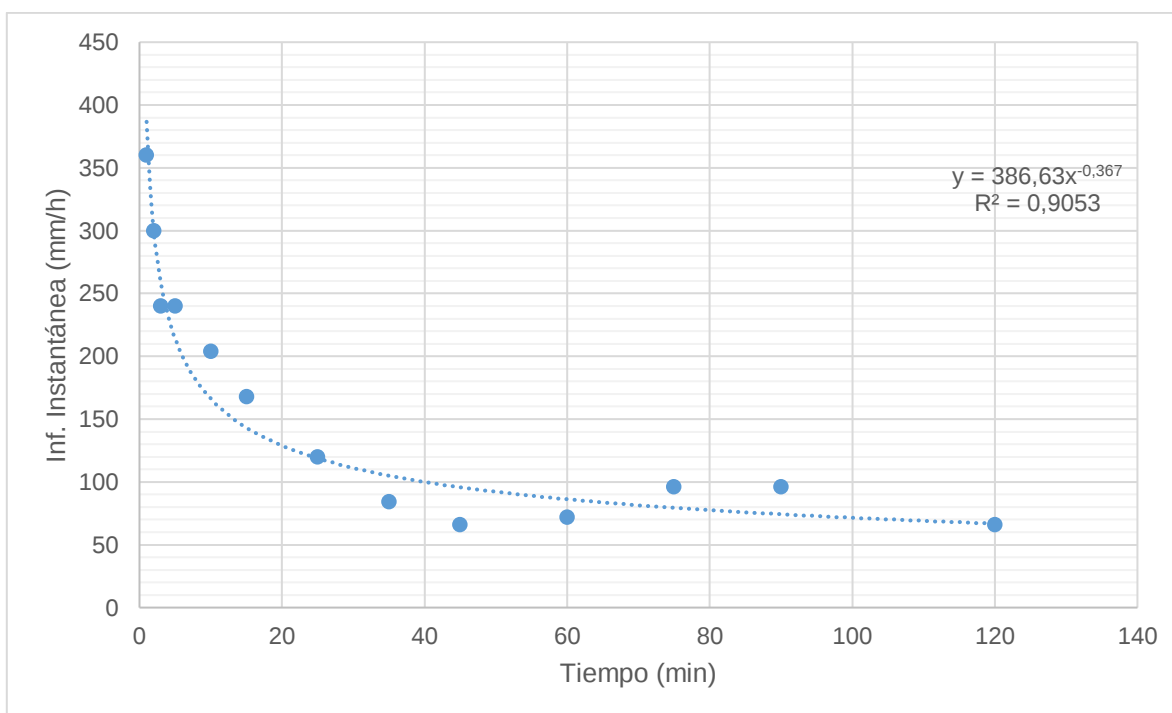
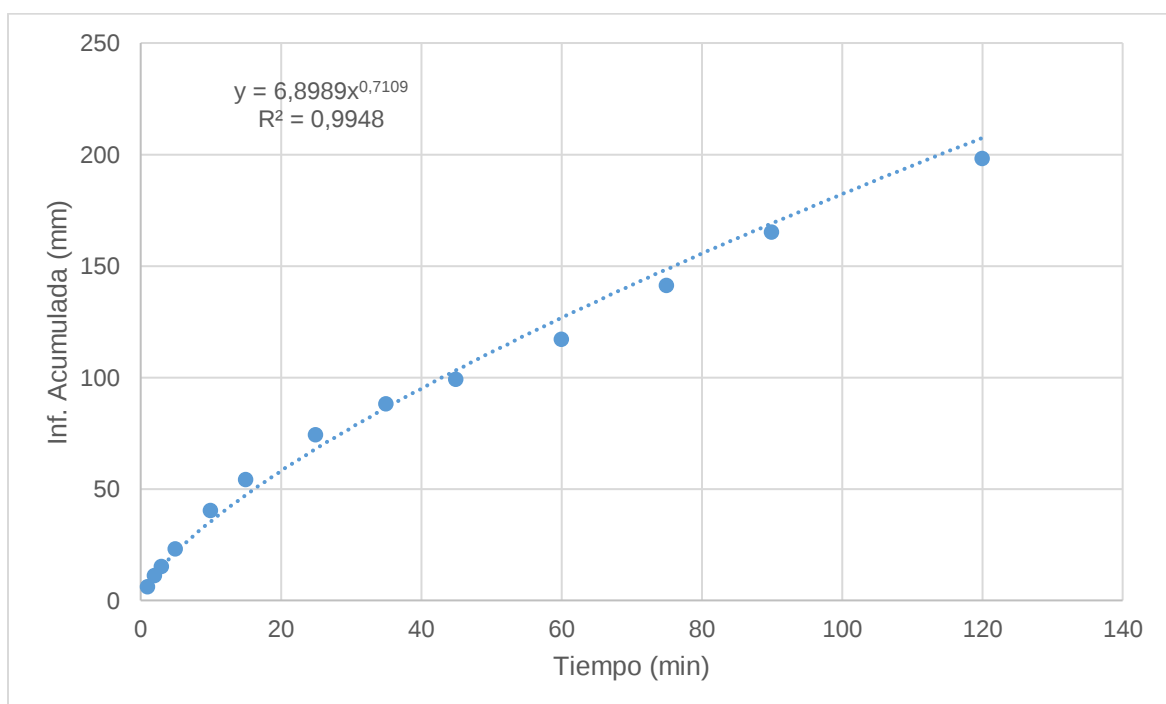


Figura 31

Gráfico de infiltración acumulada de PI-2.



Pto de muestreo:	PI-3	Coord. X	497020	Fecha:	8/9/2023
Inf. Básica (mm/h)	50	Coord. Y	1069971	Hora inicio:	10:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	25.00					
1	1	24.80		0.20	2.00	2.00	120.00
1	2	24.60		0.20	2.00	2.00	120.00
1	3	24.30		0.30	3.00	3.00	180.00
1	4	24.00		0.30	3.00	3.00	180.00
1	5	23.80		0.20	2.00	2.00	120.00
1	6	23.60		0.20	2.00	2.00	120.00
2	8	23.00		0.60	6.00	6.00	180.00
2	10	22.40		0.60	6.00	6.00	180.00
2	12	22.00		0.40	4.00	4.00	120.00
3	15	21.20		0.80	8.00	8.00	160.00
5	20	20.10		1.10	11.00	11.00	132.00
5	25	19.30		0.80	8.00	8.00	96.00
5	30	18.60		0.70	7.00	7.00	84.00
10	40	17.00		1.60	16.00	16.00	96.00
10	50	16.20		0.80	8.00	8.00	48.00
10	60	15.50		0.70	7.00	7.00	42.00
15	75	14.50		1.00	10.00	10.00	40.00
15	90	13.50		1.00	10.00	10.00	40.00
15	105	12.50		1.00	10.00	10.00	40.00
15	120	11.90		0.60	6.00	6.00	24.00

Figura 32

Gráfico de infiltración instantánea de PI-3.

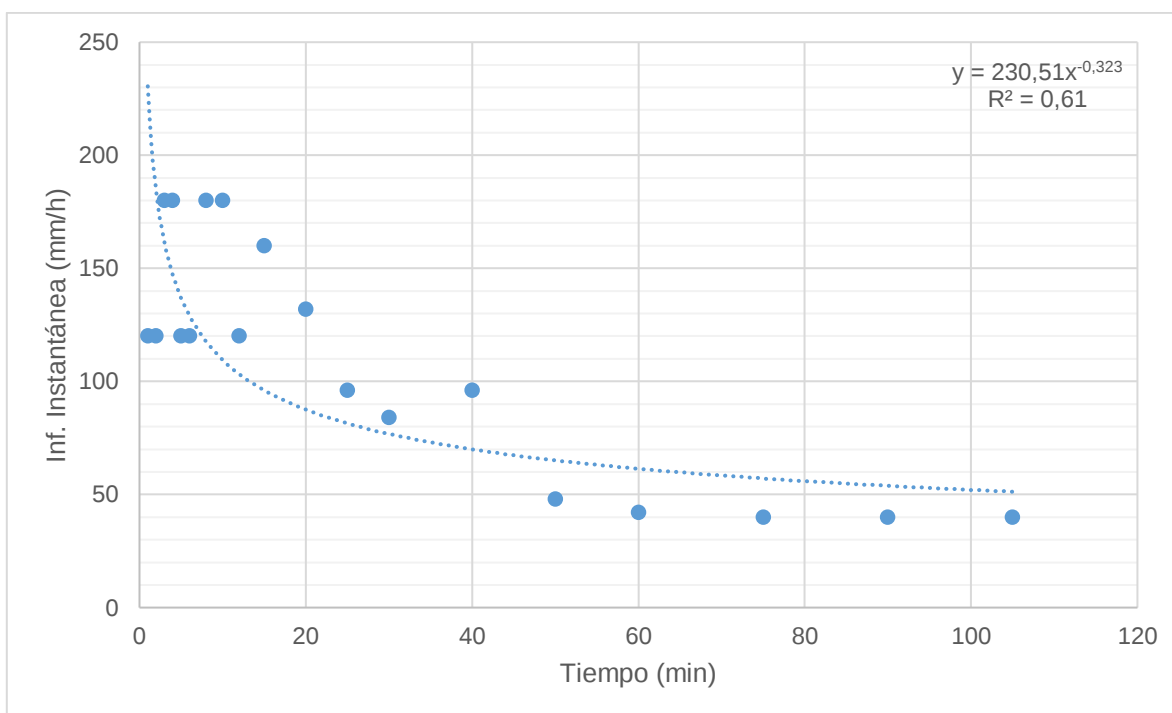
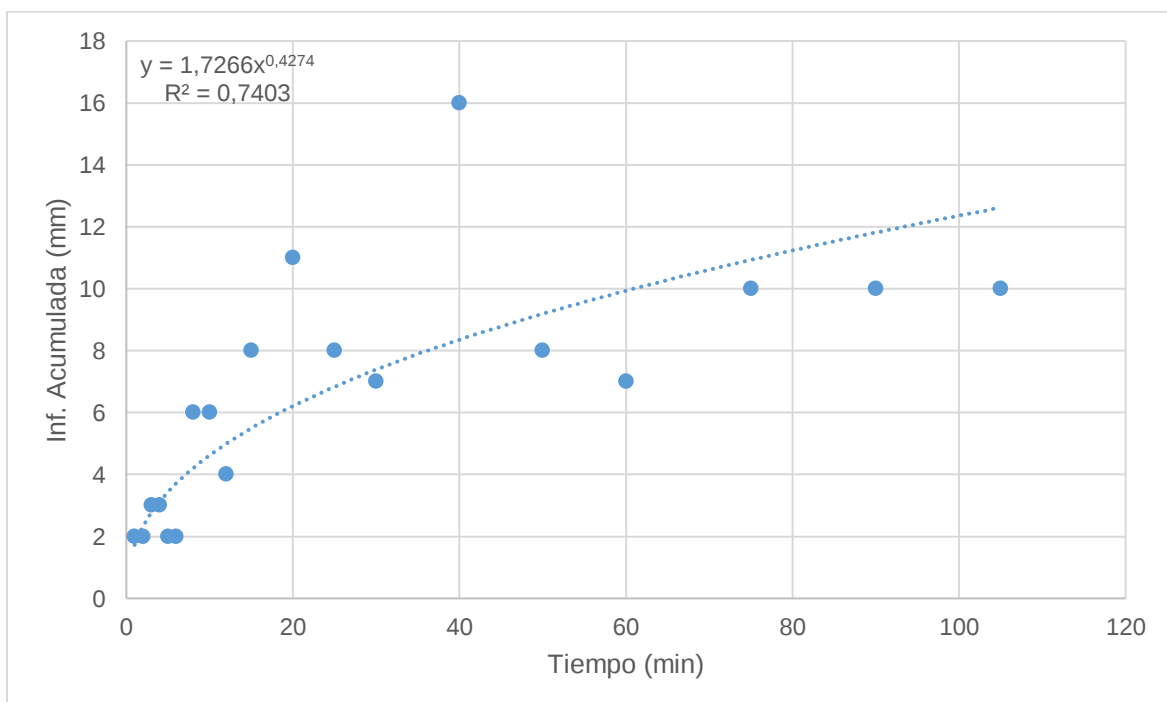


Figura 33

Gráfico de infiltración acumulada de PI-3.



Pto de muestreo:	PI-4	Coord. X	497159	Fecha:	8/9/2023
Inf. Básica (mm/h)	30	Coord. Y	1069665	Hora inicio:	12:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	26.00					
0.5	0.5	25.50		0.50	5.00	5.00	600.00
0.5	1	25.00		0.50	5.00	5.00	600.00
0.5	1.5	24.70		0.30	3.00	3.00	360.00
0.5	2	24.40		0.30	3.00	3.00	360.00
1	3	23.90		0.50	5.00	5.00	300.00
1	4	23.20		0.70	7.00	7.00	420.00
1	5	22.60		0.60	6.00	6.00	360.00
1	6	22.20		0.40	4.00	4.00	240.00
2	8	21.30		0.90	9.00	9.00	270.00
2	10	20.00		1.30	13.00	13.00	390.00
2	12	19.80		0.20	2.00	2.00	60.00
3	15	18.70		1.10	11.00	11.00	220.00
5	20	17.20		1.50	15.00	15.00	180.00
5	25	16.80		0.40	4.00	4.00	48.00
5	30	15.80		1.00	10.00	10.00	120.00
10	40	14.50		1.30	13.00	13.00	78.00
10	50	15.00		-0.50	-5.00	-5.00	-30.00
10	60	14.10		0.90	9.00	9.00	54.00
15	75	13.00	26.00	1.10	11.00	11.00	44.00
15	90	19.90		6.10	61.00	61.00	244.00
15	105	16.50		3.40	34.00	34.00	136.00
5	110	15.10		1.40	14.00	14.00	168.00

Figura 34

Gráfico de infiltración instantánea de PI-4.

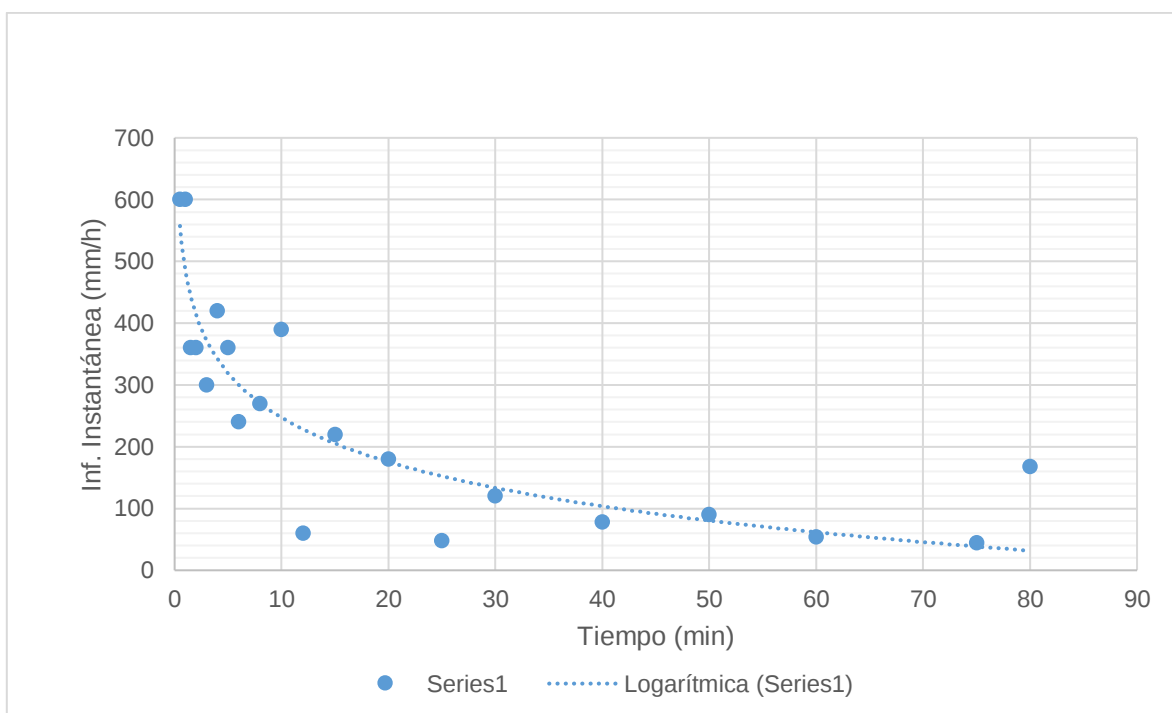
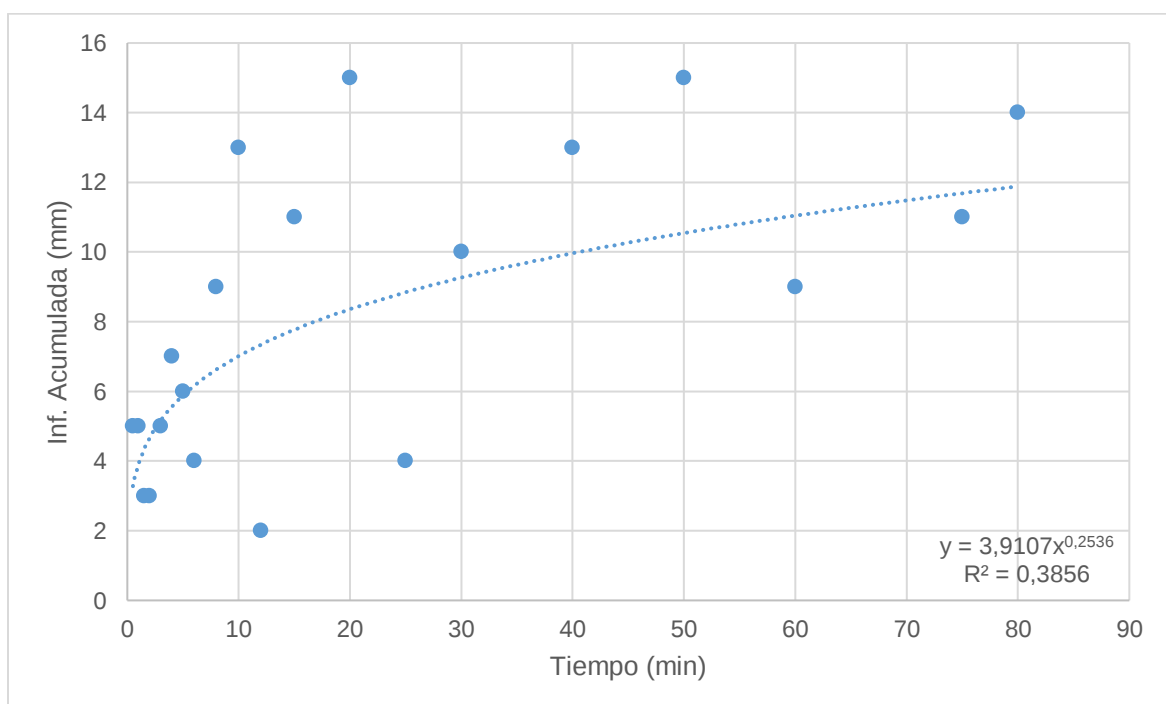


Figura 35

Gráfico de infiltración acumulada de PI-4.



Pto de muestreo:	PI-5	Coord. X	496862	Fecha:	9/9/2023
Inf. Básica (mm/h)	55	Coord. Y	1068901	Hora inicio:	9:30

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	22.00					
0.5	0.5	21.90		0.10	1.00	1.00	120.00
0.5	1	21.80		0.10	1.00	1.00	120.00
0.5	1.5	21.60		0.20	2.00	2.00	240.00
0.5	2	21.50		0.10	1.00	1.00	120.00
1	3	21.30		0.20	2.00	2.00	120.00
1	4	21.10		0.20	2.00	2.00	120.00
1	5	20.90		0.20	2.00	2.00	120.00
1	6	20.70		0.20	2.00	2.00	120.00
2	8	20.30		0.40	4.00	4.00	120.00
2	10	20.00		0.30	3.00	3.00	90.00
2	12	19.70		0.30	3.00	3.00	90.00
2	14	19.40		0.30	3.00	3.00	90.00
2	16	19.10		0.30	3.00	3.00	90.00
2	18	18.80		0.30	3.00	3.00	90.00
2	20	18.60		0.20	2.00	2.00	60.00
5	25	17.90		0.70	7.00	7.00	84.00
5	30	17.20		0.70	7.00	7.00	84.00
5	35	16.50		0.70	7.00	7.00	84.00
5	40	16.00		0.50	5.00	5.00	60.00
10	50	14.90		1.10	11.00	11.00	66.00
10	60	13.80		1.10	11.00	11.00	66.00
15	75	12.40		1.40	14.00	14.00	56.00
15	90	11.00		1.40	14.00	14.00	56.00
15	105	9.60		1.40	14.00	14.00	56.00
15	120	8.40		1.20	12.00	12.00	48.00

Figura 36

Gráfico de infiltración instantánea de PI-5.

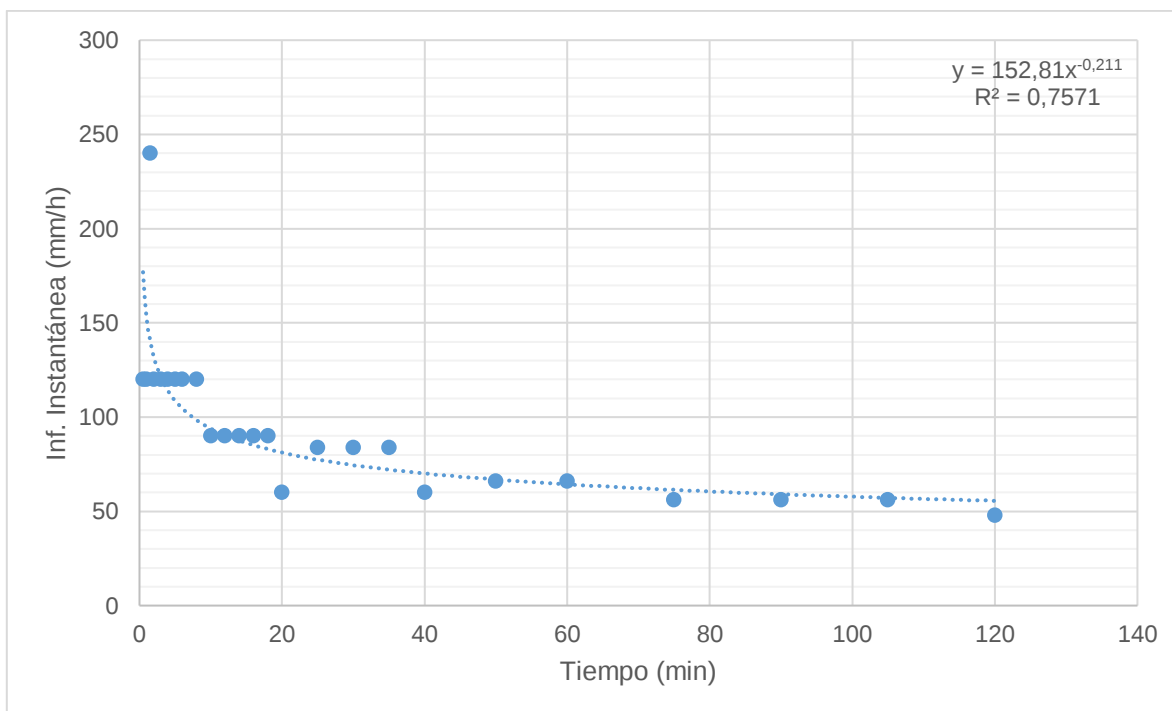
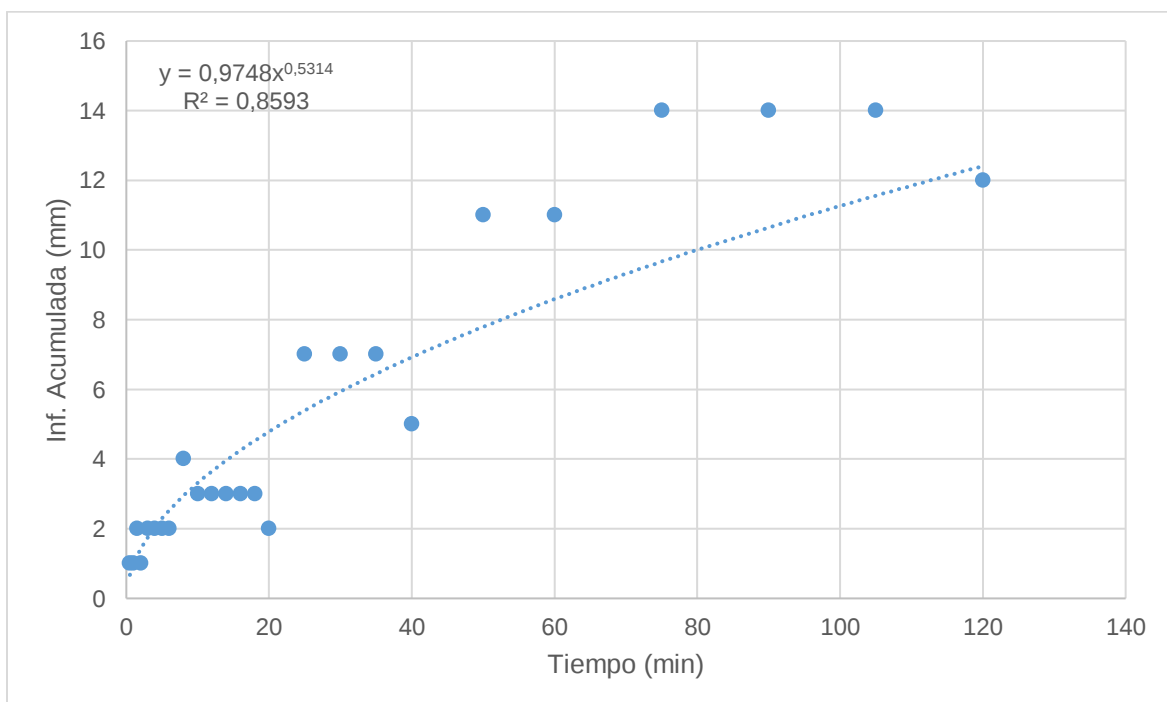


Figura 37

Gráfico de infiltración acumulada de PI-5.



Pto de muestreo:	PI-6	Coord. X	497258	Fecha:	9/9/2023
Inf. Básica (mm/h)	450	Coord. Y	1068562	Hora inicio:	12:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	21.00					
0.5	0.5	19.70		1.30	13.00	13.00	1560.00
0.5	1	18.00		1.70	17.00	17.00	2040.00
1	2	15.70		2.30	23.00	23.00	1380.00
1	3	13.00		2.70	27.00	27.00	1620.00
1	4	10.80		2.20	22.00	22.00	1320.00
1	5	9.00		1.80	18.00	18.00	1080.00
1	6	7.20	21	1.80	18.00	18.00	1080.00
2	8	16.80		4.20	42.00	42.00	1260.00
2	10	13.00		3.80	38.00	38.00	1140.00
2	12	10.00		3.00	30.00	30.00	900.00
2	14	7.00	21	3.00	30.00	30.00	900.00
2	16	17.50		3.50	35.00	35.00	1050.00
2	18	14.40		3.10	31.00	31.00	930.00
2	20	11.30		3.10	31.00	31.00	930.00
2	22	9.00	21.00	2.30	23.00	23.00	690.00
3	25	18.00		3.00	30.00	30.00	600.00
5	30	12.00	21.00	6.00	60.00	60.00	720.00
5	35	7.30	21.00	13.70	137.00	137.00	1644.00
5	40	15.90		5.10	51.00	51.00	612.00
10	50	8.20	21.00	7.70	77.00	77.00	462.00
10	60	14.14	21.00	6.86	68.60	68.60	411.60
10	70	9.30	21.00	11.70	117.00	117.00	702.00
5	75	18.30		2.70	27.00	27.00	324.00
15	90	10.60	21.00	7.70	77.00	77.00	308.00
15	105	5.60	21.00	15.40	154.00	154.00	616.00
15	120	15.00		6.00	60.00	60.00	240.00

Figura 38

Gráfico de infiltración instantánea de PI-6.

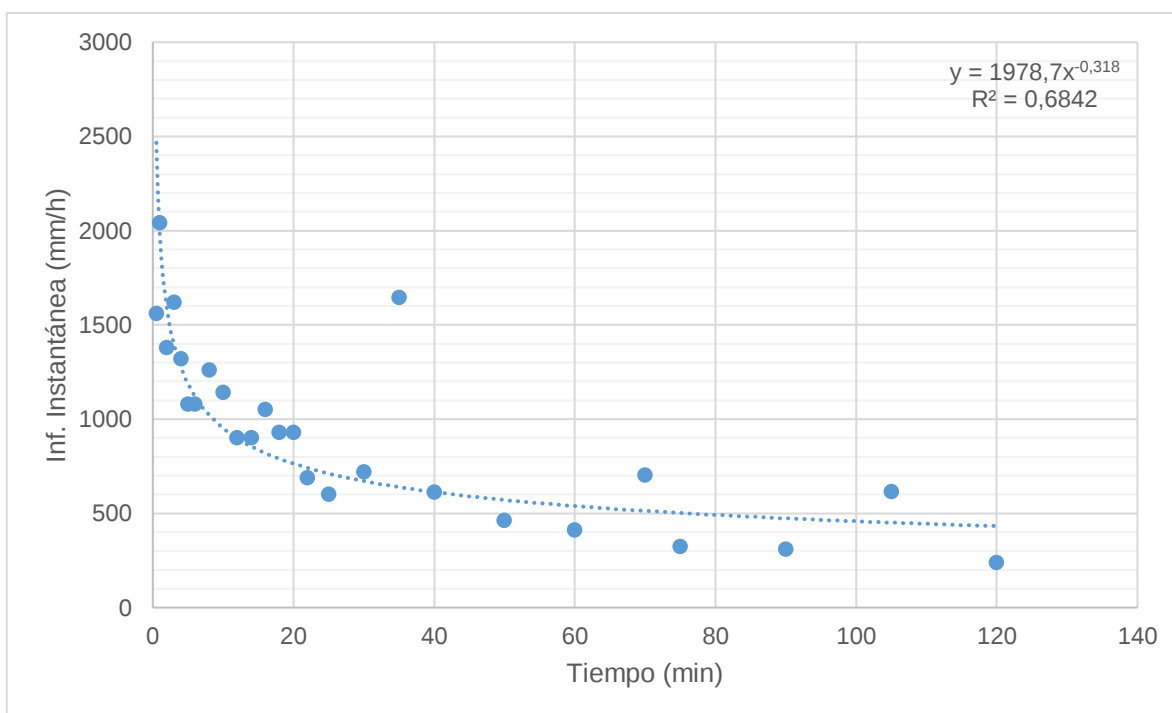
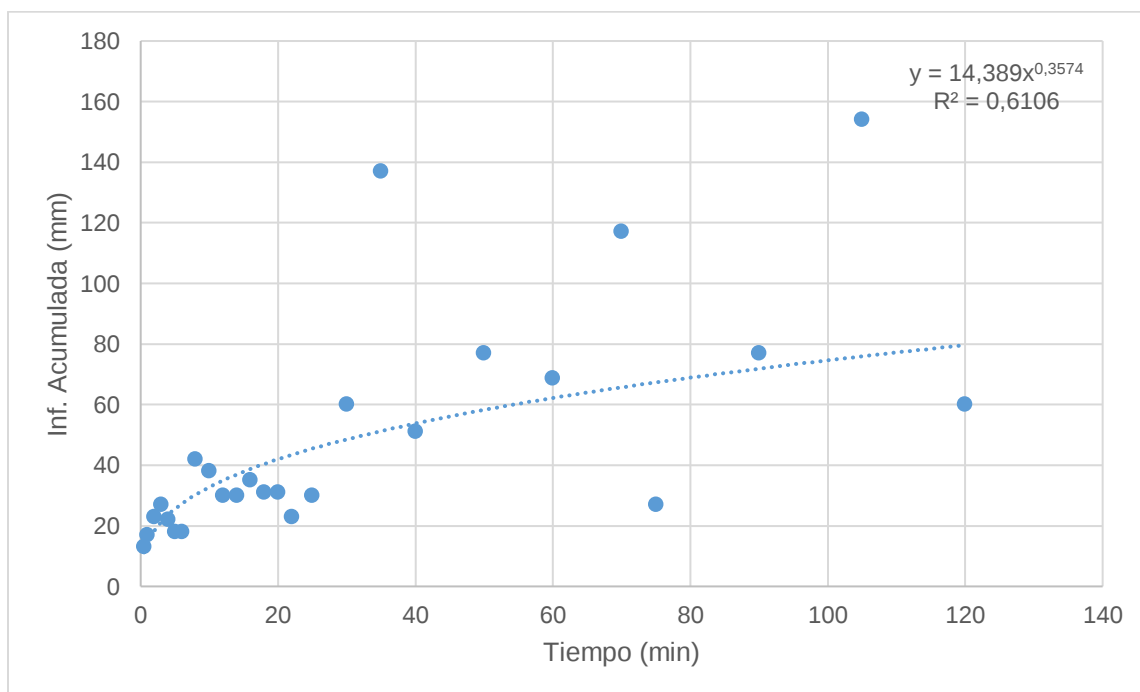


Figura 39

Gráfico de infiltración acumulada de PI-6.



Pto de muestreo:	PI-7	Coord. X	496624	Fecha:	16/9/2024
Inf. Básica (mm/h)	11	Coord. Y	1069333	Hora inicio:	9:15

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	19.00					
2	2	18.90		0.10	1.00	1.00	30.00
2	4	18.80		0.10	1.00	1.00	30.00
2	6	18.70		0.10	1.00	1.00	30.00
2	8	18.65		0.05	0.50	0.50	15.00
2	10	18.60		0.05	0.50	0.50	15.00
2	12	18.50		0.10	1.00	1.00	30.00
2	14	18.40		0.10	1.00	1.00	30.00
2	16	18.35		0.05	0.50	0.50	15.00
2	18	18.30		0.05	0.50	0.50	15.00
2	20	18.25		0.05	0.50	0.50	15.00
5	25	18.10		0.15	1.50	1.50	18.00
5	30	18.00		0.10	1.00	1.00	12.00
5	35	17.90		0.10	1.00	1.00	12.00
5	40	17.70		0.20	2.00	2.00	24.00
10	50	17.50		0.20	2.00	2.00	12.00
10	60	17.20		0.30	3.00	3.00	18.00
15	75	16.90		0.30	3.00	3.00	12.00
15	90	16.50		0.40	4.00	4.00	16.00
15	105	16.20		0.30	3.00	3.00	12.00
15	120	15.90		0.30	3.00	3.00	12.00

Figura 40

Gráfico de infiltración instantánea de PI-7.

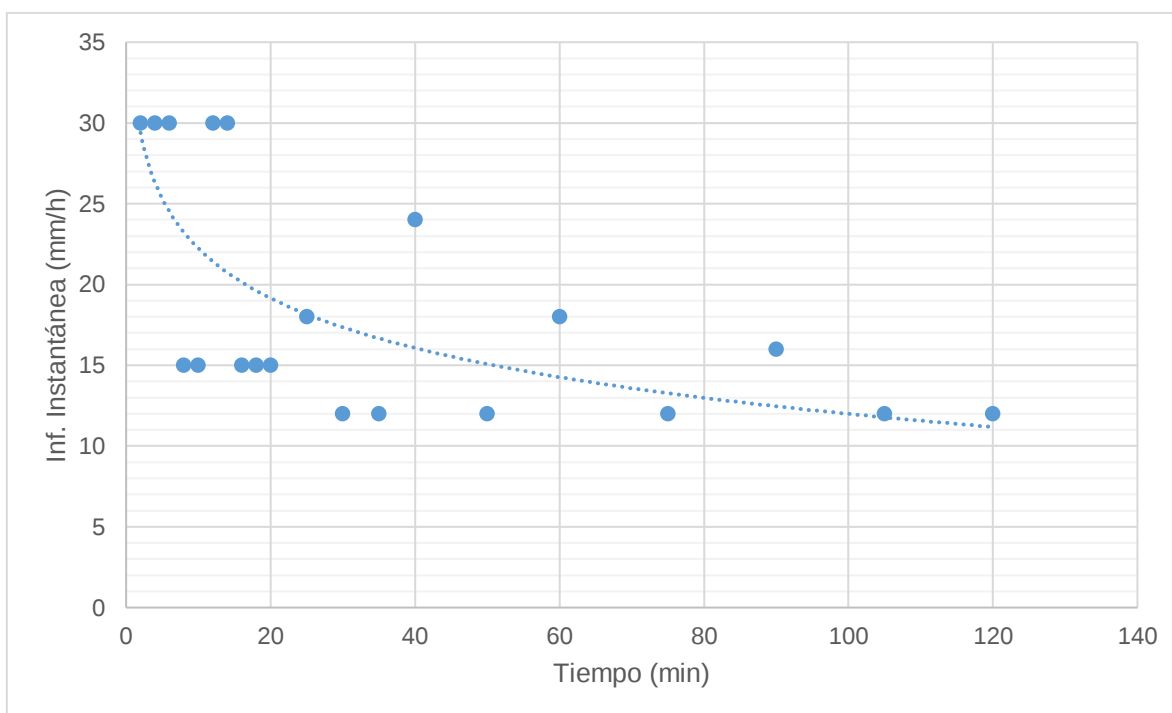
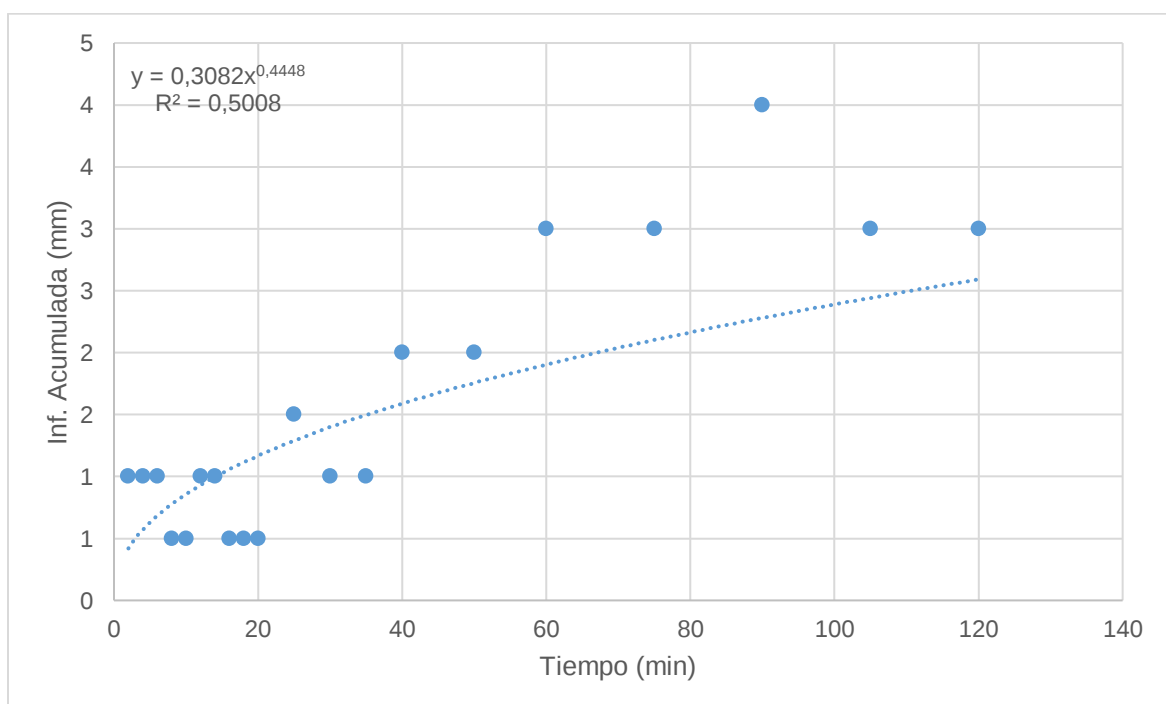


Figura 41

Gráfico de infiltración acumulada de PI-7.



Pto de muestreo:	PI-8	Coord. X	497697	Fecha:	16/9/2024
Inf. Básica (mm/h)	39	Coord. Y	1069908	Hora inicio:	12:10

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	22.00					
0.5	0.5	21.90		0.10	1.00	1.00	120.00
0.5	1	21.70		0.20	2.00	2.00	240.00
0.5	1.5	21.60		0.10	1.00	1.00	120.00
0.5	2	21.50		0.10	1.00	1.00	120.00
1	3	21.30		0.20	2.00	2.00	120.00
1	4	21.10		0.20	2.00	2.00	120.00
1	5	20.80		0.30	3.00	3.00	180.00
1	6	20.70		0.10	1.00	1.00	60.00
2	8	20.35		0.35	3.50	3.50	105.00
2	10	20.00		0.35	3.50	3.50	105.00
2	12	19.70		0.30	3.00	3.00	90.00
2	14	19.40		0.30	3.00	3.00	90.00
2	16	19.05		0.35	3.50	3.50	105.00
2	18	18.80		0.25	2.50	2.50	75.00
2	20	18.55		0.25	2.50	2.50	75.00
5	25	17.90		0.65	6.50	6.50	78.00
5	30	17.30		0.60	6.00	6.00	72.00
5	35	16.80		0.50	5.00	5.00	60.00
5	40	16.20		0.60	6.00	6.00	72.00
10	50	15.30		0.90	9.00	9.00	54.00
10	60	14.40		0.90	9.00	9.00	54.00
15	75	13.20		1.20	12.00	12.00	48.00
15	90	12.10		1.10	11.00	11.00	44.00
15	105	11.10		1.00	10.00	10.00	40.00
15	120	10.20		0.90	9.00	9.00	36.00

Figura 42

Gráfico de infiltración instantánea de PI-8.

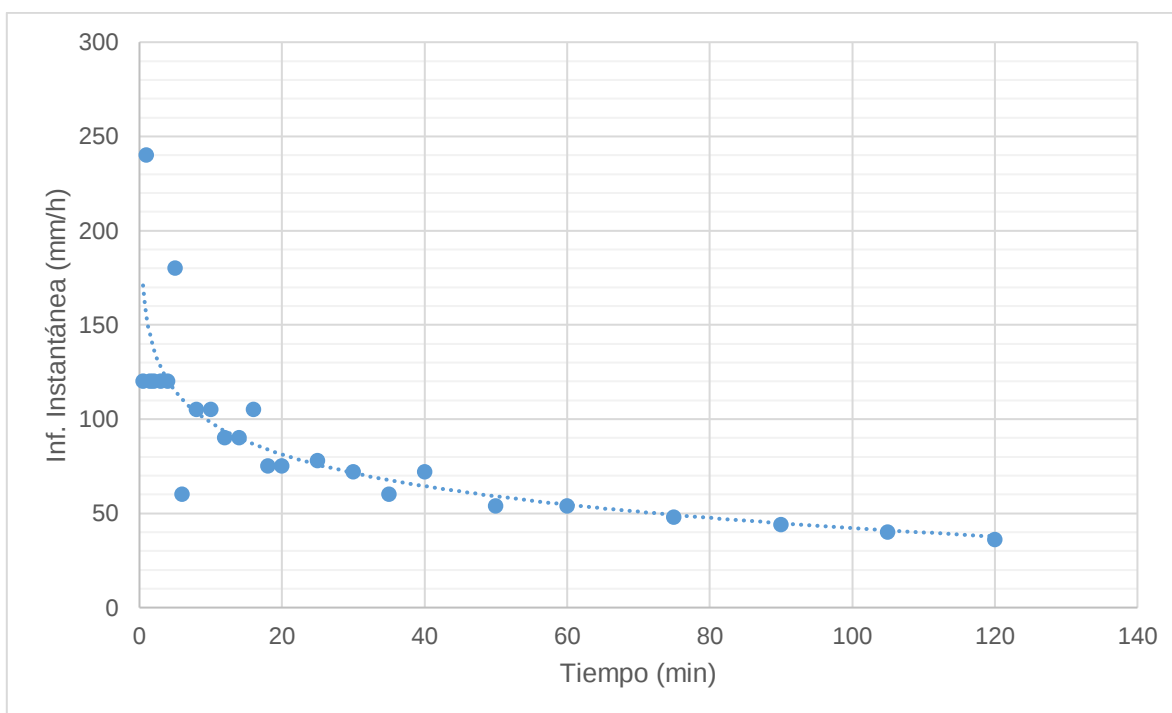
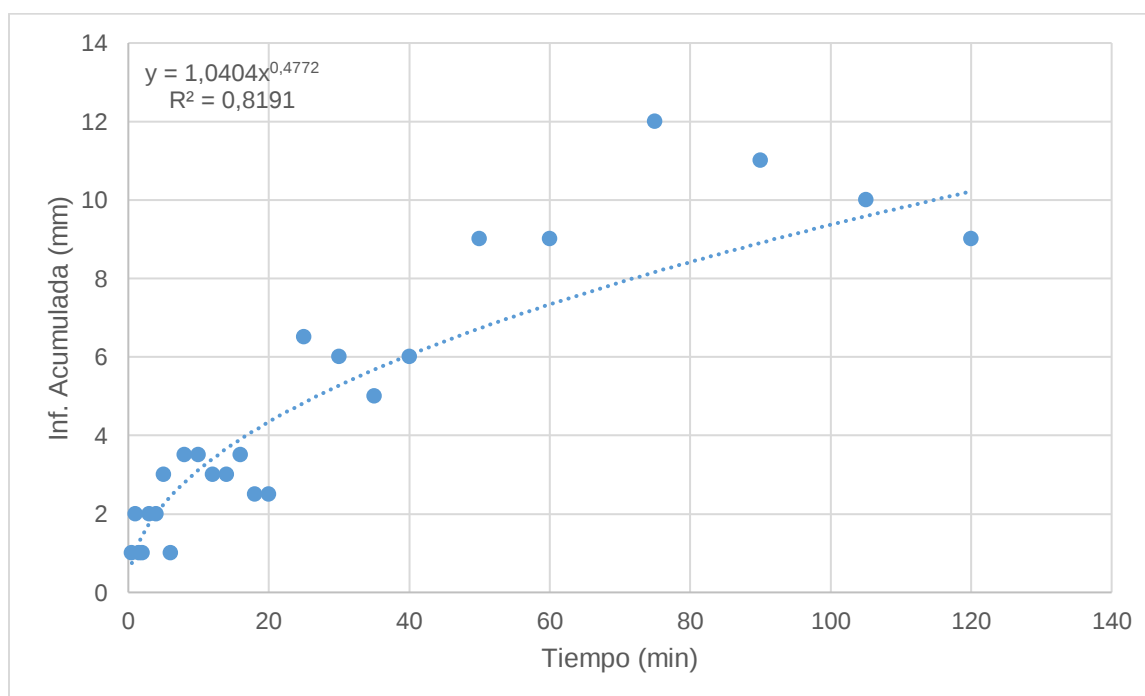


Figura 43

Gráfico de infiltración acumulada de PI-8.



Pto de muestreo:	PI-9	Coord. X	496741	Fecha:	22/9/2023
Inf. Básica (mm/h)	55	Coord. Y	1069493	Hora inicio:	10:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	19.00					
0.5	0.5	18.80		0.20	2.00	2.00	240.00
0.5	1	18.70		0.10	1.00	1.00	120.00
0.5	1.5	18.60		0.10	1.00	1.00	120.00
0.5	2	18.50		0.10	1.00	1.00	120.00
1	3	18.30		0.20	2.00	2.00	120.00
1	4	18.00		0.30	3.00	3.00	180.00
1	5	17.80		0.20	2.00	2.00	120.00
1	6	17.60		0.20	2.00	2.00	120.00
2	8	17.10		0.50	5.00	5.00	150.00
2	10	16.80		0.30	3.00	3.00	90.00
2	12	16.50		0.30	3.00	3.00	90.00
2	14	16.10		0.40	4.00	4.00	120.00
2	16	15.70		0.40	4.00	4.00	120.00
2	18	15.50		0.20	2.00	2.00	60.00
2	20	15.10		0.40	4.00	4.00	120.00
5	25	14.40		0.70	7.00	7.00	84.00
5	30	13.60		0.80	8.00	8.00	96.00
5	35	13.00		0.60	6.00	6.00	72.00
5	40	12.50		0.50	5.00	5.00	60.00
10	50	11.50		1.00	10.00	10.00	60.00
10	60	10.30		1.20	12.00	12.00	72.00
15	75	8.80	18.00	1.50	15.00	15.00	60.00
15	90	16.30		1.70	17.00	17.00	68.00
15	105	14.50		1.80	18.00	18.00	72.00
15	120	13.00		1.50	15.00	15.00	60.00

Figura 44

Gráfico de infiltración instantánea de PI-9.

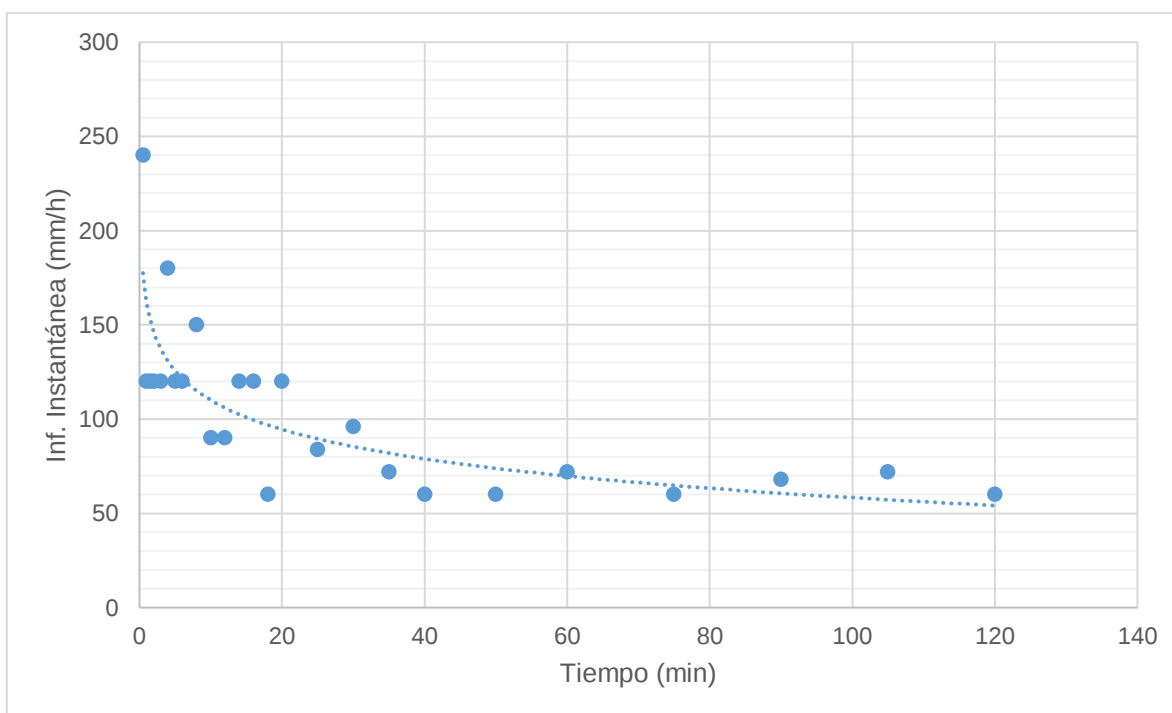
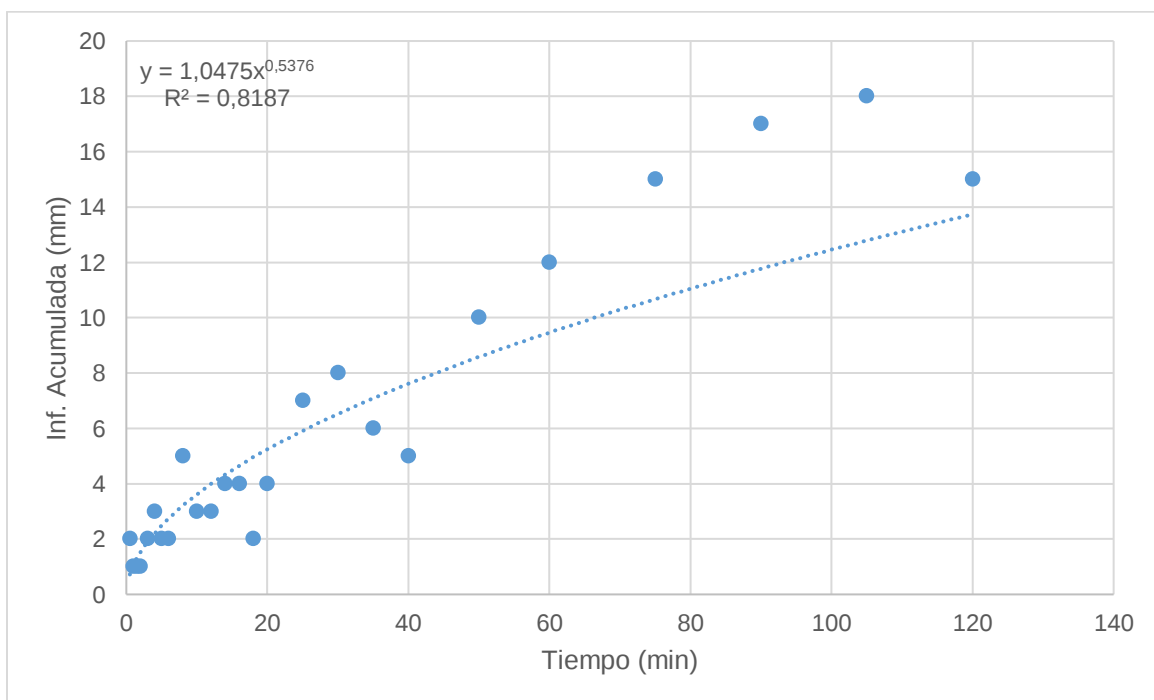


Figura 45

Gráfico de infiltración acumulada de PI-9.



Pto de muestreo:	PI-10	Coord. X	498131	Fecha:	22/9/23
Inf. Básica (mm/h)	275	Coord. Y	1069565	Hora inicio:	13:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	19.00					
0.5	0.5	18.40		0.60	6.00	6.00	720.00
0.5	1	18.00		0.40	4.00	4.00	480.00
0.5	1.5	17.50		0.50	5.00	5.00	600.00
0.5	2	17.00		0.50	5.00	5.00	600.00
1	3	16.10		0.90	9.00	9.00	540.00
1	4	15.10		1.00	10.00	10.00	600.00
1	5	14.30		0.80	8.00	8.00	480.00
1	6	13.50		0.80	8.00	8.00	480.00
2	8	12.00		1.50	15.00	15.00	450.00
2	10	10.70		1.30	13.00	13.00	390.00
2	12	9.40	19	1.30	13.00	13.00	390.00
3	15	17.40		1.60	16.00	16.00	320.00
5	20	13.90		3.50	35.00	35.00	420.00
5	25	11.00	19.00	2.90	29.00	29.00	348.00
5	30	16.00		3.00	30.00	30.00	360.00
5	35	13.00		3.00	30.00	30.00	360.00
5	40	10.00	19.00	3.00	30.00	30.00	360.00
10	50	13.00		6.00	60.00	60.00	360.00
10	60	7.60	19.00	5.40	54.00	54.00	324.00
15	75	11.00	19.00	8.00	80.00	80.00	320.00
15	90	11.10	19.00	7.90	79.00	79.00	316.00
15	105	11.60	19.00	7.40	74.00	74.00	296.00
15	120	11.30		7.70	77.00	77.00	308.00

Figura 46

Gráfico de infiltración instantánea de PI-10.

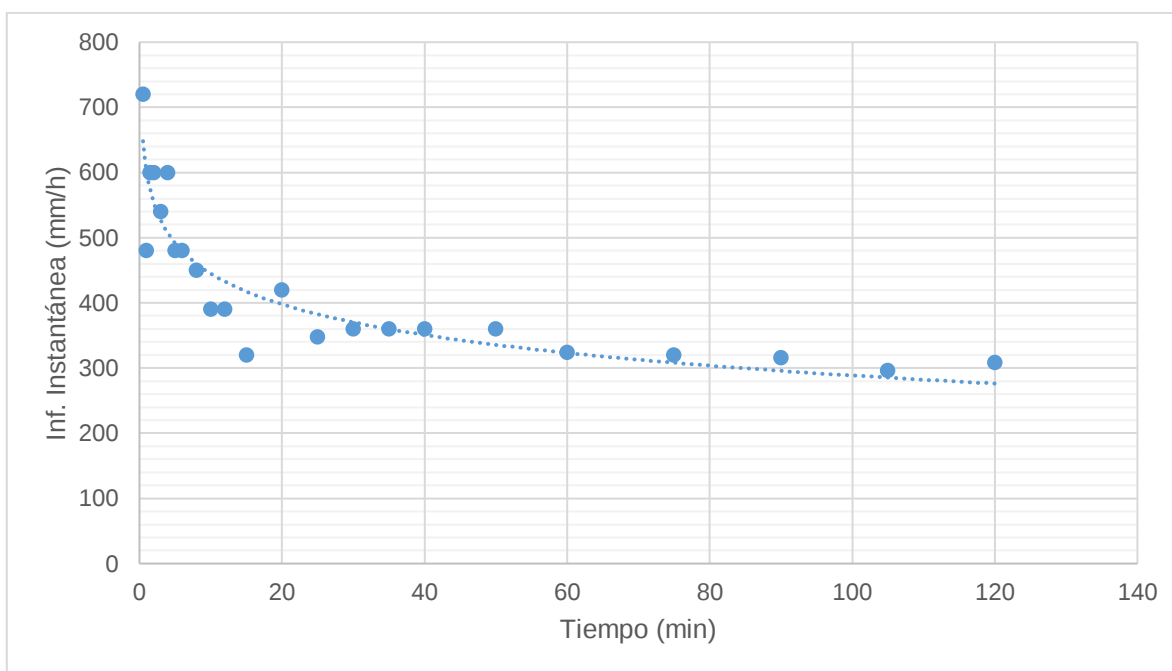
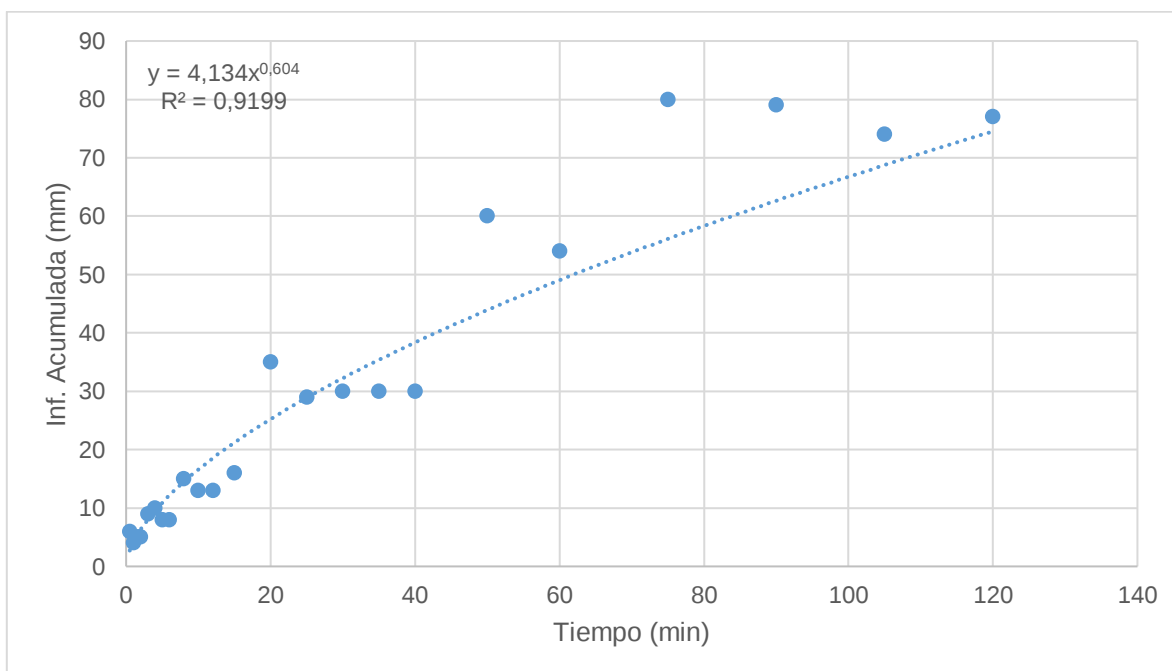


Figura 47

Gráfico de infiltración acumulada de PI-10.



Pto de muestreo:	PI-11	Coord. X	496841	Fecha:	10/11/23
Inf. Básica (mm/h)	30	Coord. Y	1067781	Hora inicio:	9:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	22.20					
0.5	0.5	22.05		0.15	1.50	1.50	180.00
0.5	1	22.00		0.05	0.50	0.50	60.00
0.5	1.5	21.80		0.20	2.00	2.00	240.00
0.5	2	21.75		0.05	0.50	0.50	60.00
1	3	21.60		0.15	1.50	1.50	90.00
1	4	21.40		0.20	2.00	2.00	120.00
1	5	21.30		0.10	1.00	1.00	60.00
1	6	21.10		0.20	2.00	2.00	120.00
2	8	20.80		0.30	3.00	3.00	90.00
2	10	20.55		0.25	2.50	2.50	75.00
2	12	20.35		0.20	2.00	2.00	60.00
3	15	20.00		0.35	3.50	3.50	70.00
5	20	19.50		0.50	5.00	5.00	60.00
5	25	18.95		0.55	5.50	5.50	66.00
5	30	18.30		0.65	6.50	6.50	78.00
5	35	17.90		0.40	4.00	4.00	48.00
5	40	17.50		0.40	4.00	4.00	48.00
10	50	16.70		0.80	8.00	8.00	48.00
10	60	15.90		0.80	8.00	8.00	48.00
15	75	14.70		1.20	12.00	12.00	48.00
15	90	13.70		1.00	10.00	10.00	40.00
15	105	12.90		0.80	8.00	8.00	32.00
15	120	12.00		0.90	9.00	9.00	36.00

Figura 48

Gráfico de infiltración instantánea de PI-11.

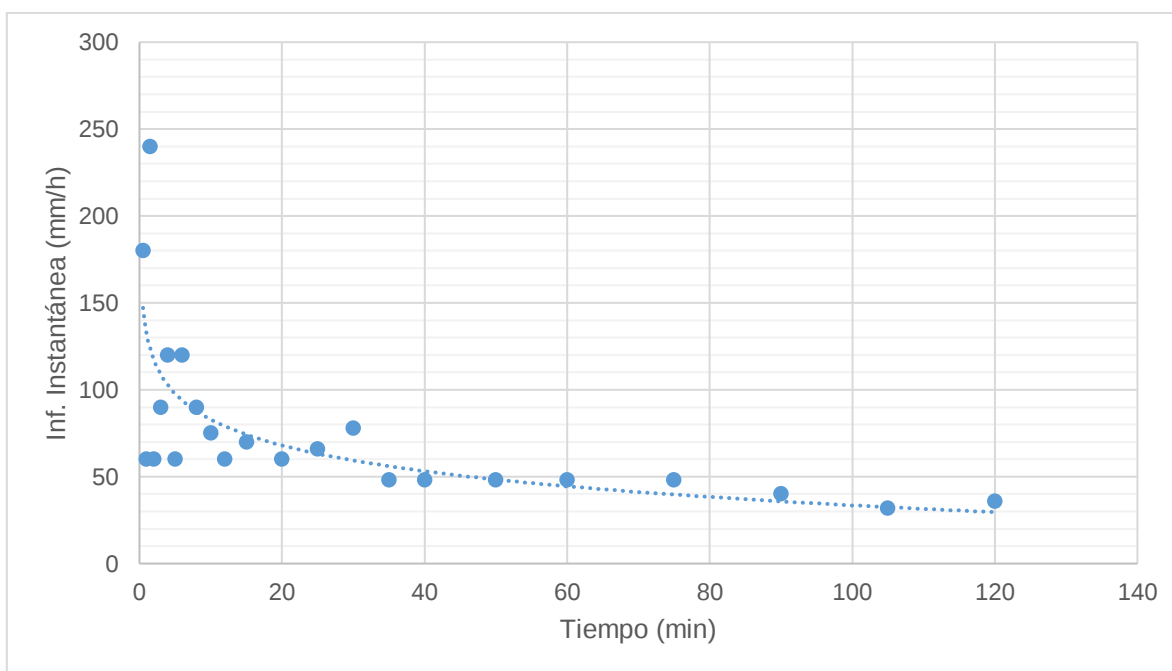
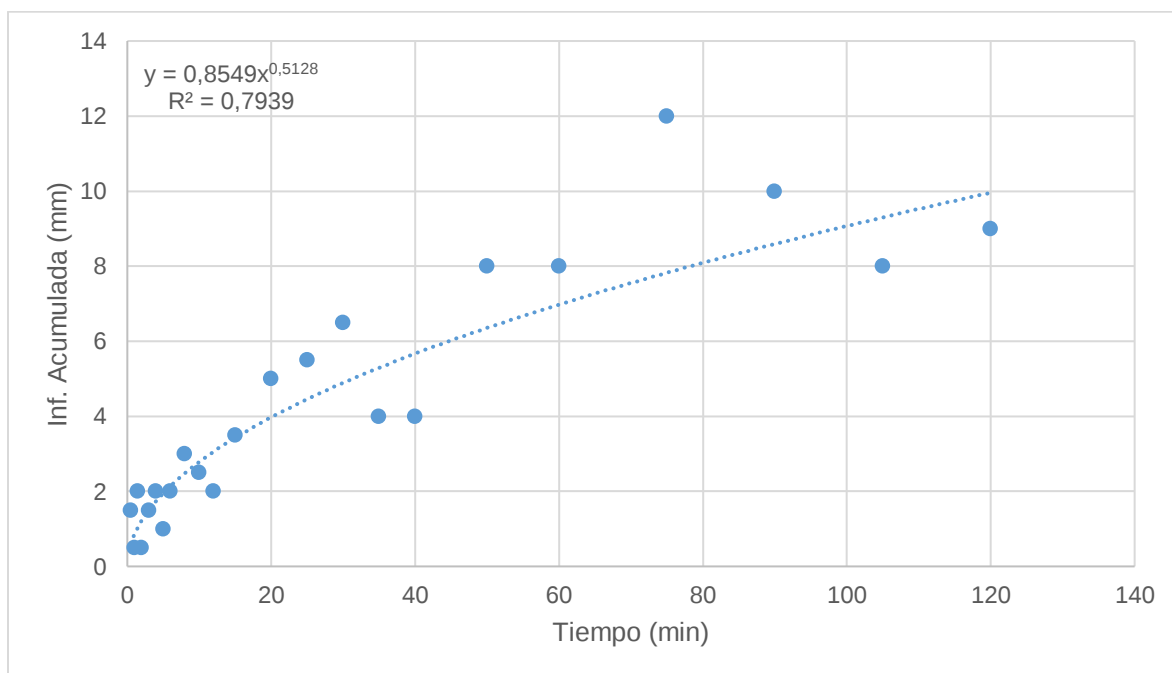


Figura 49

Gráfico de infiltración acumulada de PI-11.



Pto de muestreo:	PI-12	Coord. X	496841	Fecha:	28/10/23
Inf. Básica (mm/h)	260	Coord. Y	1067781	Hora inicio:	10:00

T parcial (min)	T. Acum (min)	Lectura (cm)	Recarga	Inf. parcial (cm)	Inf. parcial (mm)	Inf. acumulada (mm)	Inf. instantánea (mm/h)
0	0	22.00					
0.5	0.5	21.30		0.70	7.00	7.00	840.00
0.5	1	20.90		0.40	4.00	4.00	480.00
0.5	1.5	20.40		0.50	5.00	5.00	600.00
0.5	2	19.90		0.50	5.00	5.00	600.00
1	3	18.90		1.00	10.00	10.00	600.00
1	4	18.00		0.90	9.00	9.00	540.00
1	5	17.10		0.90	9.00	9.00	540.00
1	6	16.30		0.80	8.00	8.00	480.00
2	8	14.80		1.50	15.00	15.00	450.00
2	10	13.90		0.90	9.00	9.00	270.00
2	12	12.00		1.90	19.00	19.00	570.00
3	15	9.00	22	3.00	30.00	30.00	600.00
5	20	18.70		3.30	33.00	33.00	396.00
5	25	15.10		3.60	36.00	36.00	432.00
5	30	12.30	22.00	2.80	28.00	28.00	336.00
5	35	19.10		2.90	29.00	29.00	348.00
5	40	15.90		3.20	32.00	32.00	384.00
10	50	10.30	22.00	5.60	56.00	56.00	336.00
10	60	16.10		5.90	59.00	59.00	354.00
10	70	10.00	22.00	6.10	61.00	61.00	366.00
15	75	19.70		2.30	23.00	23.00	92.00
15	90	12.00	22.00	7.70	77.00	77.00	308.00
15	105	14.40	22.00	7.60	76.00	76.00	304.00
10	115	17.90		4.10	41.00	41.00	246.00

Figura 50

Gráfico de infiltración instantánea de PI-12.

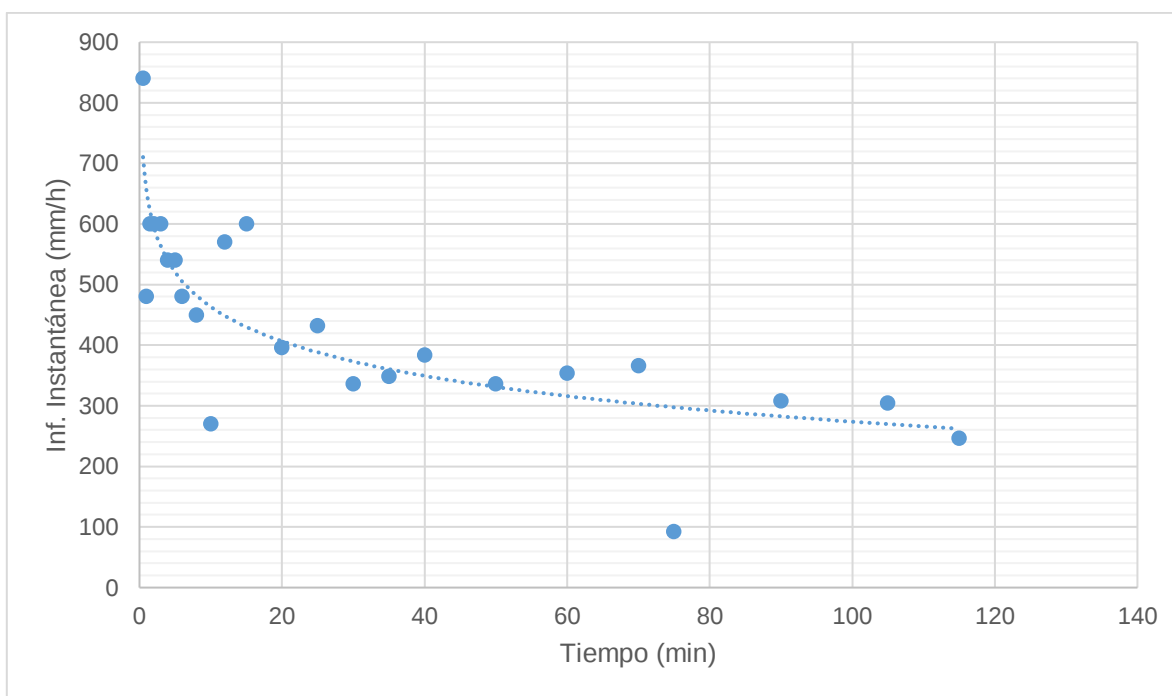
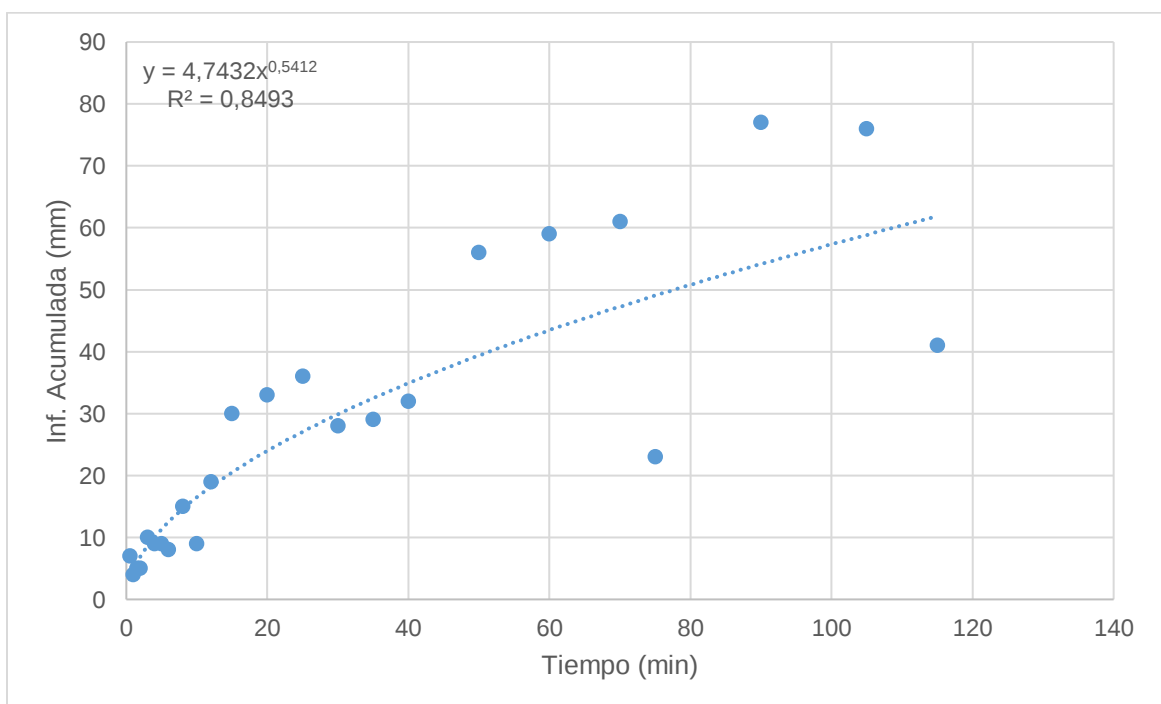
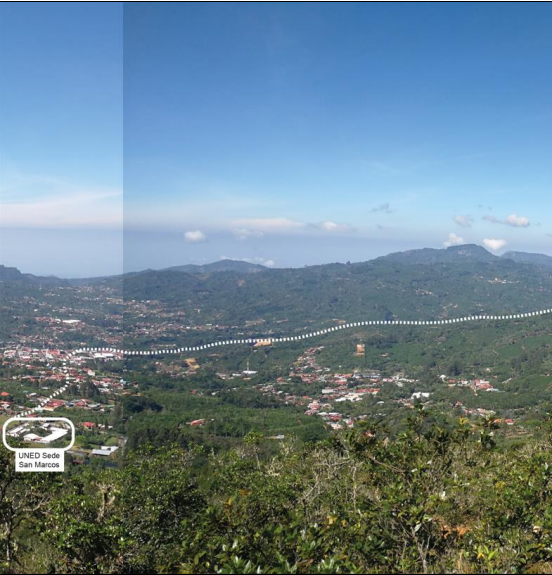


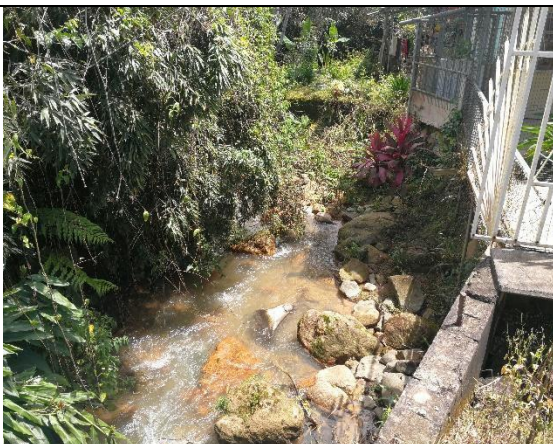
Figura 51

Gráfico de infiltración acumulada de PI-12.



Apéndice 6: Registro fotográfico.

	Fotografía 1 Fecha: 10/5/2023 Lugar: Camino al cerro La Trinidad. Descripción: Vista de la parte baja de la microcuenca desde la parte alta. Como referencia se observan las instalaciones de la UNED en el Rodeo de San Marcos.
	Fotografía 2 Fecha: 17/10/2022 Lugar: Centro urbano de San Marcos. Descripción: Prueba de infiltración PI-5. Colocación de los anillos concéntricos.
	Fotografía 3 Fecha: 17/10/2022 Lugar: Calle hacia Cerro La Trinidad, sobre la divisoria de aguas noroeste de la microcuenca. Descripción: Cultivos de café en la parte cercana, y área boscosa en la parte alta.



Fotografía 4

Fecha: 19/10/2022

Lugar: Centro urbano de San Marcos.

Descripción: Invasión de las áreas de protección de quebradas en algunas de las áreas urbanas de San Marcos.



Fotografía 5

Fecha: 14/10/2022

Lugar: Cerro La Trinidad.

Descripción: Aspecto de las lavas de la Formación Grifo Alto con alteración hidrotermal.



Fotografía 6

Fecha: Fecha: 14/10/2022

Lugar: Sector sur oeste de la microcuenca.

Descripción: Aspecto de las areniscas y depósitos sedimentarios de la Formación Caraigres.



Fotografía 7

Fecha: Fecha: 14/10/2022

Lugar: Centro urbano de San Marcos.

Descripción: Depósitos de aluvión sobre los que se asienta el poblado de San Marcos.



Fotografía 8

Fecha: Fecha: 14/10/2022

Lugar: Centro urbano de San Marcos.

Descripción: Depósitos de ceniza observados en la parte bajo de la microcuenca.



Fotografía 9

Fecha: Fecha: 17/10/2022

Lugar: Calle hacia Cerro La Trinidad.

Descripción: Centro de crianza de cerdos cercano a la divisoria de aguas noroeste de la microcuenca.



Fotografía 10

Fecha: Fecha: 17/10/2022

Lugar: Sector sur oeste de la microcuenca.

Descripción: Expansión urbana en la microcuenca Santa Marta.

Ejemplo de concentración de viviendas que generan una mayor contaminación fecal en los ríos.