

ESTUDIO DE CASO

Conectividad hidrogeológica y contaminación microbiológica por *Escherichia coli*: una aplicación SIG en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica

Alexander Goyenaga-Soto¹ , Catalina Vargas-Meneses² 

1. Universidad Estatal a Distancia, Dulce Nombre, La Unión, Cartago, Costa Rica; agoyenaga@gmail.com
2. Universidad Estatal a Distancia (UNED), Laboratorio de Investigación en Agua y Suelos (LIAS) - San Marcos, Tarrazú, Cartago, Costa Rica; cvargasm@uned.ac.cr

Recibido 10-XI-2025 • Corregido 20-II-2026 • Aceptado 13-III-2026

DOI: <https://doi.org/10.22458/urj.v18i1.6179>

ABSTRACT. “Hydrogeological connectivity and microbiological contamination by *Escherichia coli*: A GIS application in the Santa Marta Micro-Watershed, Tarrazú, Costa Rica (Case)”. **Introduction:** In the Santa Marta micro-watershed, Tarrazú, Costa Rica, high concentrations of *Escherichia coli* (*E. coli*) have been reported, although the specific sources and mechanisms for this contamination were unclear. **Objective:** To analyze the influence of land use and hydrogeological conditions on *E. coli* microbiological contamination in a tropical micro-watershed. **Methods:** We produced a relative concentration GIS (Geographic Information System) map of *E. coli* based on 64 water analyses conducted between July 2022 and October 2023. This was compared with potential concentration models integrating three main factors: land use, hydrogeological vulnerability, and basic soil infiltration capacity. **Results:** Sixty percent of the river network was classified within the High fecal contamination range, with average concentrations exceeding 1,600 MPN. Land use was dominated by agricultural crops (55% of the area), followed by urban areas (15%) and forest cover (25%). The first model (soil use + hydrogeologic vulnerability) achieved better adjustment in agricultural and forested areas, while the second (soil use + hydrogeologic vulnerability + soil infiltration) performed better in urban sectors. **Conclusion:** *E. coli* contamination in the Santa Marta micro-watershed is primarily associated with residential occupation of sites with hydrogeological vulnerability and flood-prone areas. Septic tanks were a key source of coliforms, which infiltrate groundwater and are later discharged into rivers. This process may also include contributions from sources located outside the topographic watershed, underscoring the importance of considering the hydrological basin as the functional unit of analysis.

Keywords: *Escherichia coli*, soil infiltration test, hydrogeological vulnerability, urban encroachment, multi-criteria evaluation, GIS, micro-watershed management.

RESUMEN. Introducción: en la microcuenca Santa Marta, Tarrazú, Costa Rica se han reportado altas concentraciones de *Escherichia coli* (*E. coli*), aunque las fuentes y los mecanismos específicos de esta contaminación no estaban claros. **Objetivo:** analizar la influencia del uso del suelo y de las condiciones hidrogeológicas sobre la contaminación microbiológica por *E. coli* en una microcuenca tropical. **Métodos:** hicimos un mapa SIG (Sistema de Información Geográfica) de concentración relativa de *E. coli* basado en 64 análisis de agua realizados entre julio de 2022 y octubre de 2023. Este se comparó con modelos potenciales de concentración que integraron tres factores principales: uso del suelo, vulnerabilidad hidrogeológica y capacidad básica de infiltración del suelo. **Resultados:** el 60% de la red fluvial se clasificó en alta contaminación

fecal con concentraciones promedio superiores a 1600 NMP. El uso del suelo estuvo dominado por cultivos agrícolas (55% del área), seguido de áreas urbanas (15%) y cobertura forestal (25%). El primer modelo (uso de suelo + vulnerabilidad hidrogeológica) logró un mejor ajuste en áreas agrícolas y forestales, mientras que el segundo (uso de suelo + vulnerabilidad hidrogeológica + infiltración del suelo) funcionó mejor en sectores urbanos. **Conclusión:** la contaminación por *E. coli* en la microcuenca Santa Marta está asociada principalmente con la ocupación residencial en sitios con vulnerabilidad hidrogeológica y zonas propensas a inundación. Los tanques sépticos son una fuente clave de coliformes que se infiltran en el agua subterránea y son descargados en los ríos. El proceso también puede incluir fuentes fuera de la cuenca, lo que subraya la importancia de considerar la cuenca hidrológica como unidad funcional de análisis.

Palabras clave: *Escherichia coli*, pruebas de infiltración, vulnerabilidad hidrogeológica, invasión urbana, evaluación multicriterio, SIG, manejo de microcuencas.

La urbanización se ha identificado como una de las principales causas en el deterioro de la calidad del agua. Afecta la recarga de los acuíferos y genera una mayor dispersión de fuentes contaminantes (Masson et al., 2024; Reynolds et al., 2021; UNESCO, 2020; Murillo, 2017). Esta afectación del recurso hídrico no solo tiene efectos negativos sobre el ambiente y la salud de las personas. También puede afectar el desarrollo socioeconómico de las comunidades, asociadas a un descenso en la productividad por enfermedad, el costo que implica el tratamiento de esas enfermedades y el deterioro del agua como insumo para actividades económicas como la agricultura y el turismo (Dixon, 1994; Dávila & De León, 2011).

Una de las principales formas de contaminación, especialmente en países en vías de desarrollo, es la contaminación patógena por coliformes fecales (Abanyie et al., 2023). Según datos del Programa Estado de la Nación, desde 2004 se identificó que en Costa Rica hay un uso generalizado de tanques sépticos. Esta práctica que filtra aguas residuales al suelo mantiene a los principales acuíferos del país en riesgo de contaminación (PEN, 2004). Posteriores reportes confirmaron que dos terceras partes de los sistemas de abastecimiento han presentado algún tipo de contaminación por coliformes (PEN, 2017) y que 53 acueductos han presentado un déficit hídrico, el cual obedece en parte a la contaminación fecal de sus fuentes que la hace inutilizable para el consumo humano (PEN, 2022).

Medir la presencia de bacterias de la especie *Escherichia coli* (*E. coli*) es uno de los indicadores de calidad sanitaria más utilizados (Silva et al., 2004), ya que existe una relación estadística entre la frecuencia de síntomas gastrointestinales de una población y la concentración de esta especie en el agua que consume (Barrantes et al., 2013). Su monitoreo microbiológico comúnmente se realiza mediante el método de Número Más Probable (Redondo-Solano & Arias-Echandi, 2011) y en el artículo 22 del Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales de Costa Rica se establece que la concentración de coliformes fecales en las aguas vertidas a un río no debe superar un número más probable de 1000 (NMP) para cada 100mL de agua (MINAE y MINSAL, 2007).

Un ejemplo de esta problemática es la contaminación de *E. coli* que se identificó en la microcuenca Santa Marta, ubicada en Tarrazú, San José, Costa Rica entre junio de 2022 y noviembre de 2023. Durante este periodo, el Observatorio de Agua y Saneamiento de la Universidad Estatal a Distancia implementó un proyecto de monitoreo continuo de sus ríos en el que llegaron a detectar concentraciones por encima de los 2400 NMP. Sin embargo, uno de los principales problemas, es que estas concentraciones se midieron en partes altas de la microcuenca, en donde no había claras fuentes de contaminación cercanas.

Por lo tanto, realizamos este trabajo con el objetivo de identificar las causas que influyen, tanto en la generación de esta contaminación como en su distribución dentro de la microcuenca.



Para lograr esto analizamos los resultados de muestreos de *E. coli* para caracterizar la contaminación fecal de la microcuenca y luego realizamos un estudio integral de los factores que inciden, integrando cada uno como capas de información en un sistema de información geográfica. Elaboramos dos modelos de contaminación potencial siguiendo el método descrito en Olaya (2014) y los comparamos con los datos reales para definir el peso y nivel de incidencia de cada uno. Luego complementamos el estudio con un análisis descriptivo de cómo es que estos factores interactúan en el área de estudio.

Aunque son diversas las causas que pueden interactuar en esta problemática, enfocamos este análisis en tres factores ampliamente mencionados en otros estudios, que corresponden al uso de suelo, la hidrogeología y la capacidad de infiltración del suelo (Goto & Yan, 2011; Lapworth et al., 2017; Tahiru et al., 2020; Reynolds et al., 2021).

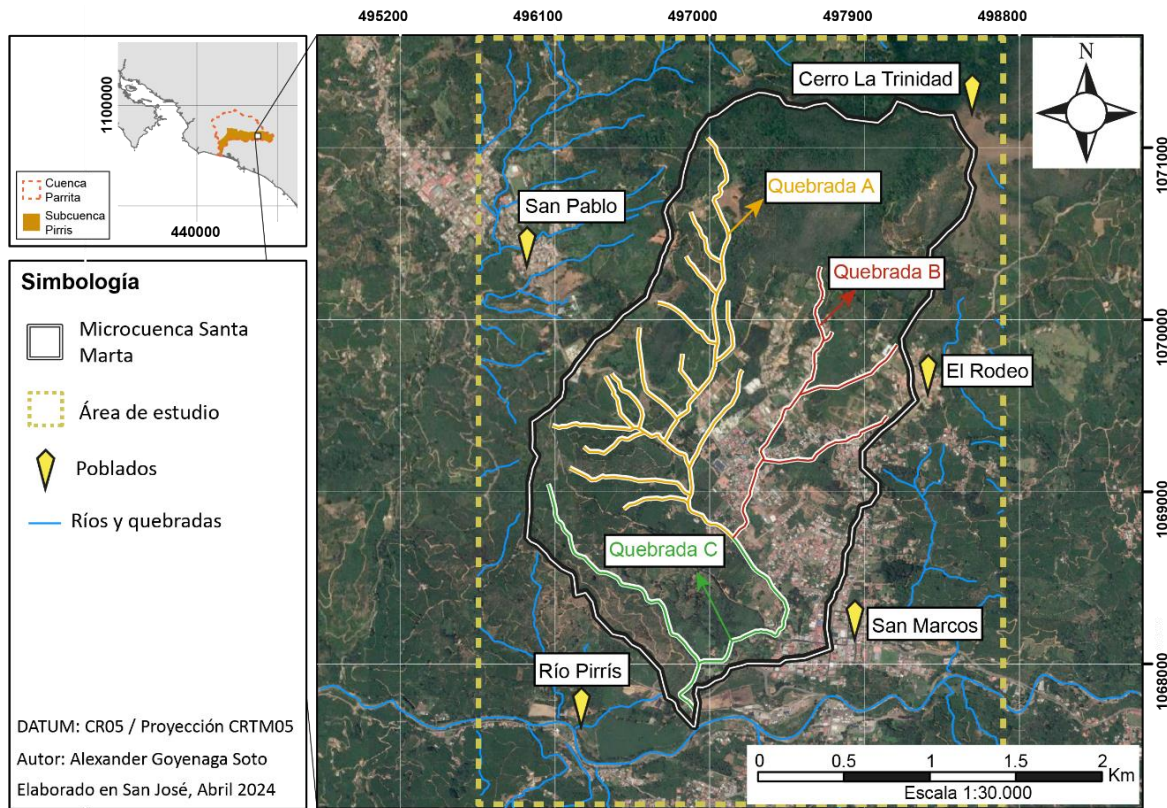


Fig. 1. Detalle del área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de la concentración relativa de *E. coli*: utilizamos resultados de 64 análisis de *E. coli* realizados por el Laboratorio de Investigación en Agua y Suelos y el Observatorio de Agua y Saneamiento de la UNED. Los muestreos se realizaron siguiendo la metodología *Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA y WEF, 2005) con una frecuencia mensual entre junio de 2022 y noviembre de 2023, y los análisis con un kit de Colilert (Idexx, 2024).

Para cada punto de muestreo calculamos un valor promedio de concentración, con el fin de obtener un único dato representativo por sitio. Posteriormente interpolamos los promedios



mediante el sistema de información geográfica ArcGIS 10 (SIG), utilizando el método de vecino natural y los reclasificamos en cinco clases, empleando la función *Reclassify*, asignándoles valores numéricos del 1 al 5 que fueran equivalentes a las categorías cualitativas de contaminación fecal relativa: muy baja, baja, moderada, alta y muy alta.

Caracterización del uso de suelo: elaboramos un mapa de uso de suelo en el SIG, tomando como base las imágenes satelitales de *Google Earth*, complementadas con visitas de campo. Hicimos la clasificación conforme a la tipología de uso definida en las capas georreferenciadas a escala 1:5.000 del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2017), realizando únicamente un ajuste terminológico: la categoría “potrero” fue sustituida por “pasto” porque lo consideramos un término más adecuado para describir áreas de cobertura herbácea en el área de estudio. Asignamos a cada categoría de uso un valor numérico según su aporte relativo a la contaminación fecal de cuerpos de agua con base en las descripciones de Goto y Yan (2011) y Lapworth et al. (2017) (TABLA 1).

TABLA 1
Reclasificación de los factores utilizados en el análisis

Valor de Clase	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	Depósito de caída	Muy Baja
2	240 – 480	Pasto	Areniscas de las formaciones Descartes y Carraigres	Baja
3	480 – 720	Cultivo	Lavas fracturadas de la Formación Grifo Alto	Moderada
4	720 – 960	Pasto	Aluvión del Cuaternario	Alta
5	960 - 1200	-	Cuerpos de agua sin cobertura de suelo o rocosa	Muy Alta

Caracterización hidrogeológica: elaboramos un mapa geológico del área (litología y tectónica) a partir del levantamiento de afloramientos en campo y tomando como referencia los mapas geológicos de Denyer y Arias (1990) y Obando (2011). Asignamos un valor relativo de vulnerabilidad hidrogeológica a cada unidad litológica con base en el mapa de vulnerabilidad del acuífero Tapantí-Pejibaye, el cual posee características geológicas similares y se encuentra a aproximadamente 2km del área de estudio (SENARA, 2004). Definimos una jerarquía en la que las

formaciones de lavas fracturadas representan la mayor vulnerabilidad, seguidas por areniscas, en concordancia con Quamar et al. (2017) (TABLA 1).

Finalmente, elaboramos un mapa de isofreáticas interpolando los valores de profundidad del nivel freático descritos en 21 informes de pozos y nacientes registrados en la Dirección de Aguas (DA, 2023). Con base en estas curvas, trazamos manualmente la dirección de flujo del agua subterránea, aplicando el principio de que el agua se mueve de forma perpendicular a las isofreáticas (Fetter, 2001).

Capacidad de infiltración básica del suelo: realizamos 12 pruebas de infiltración entre mayo y octubre de 2023 aplicando la metodología de doble anillo descrita en Batres y Barahona-Palomo (2017) y generamos un mapa *raster en el SIG*, interpolando los valores de capacidad de infiltración (k). Reclasificamos los datos en cinco ámbitos de valores de k mediante la herramienta *Reclassify* del SIG para establecer las clases de potencial de contaminación fecal. Estas clases permitieron categorizar el nivel relativo de infiltración en el área de estudio como insumo para su incorporación en el análisis multicriterio (TABLA 1).

Estudio de invasión y ocupación urbana: elaboramos un mapa geomorfológico a partir de un modelo de sombras generado con las hojas topográficas Caraigres y Dota a escala 1:50.000 (IGN, 2017) y clasificamos las unidades geomorfológicas conforme al sistema ITC propuesto por Verstappen y Van Zuidam (1991). Utilizando la función *Buffer* del SIG, proyectamos los radios y márgenes de protección estipulados en el artículo 33 de la Ley Forestal para cuerpos de agua superficial, nacientes y pozos (Ley 7575, 1996).

Proyectamos las áreas de protección sobre el mapa de uso de suelo y mediante la herramienta *Clip* del SIG, extrajimos las porciones urbanas que intersecan estas áreas de interés. Este análisis contempló dos categorías de ocupación: (1) Invasiones en áreas de protección legal (APL) según el artículo 33 de la Ley Forestal (Ley 7575, 1996) y (2) Ocupación en áreas de vulnerabilidad fluvial (AVF), específicamente terrazas y planicies susceptibles a inundaciones, cuya ocupación urbana no está prohibida por ley, pero representa un riesgo sanitario y ambiental (Salamanca et al., 2023). Las AVF fueron determinadas según criterios morfológicos descritos en Quesada (2017) y el mapa geomorfológico previamente elaborado

Evaluación multicriterio por intersección de mapas: empleamos la metodología de álgebra de mapas descrita por Olaya (2014) para construir dos modelos de concentración potencial de *E. coli* en cuerpos de agua superficial. El primer modelo, US+VH, incorporó los factores de uso de suelo (US) y vulnerabilidad hidrogeológica (VH). En el segundo modelo, US+VH+K, añadimos a los anteriores la capacidad básica de infiltración del suelo (k).

Ambos modelos sumaron las capas correspondientes a cada factor previamente reclasificadas según su aporte relativo a la contaminación fecal. El producto de esta operación fue un mapa continuo de concentración potencial de *E. coli*, el cual reclasificamos nuevamente en cinco categorías ordinales: muy baja, baja, moderada, alta y muy alta.

Extrajimos los valores resultantes a una capa de puntos georreferenciados sobre los cauces para facilitar la comparación directa con los datos de concentración real obtenidos en campo. Para evaluar el grado de ajuste de los modelos restamos los valores del mapa de concentración real a los de cada modelo mediante la función de álgebra de mapas. Esto permitió identificar las zonas de mayor concordancia y discrepancia, en donde los valores cercanos a cero indicaron una alta precisión en la estimación del potencial de contaminación. Por último, proyectamos los mapas de ajuste de ambos modelos sobre las diferentes capas de información de los factores y analizamos cualitativamente qué elementos se asocian espacialmente a los valores de ajuste más altos y bajos, respectivamente.

RESULTADOS

Caracterización de la concentración relativa de *E. coli*: el 60% de la red hídrica de la microcuenca supera los 1200 NMP de concentración de *Escherichia coli*, lo que corresponde a los rangos de alta y muy alta contaminación fecal relativa. El sector con mayor concentración se ubica al oeste del centro de San Marcos sobre el cauce identificado como quebrada A (Figura 2A). En contraste, los valores más bajos se localizaron en los afluentes de la quebrada B, particularmente en las zonas media y alta de la microcuenca, en donde las concentraciones no superaron los 300 NMP, clasificados como de muy baja contaminación relativa.

Uso de suelo: los cultivos representan el uso de suelo dominante con un 55% de cobertura total. Esta categoría se concentra principalmente en los sectores sur y oeste de la microcuenca, y corresponde mayoritariamente a plantaciones de café, incluyendo la infraestructura asociada a beneficios húmedos que se localiza en su mayoría en la parte baja. El segundo uso más frecuente es el de bosque con un 25% de cobertura, distribuido principalmente en el sector noroeste y en áreas adyacentes a las quebradas. Le sigue la cobertura urbana con un 15% que se localiza en el centro del área de estudio y al sureste, en donde se ubica el núcleo urbano de San Marcos, caracterizado por un uso mixto residencial-comercial. Los pastos representan aproximadamente un 4% del área, generalmente en forma de lotes baldíos o potreros enclavados en zonas urbanas. Finalmente, los espejos de agua ocupan menos del 1% del territorio (Figura 2B).

Vulnerabilidad hidrogeológica: las zonas de mayor vulnerabilidad hidrogeológica se encuentran en el centro y la desembocadura de la microcuenca, predominan los depósitos aluviales de alta permeabilidad. En contraste, la menor vulnerabilidad se identificó en el límite sureste, donde el nivel freático se encuentra confinado por capas de depósitos volcánicos de caída con baja permeabilidad. La parte alta y media de la microcuenca presenta vulnerabilidad intermedia y se asocia a la presencia de lavas fracturadas. El sector suroeste, por su parte, está conformado por areniscas y conglomerados de baja vulnerabilidad hidrogeológica.

Las líneas isofreáticas indican un flujo general del agua subterránea desde la parte alta hacia el centro de la microcuenca con una dirección predominante hacia el suroeste. Posteriormente, el flujo vira hacia el sureste hasta alcanzar el núcleo urbano de San Marcos. En el extremo occidental se detectó un fenómeno de conexión hidráulica en el cual, el flujo que proviene fuera de la microcuenca ingresa por el sector de la carretera que conecta a San Pablo (Figura 2C).

Capacidad de infiltración básica del suelo: los valores más altos de capacidad de infiltración se registraron en el centro de la microcuenca sobre depósitos aluviales, en donde se obtuvo un valor promedio de k igual a 1200 mm/h. A partir de este núcleo, los valores decrecen de forma radial hacia las zonas periféricas. Este patrón refleja una transición desde materiales de alta permeabilidad en el centro hacia zonas con menor capacidad de infiltración en las áreas adyacentes (Figura 2D).

Estudio de invasión y ocupación urbana: el análisis mostró que 7% de las Áreas de Protección Legal (APL) presenta invasión urbana. De esa fracción, un 54% corresponde a radios de protección de nacientes, cuya alteración representa un riesgo directo para la calidad del agua y la recarga hídrica local. El 46% restante se localiza en zonas de protección de río, donde la cobertura urbana incrementa la probabilidad de escorrentía contaminante.

Se identificó que el 37% de las Áreas de Vulnerabilidad y Amenaza Fluvial (AVF) se encuentran ocupadas por cobertura urbana, lo que evidencia una presión creciente sobre zonas naturalmente susceptibles a inundaciones. Estas áreas se superponen principalmente con dos manchas urbanas consolidadas en la microcuenca: una ubicada en el centro y otra en el extremo sureste, identificadas como AVF(A) y AVF(B), respectivamente (Figura 3).

La ocupación de estas zonas no solo representa un desafío para la planificación urbana

sostenible, sino que incrementa la exposición de la población y la infraestructura a eventos hidrometeorológicos extremos. Además, estas áreas urbanizadas en sectores morfológicamente fluviales actúan como vectores de transporte de contaminantes microbiológicos hacia los cuerpos de agua, especialmente durante episodios de lluvia intensa.

Evaluación multicriterio por intersección de mapas: la predicción de los dos modelos mostró diferencias significativas. El modelo U+VH predijo mayores niveles de contaminación relativa en la quebrada A que el modelo U+VH+K. Lo contrario ocurrió en la parte media de la quebrada B, en donde el segundo modelo (U+VH+K) fue el que predijo mayores niveles de contaminación para este sector (Figuras 4A y 4B).

Dado que, tanto los valores observados como los estimados fueron normalizados en una escala ordinal común de cinco clases (1 = muy baja, 2 = baja, 3 = moderada, 4 = alta, 5 = muy alta), se interpretó el resultado de su resta como una medida directa de ajuste del modelo a la realidad empírica, donde un valor de 0 representa una coincidencia muy alta entre el modelo y la observación, y en contraste, mayores valores absolutos representan una discrepancia creciente entre el modelo y los datos reales.

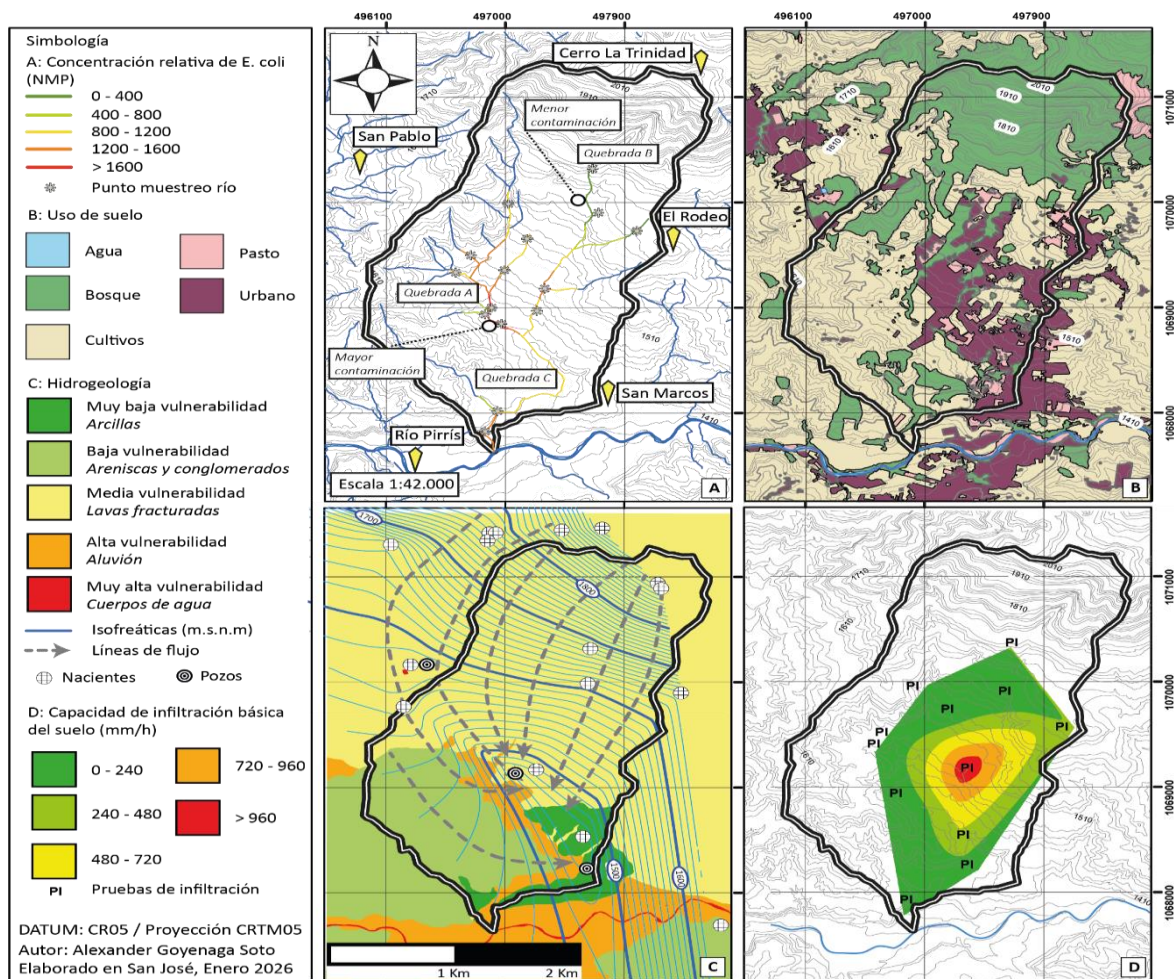


Fig. 2. A) Concentración relativa de *E. coli* a partir de los datos de muestreo; B) Uso de suelo; C) Hidrogeología; D) Capacidad básica de infiltración del suelo a partir de las pruebas de doble anillo.

Este análisis también mostró una marcada diferencia entre las quebradas A y B. El modelo US+VH fue más certero en la quebrada A, mientras que el que incorpora k se ajustó mejor en la quebrada B (Figura 4C y 4D). Al sobreponer los niveles de ajuste sobre otras capas de información pudimos observar que esto tiene una estrecha relación con la presencia o ausencia significativa de áreas urbanas. Esto se puede atribuir a los tanques sépticos y se explica debido al hecho de que incorporar la capacidad de infiltración como un factor de análisis incrementa el potencial de contaminación en el que los valores de k son elevados para el modelo. Sin embargo, esto solo se ajusta a la realidad en sitios donde existan fuentes subterráneas de coliformes o transporte de contaminantes a través del subsuelo, de lo contrario el modelo tenderá a sobreestimar el potencial de contaminación ante la ausencia de estas fuentes.

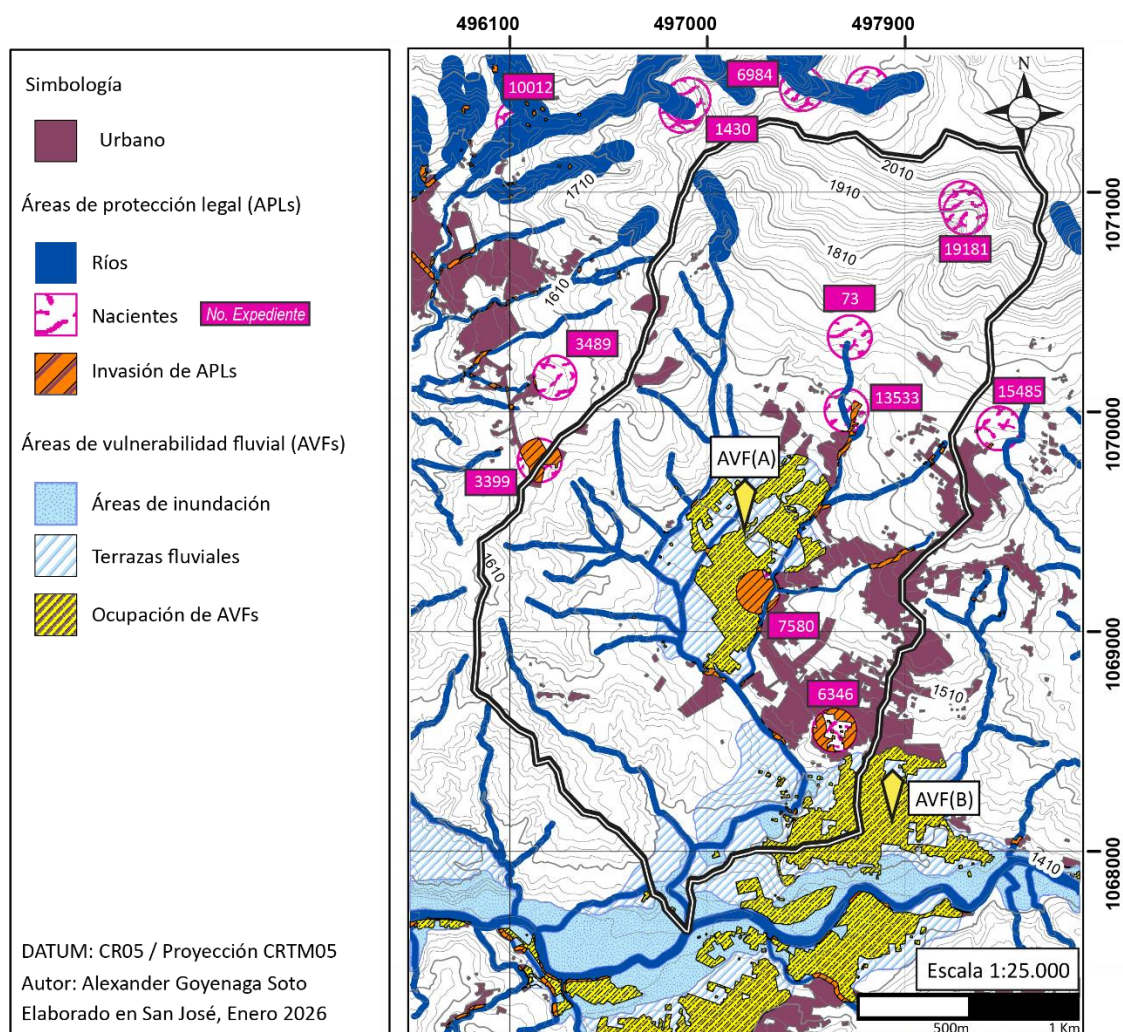


Fig. 3. Áreas de invasión y ocupación urbana en las APL y AVF.

Al integrar las capas de invasión urbana, las isofreáticas del mapa hidrogeológico y los niveles de contaminación potencial (Figura 5), logramos identificar zonas en donde el agua

subterránea actúa como vector de transporte con fuentes que provienen de las APL y AVF con alta densidad de viviendas localizadas directamente aguas arriba de sectores con altos niveles de *E. coli*. Esto es especialmente evidente en la zona de mayor contaminación relativa, en donde el agua subterránea descarga coliformes al río después de atravesar la mancha urbana AVF(A) (Figura 5).

Un fenómeno similar se observó en el límite oeste de la microcuenca, en donde algunas quebradas presentaron concentraciones elevadas de coliformes, incluso en nacientes localizadas en zonas altas. Durante las visitas de campo no se identificaron fuentes superficiales de contaminación dentro de los límites topográficos de la microcuenca. No obstante, al seguir el mismo procedimiento de rastreo hidrogeológico se detectaron posibles aportes provenientes del exterior de la microcuenca. Se identificaron varias APL de río invadidas por viviendas en el sector de San Pablo de León Cortés, así como un cementerio y un centro de crianza de cerdos localizados en el APL de una naciente (Figura 5).

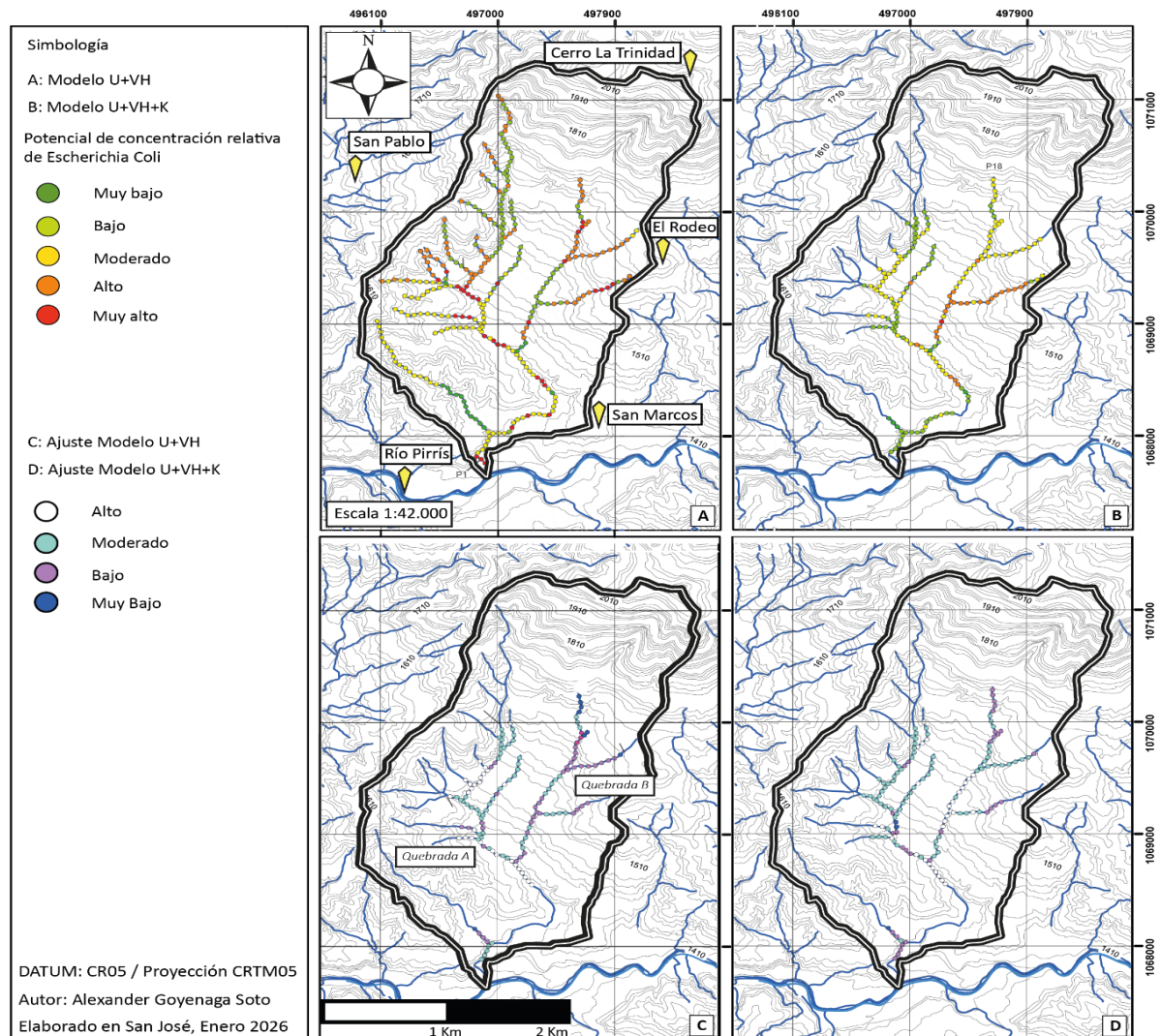


Fig. 4. A) Concentración potencial de *E. coli* usando el modelo US+VH; B) Concentración potencial de *E. coli* usando el modelo US+VH+K; C) Mapa de ajuste del modelo US+VH; D) Mapa de ajuste del modelo US+VH+K.

La bacteria *E. coli* forma parte de la microbiota intestinal de los cerdos (García et al., 2004; Tamayo-Legorreta et al., 2021) y se ha demostrado que la liberación de sustancias durante los primeros años de descomposición de los cuerpos humanos favorece la presencia de *E. coli* en aguas subterráneas y suelos circundantes a los cementerios (Yucra, 2018; Tarnawska et al., 2023; Méndez & Calderón, 2010). Por lo tanto, estas dos últimas actividades constituyen fuentes potenciales de contaminación fecal.

Otro hallazgo importante que observamos al sobreponer capas de información en el SIG, fue que los ríos con mayores niveles de contaminación se encuentran más próximos a la AVF(A) que a la AVF(B), pese a que ambas cuentan con la misma clasificación de uso (Figura 5). Parte de esto se atribuye a la vulnerabilidad hidrogeológica y a la capacidad de infiltración de cada área. En la AVF(B), los valores de vulnerabilidad son más bajos debido a la presencia de depósitos de arcillas volcánicas de baja permeabilidad. Empero, también influye la naturaleza de las actividades humanas. Al clasificar los usos de suelo urbano con base en el Manual de Planes Reguladores (INVU, 2018) se evidenció que la AVF(A) corresponde exclusivamente a zonas residenciales, mientras que la AVF(B) a un uso mixto con predominancia de áreas comerciales y de servicios. Esto implica que en la AVF(A) la densidad de tanques sépticos es significativamente mayor, lo que incrementa la carga de coliformes transportada hacia el subsuelo y refuerza las evidencias de un aporte subterráneo.

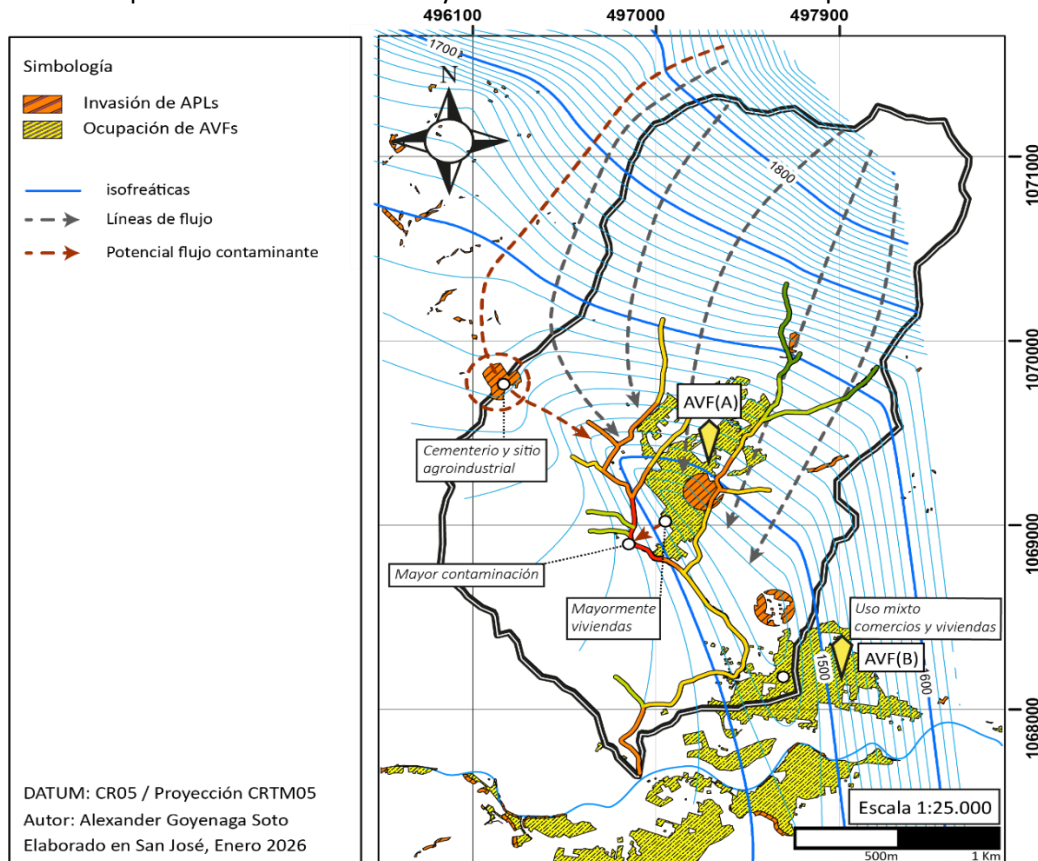


Fig. 5. Incidencia de las isofreáticas y áreas de ocupación urbana sobre la concentración relativa de *E. coli*.

DISCUSIÓN

Consideramos que el valor de este trabajo se puede analizar de dos formas. La primera dirigida a las personas y organizaciones tomadoras de decisión en lo que respecta al manejo de la microcuenca Santa Marta. En el estudio no solo mostramos evidencia sólida de que la hidrogeología juega un papel relevante en esta problemática, también identificamos zonas críticas en las que ocurre y caracterizamos los factores que inciden. Esta información sirve de insumo para ayudar a generar soluciones.

Entre las posibles acciones de manejo que se pueden implementar está frenar el crecimiento de manchas urbanas, especialmente si estas se encuentran en zonas de inundación y terrazas aluviales que fomentan el arrastre de patógenos por escorrentía (Salamanca et al., 2023). Una conclusión similar obtuvo Mukherjee et al. (2023) al estudiar la concentración de contaminación fecal en la costa del Golfo Mississippi, en cuyo trabajo describió el agua de escorrentía de fuentes urbanas y agrícolas como una de las principales causas.

El mapa de invasión urbana describe la distribución de estas áreas de vulnerabilidad fluvial y junto con el mapa de vulnerabilidad hidrogeológica pueden ser herramientas útiles para identificar las zonas más idóneas para planificar el desarrollo urbano dentro de la microcuenca.

Otra acción es la creación de incentivos jurídicos o económicos que fomenten un desarrollo urbano mixto que combine el uso residencial y las actividades comerciales. Con esto se pretende evitar incrementar la densidad de tanques sépticos, identificados como una de las principales causas de contaminación. La implementación de este tipo de incentivos es compleja, debido a que su efecto en los ecosistemas es indirecto y no siempre logra el efecto deseado (Bryan, 2013). Sin embargo, hay casos de estudio en los que se ha logrado implementar con éxito para fomentar la conservación de bosques, como lo describieron Reed et al. (2013) en el oeste de los EE.UU. y otros proyectos que se han gestado para promover una transformación del escenario urbano hacia uno de menor uso residencial como lo propusieron Díaz y Pardo (2010) en Chile.

En una forma más general, el estudio también tiene valor a partir de su enfoque metodológico, dado que muestra una nueva manera de aplicar la evaluación multicriterio y el álgebra de mapas en sistemas de información geográfica. Esta metodología es comúnmente utilizada para caracterizar la vulnerabilidad o determinar la capacidad de un espacio para absorber determinados impactos ambientales a partir de distintos factores individuales fácilmente medibles.

En Olaya (2014) y Caravazza et al. (2018) se describieron guías detalladas sobre cómo emplear esta metodología con este fin y un claro ejemplo es su aplicación para elaborar los Índices de Fragilidad Ambiental, como lo fue este caso de estudio en Siquirres, Limón, analizado por Méndez (2021). No obstante, la necesidad de este estudio era diferente porque contábamos con datos para caracterizar la contaminación directamente, pero desconocíamos los factores que la estaban causando. Por lo tanto, pusimos en práctica esta aplicación inversa de la metodología en la que se infiere de manera indirecta el peso de los factores analizados a partir de una caracterización medida directamente en campo.

No encontramos menciones de una aplicación metodológica similar en estudios previos de este tipo, pero resultó muy versátil, debido a que nos permitió analizar sus resultados a distintos niveles y así obtener más conclusiones que dieran un contexto más detallado de las causas. Aun así, los resultados que mostraron una relación directa entre la contaminación de los ríos y las áreas de uso urbano coincidieron con lo descrito por varios autores en diferentes regiones como Latinoamérica (Martínez-Játiva et al., 2025), Asia (Kim et al., 2020; Lee et al., 2023; Justin et al., 2025), Europa (Reynolds et al., 2021), África (Tahiru et al., 2020) e incluso Hawaii (Goto & Yan, 2011).



Pero al profundizar un poco más en las actividades que se realizan en AVF(A) y AVF(B), logramos identificar que el aporte de coliformes es mayor si proviene desde las áreas con mayor concentración de viviendas. Sobre este tema son pocos los estudios que distinguen las actividades dentro de las zonas urbanas y su incidencia en la contaminación fecal. Muchos realizan el diagnóstico a partir de muestreos en el agua de escorrentía y aunque se diferencian a este trabajo que se enfoca en los ríos, sirven como punto de partida para comparar. En Xu et al. (2019) se estudió la contaminación fecal en una isla en Vancouver, Canadá y, aunque no hace una comparación propia entre áreas residenciales y comerciales, sí sugiere en sus conclusiones que la mayor carga se origina en las residencias. Otro estudio similar realizado en Skudai, Malasia por Chow et al. (2013) difiere y describe que las áreas comerciales mostraron una mayor concentración promedio de coliformes con la salvedad de que esto varía durante el inicio y pico de los eventos de lluvia.

Otro estudio que sí se enfoca en los cuerpos de agua superficial es el de Wu et al. (2011) en el cual se estudió la concentración de *E. coli* asociada a zonas urbanas con diferente composición de actividades dentro de una cuenca en Massachusetts y entre sus resultados se concluyó que las áreas con mayor porcentaje de uso residencial mostraron mayor contaminación con coliformes.

Si bien, este estudio logró replicar conclusiones descritas en otras investigaciones similares, la comparativa también demuestra que la incidencia de las áreas residenciales, comerciales o industriales en la contaminación de los ríos dependerá enteramente de la región. Un ejemplo de esto es la diferencia que hay en los sistemas de tratamiento de las aguas residuales. Mientras que en la mayoría de los países en donde se realizaron las investigaciones previamente citadas, hay amplia cobertura de alcantarillado sanitario, en Costa Rica aún se utilizan los tanques sépticos como principal sistema de tratamiento (PEN, 2017). Estudios realizados en otros países como la India y Canadá han identificado que los tanques sépticos pueden impactar directamente los cuerpos de agua superficial (Quamar et al., 2017; Digaletos et al., 2023). Todo esto pone de manifiesto la importancia de conocer con mayor detalle la naturaleza de las actividades que se realizan en el área de estudio, dado que de ello depende en gran medida el nivel de ajuste de los modelos frente a los datos reales.

Una ventaja de esta aplicación metodológica es que es la incorporación de capas análogas y el proceso de normalización de los datos la hace fácilmente reproducible y escalable a otras cuencas o regiones. Incluso, podría reproducirse en casos con otras formas de contaminación ambiental, siempre y cuando se cuente con un marco teórico robusto que ayude a seleccionar los factores que se incorporarían en el análisis.

Algunos autores recomiendan incorporar una jerarquización que asigne peso a los factores a la hora de aplicar el álgebra de mapas, como lo hacen Hernández et al. (2022) para los Índices de Fragilidad Ambiental. De los tres factores considerados en este caso, el uso de suelo es el que se describió como de mayor importancia, debido a que es el que define la existencia de fuentes de contaminación (Goto & Yan, 2011; Tahiru et al., 2020; Reynolds et al., 2021); mientras que la capacidad de infiltración y la hidrogeología inciden más en su extensión, concentración y distribución (Lapworth et al., 2017).

Esta recomendación tiene lógica si el modelo construido a partir del método pretende caracterizar la contaminación. Empero, en este estudio decidimos no hacerlo, dado que, si hubiéramos asignado un mayor peso al uso de suelo, los modelos hubieran subestimado el potencial de contaminación en las zonas con mayor capacidad de infiltración que, como describimos en los resultados, pueden tener altas concentraciones a pesar de no estar directamente situadas sobre áreas de invasión urbana. En vez de una jerarquización de los factores complementamos el estudio con un análisis cualitativo de los mismos, considerando las características propias y únicas del área de estudio. Un ejemplo de esto fue el uso de las isofreáticas para describir la relación entre las áreas



de mayor concentración y las fuentes de contaminación desde un punto de vista hidrogeológico.

Esto último también refuerza la importancia que tuvo incluir el factor hidrogeológico. Aplicar este enfoque fue lo que permitió identificar las fuentes de contaminación localizadas fuera de la microcuenca, lo cual es una omisión común en este tipo de estudios (Lapworth et al., 2017) porque los rasgos geológicos no siempre coinciden con la divisoria topográfica, lo que obliga a ampliar el concepto de cuenca de drenaje a otro mucho más amplio, como el de cuenca hidrológica (World Vision, 2004).

En el apartado de las recomendaciones identificamos oportunidades de mejora para una futura aplicación de esta metodología, como la incorporación de más factores que ayuden a mejorar el ajuste de los modelos a la realidad. Los niveles de ajuste más bajos se observaron en la parte alta de la microcuenca sobre la quebrada B, en donde se midieron los niveles de contaminación más bajos. En primera instancia, el modelo que utilizó dos factores (US+VH) mostró un ajuste menor que el que incluyó tres (US+VH+K), lo que da pie a pensar que la inclusión de más factores ayudarán a mejorar la predicción del modelo, siempre y cuando estos sean relevantes a la problemática en estudio.

Con esto en mente, el sector en cuestión se encuentra en un área de mayor pendiente con respecto al resto, por lo que la topografía podría un factor que esté incidiendo en el grado de contaminación y generando un mayor error en las zonas altas al no considerarse en el modelo. Viloria y Cañón (2016) señalaron que en las 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 autodepurarse. Basándose en esta descripción, la topografía podría incorporarse como un cuarto factor de análisis, asignando un menor potencial de contaminación a las zonas de mayor pendiente. Esto concuerda con los resultados del estudio, debido a que actualmente ambos modelos sobrestimaron el potencial de contaminación en la parte montañosa más alta.

Otra mejora a la aplicación metodológica y que ayudaría a ampliar este estudio específico, sería considerar la variación estacional y la precipitación, como lo hicieron Banseka y Tume (2024) en un estudio similar en Camerún, pero enfocado en el impacto que generó el riego de aguas residuales en vez de los tanques sépticos. La mejor forma de incorporarlo sería replicar el procedimiento utilizando caracterizaciones construidas únicamente a partir de datos recolectados durante las estaciones lluviosa y seca respectivamente o bien, mensualmente, dependiendo de los recursos disponibles. Posteriormente se podrían comparar los resultados para ver cómo se diferencian entre sí o cómo se relacionan con los datos de precipitación local.

Aunque esta aplicación metodológica tiene aún mucho espacio de mejora, creemos que por su carácter flexible y bajo costo podría resultar de gran utilidad en las primeras etapas de estudios ambientales en donde el área de análisis sea amplia o los recursos disponibles sean limitados, permitiendo preseleccionar sitios de interés y así optimizar los recursos destinados a monitoreos más detallados. Además, como se menciona en el párrafo anterior, este estudio se puede actualizar con la frecuencia deseada, siempre y cuando se cuente con nuevos datos de concentración de coliformes, lo que hace a esta metodología una gran herramienta de monitoreo en sitios que cuenten con un programa de muestreo continuo.

En conclusión, el presente estudio de caso permitió identificar que el 60% de la red hídrica en la microcuenca presenta altos niveles de contaminación relativa de *E. coli* (> 1 200 NMP). Algunos de los factores que influyen en esta contaminación son la ocupación urbana, no tanto de áreas de protección legal (APL), sino de terrazas aluviales y zonas de inundación (AVF) con un uso predominantemente residencial. El análisis multicriterio en SIG permitió determinar que esto se debe a la conjugación de una alta concentración de tanques sépticos como principal fuente de



coliformes en estas zonas que suelen presentar alta escorrentía y permeabilidad. También se identificó que hay fuentes de contaminación localizadas fuera de la microcuenca, pero que logran impactar sus ríos debido a una conexión hidráulica en su límite oeste.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Observatorio de Agua y Saneamiento de la UNED en la sede San Marcos por aportar los datos y recursos necesarios para llevar a cabo este trabajo. Agradecimiento especial a todo el personal de campo y laboratorio que aportó a la realización de este estudio.

ÉTICA, CONFLICTO DE INTERESES Y DECLARACIÓN DE FINANCIAMIENTO

Declaramos haber cumplido con todos los requisitos éticos y legales pertinentes, tanto durante el estudio como en la preparación de este documento, que no hay conflictos de interés de ningún tipo y que todas las fuentes financieras se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. Asimismo, estoy de acuerdo con la versión editada final de esta publicación. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

La declaración de contribución de cada autor es la siguiente: A.G.S. y: Diseño del estudio, recolección y análisis de datos. C.V.M.: Diseño del estudio y análisis de datos. Todos los coautores: preparación y aprobación final del manuscrito.

REFERENCIAS

- Abanyie, S. K., Apea, O. B., Abagale, S. A., Amuah, E. E., & Sunkari, E. D. (2023). Sources and factors influencing groundwater quality and associated health implications: A review. *Emerging Contaminants*, 9, Article 100207. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100207>
- Bansek, Y. J., & Tume, S. J. P. (2024). Coliform bacteria contamination of water resources and implications on public health in Fako Division, southwest region, Cameroon. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 5(2), 1–13. <https://doi.org/10.21926/aeer.2402010>
- Barrantes, K., Chacón, L. M., 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*, 33(1), 40–45. <http://www.scielo.org.ve/pdf/rsvm/v33n1/art09.pdf>
- Batres, C. A., & Barahona-Palomo, M. (2017). 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. <https://doi.org/10.22458/urj.v9i1.1674>
- Bryan, B. A. (2013). Incentives, land use, and ecosystem services: Synthesizing complex linkages. *Environmental Science & Policy*, 27, 124–134. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.12.010>



- Chow, M. F., Yusop, Z., & Toriman, M. E. (2013). Level and transport pattern of faecal coliform bacteria from tropical urban catchments. *Water Science and Technology*, 67(8), 1822–1831. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.048>
- Costa Rica. *Ley Forestal N.º 7575*, 16 de abril de 1996.
- Costa Rica, Ministerio de Ambiente y Energía & Ministerio de Salud. (2007). *Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales* (Decreto Ejecutivo N.º 33601-S).
- 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
- Díaz, C. & Pardo, M. (2010). *Renovación no habitacional: Propuesta y evaluación de un mecanismo de incentivo tributario*. Cámara Chilena de la Construcción. <https://catalogo.extension.cchc.cl/documentos/documentos/18994.pdf>
- Denyer, P., & Arias, O. (1990). *Geología de la hoja Carraigres* [Mapa]. Instituto Geográfico Nacional.
- Digaleto, M., Ptacek, C. J., Thomas, J., & Liu, Y. (2023). Chemical and biological tracers to identify source and transport pathways of septic system contamination to streams in areas with low permeability soils. *Science of the Total Environment*, 870, 161866. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161866>
- Dirección de Agua. (2023). *DA_Concesiones [Conjunto de datos geoespaciales]*. Sistema Nacional de Información Territorial. https://www.snitcr.go.cr/ico_servicios_ogc_info?k=bm9kbzo6MTA=&nombre=DIRECCI%C3%93N%20DE%20AGUA
- Dixon, J. A. (1994). *Economic analysis of environmental impacts*. CATIE.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology* (4th ed.). Prentice Hall.
- Goto, D., & Yan, T. (2011). Effects of land uses on fecal indicator bacteria in the water and soil of a tropical watershed. *Microbes and Environments*, 26(3), 254–260. <https://doi.org/10.1264/jsme2.ME11115>
- Hernández, G., Barranco, W., & Añino, Y. (2022). Análisis jerárquico (AHP) para la valoración de atributos ambientales de los índices de fragilidad ambiental (IFA) en Costa Rica. *Ambientico*, (282), 36–41. <https://doi.org/10.36008/ambientico.282.6.36>
- Instituto Geográfico Nacional. (2017). *Cartografía 1:5 000: Curvas de nivel 10 m [Datos geoespaciales]*. Sistema Nacional de Información Territorial. https://www.snitcr.go.cr/ico_servicios_ogc_info?k=bm9kbzo6MjY=&nombre=IGN%20Cartograf%C3%ADa%201:5mil
- Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo [INVU]. (2018). *Manual de planes reguladores como instrumento de ordenamiento territorial* (Reglamento N.º 6296).



- Justin, S., Lihan, S., Mik, J., Grinang, J., Hou, K. K. W., Lazlus, L., Assan, T. M., Thomas, M. B. U., & Alau, F. S. (2025). Land use and seasonal effects on water quality and faecal contamination in Batang Layar River, Sarawak, Malaysia. *Discover Applied Sciences*, 8(1), 1–25. <https://doi.org/10.1007/s42452-025-07981-4>
- Kim, T., Kim, Y., Shin, J., Go, B., & Cha, Y. (2020). Assessing land-cover effects on stream water quality in metropolitan areas using the water quality index. *Water*, 12(11), 3294. <https://doi.org/10.3390/w12113294>
- 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. *Hydrogeology Journal*, 25(4), 1093–1116. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1516-6>
- Lee, J., Park, S., & Lee, S. (2023). Effect of land use on stream water quality and biological conditions in multi-scale watersheds. *Water*, 15(24), 4210. <https://doi.org/10.3390/w15244210>
- Martínez-Játiva, M. N., Borja-Serrano, P., Valdebenito, H., & Machado, A. (2025). Pilot study on seasonal variability in microbial contamination in the developing tourist region of Mindo, Ecuador. *BMC Research Notes*, 18(1), 156. <https://doi.org/10.1186/s13104-025-07205-3>
- Masson, I., González Castelain, J., Barranquero, R., Othax, N., Krüger, A., González, J., & Peluso, F. (2024). Impacto de la urbanización sobre la calidad de agua en arroyos pampeanos del centro bonaerense. *Cuadernos del CURIHAM*, 5, 1–25. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e05>
- Méndez, R. (2021). Análisis de la factibilidad técnica en la implementación de la metodología índices de fragilidad ambiental (IFA) en el cantón de Siquirres, Costa Rica. *Repertorio Científico*, 24(1), 1–14. <https://doi.org/10.22458/rc.v24i1.3086>
- Méndez, Y., & Calderón, F. (2010). Evaluación de aguas subterráneas contaminadas con putrescina y cadaverina. *Hallazgos*, 7(13). <https://doi.org/10.15332/s1794-3841.2010.0013.07>
- Mukherjee, M., Cuthbert, R. E., Aitken, E., Gay, K. A., McKinney, K., & Brooks, J. P. (2023). Microbial fecal contamination and multidrug-resistant bacteria in the Mississippi Gulf Coast. *Water*, 15(13), 2339. <https://doi.org/10.3390/w15132339>
- Murillo, J. (2017). *Informe Estado de la Nación en desarrollo sostenible 2017: Recurso hídrico*. Programa Estado de la Nación.
- Obando, L. (2011). Estratigrafía y tectónica de la parte noreste de la hoja Dota, Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, 44, 71–82. <https://doi.org/10.15517/rgac.v0i44.3446>
- Olaya, V. (2014). *Sistemas de información geográfica*. https://www.icog.es/TyT/files/Libro_SIG.pdf
- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2004). *Estado de la Nación 2004: Armonía con la naturaleza*. CONARE.



- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2017). *Informe Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible 2017*. CONARE.
- Programa Estado de la Nación [PEN]. (2022). *Estado de la Nación 2022. Capítulo 4: Balance armonía con la naturaleza*. CONARE.
- Quamar, R., Jangam, C., Veligeti, J., Chintalapudi, P., & Janipella, R. (2017). Assessment of on-site sanitation systems on groundwater. *Applied Water Science*, 7(8), 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), 278–288. https://doi.org/10.11137/2017_2_278_28
- Redondo-Solano, M., & Arias-Echandi, M. L. (2011). Comparación de métodos para el análisis de coliformes mediante NMP. *Cuadernos de Investigación UNED*, 3(2), 41–43. <https://doi.org/10.22458/urj.v3i2.151>
- Reed, S. E., Hilty, J. A., & Theobald, D. M. (2013). Guidelines and incentives for conservation development. *Conservation Biology*, 28(1), 258–268. <https://doi.org/10.1111/cobi.12136>
- Reynolds, L. J., Martin, N. A., Sala-Comorera, L., Callanan, K., Doyle, P., O'Leary, C. et al. (2021). Identifying sources of faecal contamination. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.661954>
- Salamanca, D., Hussler, J., Ramos, J., & Rodríguez, J. (2023). Pathogens in runoff water treated by SUDS. *Environmental Processes*, 10(3), 2–18. <https://doi.org/10.1007/s40710-022-00610-x>
- Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento [SENARA]. (2004). *SENARA-Vulnerabilidad [Datos geoespaciales]*. SNIT.
- Silva, J., Ramírez, L., Alfieri, A., Rivas, G., & Sánchez, M. (2004). Determinación de microorganismos indicadores en agua potable. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 24, 46–49.
- Tahiru, A. A., Doke, D. A., & Baatuuwie, B. N. (2020). Effect of land use and land cover changes on water quality in the Nawuni Catchment of the White Volta Basin, Northern Region, Ghana. *Applied Water Science*, 10(8). <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01272-6>
- Tamayo-Legorreta, E. M., García-Radilla, A., Moreno-Vázquez, E., Téllez-Figueroa, F., & Alpuche-Aranda, C. M. (2020). Diarrheagenic *Escherichia coli* pathotypes in swine farms. *Salud Pública de México*, 63(1), 34–41. <https://doi.org/10.21149/11268>
- Tarnawska, P., Walczak, M., & Burkowska-But, A. (2023). Cemeteries as reservoirs of antibiotic resistance genes. *Environmental Chemistry Letters*, 22(1), 297–319. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01651-w>



UNESCO World Water Assessment Programme. (2020). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y Cambio Climático*. UNESCO Publishing.

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., & Cañón, J. (2016). Modelos de decaimiento de patógenos en ríos. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*, 3(2), 1–15.

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

Wu, J., Rees, P., & Dorner, S. (2011). Variability of E. coli density and sources. *Journal of Water and Health*, 9(1), 94–106. <https://doi.org/10.2166/wh.2010.063>

Xu, K., Valeo, C., He, J., & Xu, Z. (2019). Climate and land use influences on bacteria levels in stormwater. *Water*, 11(12), 2451. <https://doi.org/10.3390/w11122451>

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

