

Emergencia Ecológica Territorial en Municipios de Alta Fragilidad Ambiental:

Diagnóstico Multidimensional de Alta Resolución e Insumos de Planificación para la Revisión del Esquema de Ordenamiento Territorial de Barichara y Villanueva, Santander, Colombia

Juan M. Gómez G.

Fundación Eonaria, Colombia

Correspondencia: contacto@eonaria.me

© 2026 Fundación Eonaria. Todos los derechos reservados.

Resumen

Los municipios de Barichara y Villanueva (Santander, Colombia) experimentan dinámicas de degradación socioecológica que configuran una emergencia ambiental de carácter sistémico. El presente artículo expone los resultados de diez análisis cartográficos de alta resolución espacial —ejecutados entre 2025 y 2026 a partir de sensores activos (ALOS PALSAR 12,5 m), datos prediales del catastro multipropósito (IGAC), coberturas del SMBYC-IDEAM y el modelamiento InVEST—, integrándolos en una propuesta de ordenamiento territorial ambiental. Los resultados revelan un déficit de bosque protector del **85,6% en las 970,2 ha de rondas de drenajes permanentes** (30m) y del **95,6% en las 2.818,0 ha de franjas de drenajes intermitentes** (30m) (déficit total consolidado disuelto del **93,3%** en las **3.705,5 ha** totales de protección hídrica); el 53% del territorio combinado (12.425,8 ha) presenta tasas críticas de erosión hídrica (media de 117,7 t/ha/año), superando entre 60 y 235 veces la tasa de formación edáfica natural; el 48,9% de los fragmentos forestales de Bosque Seco Tropical se encuentran ecológicamente aislados; y el 82% del área rural presenta presiones de micro-loteo campestre en alerta media o crítica (predios por debajo de la UAF de 3,0 ha). El territorio alberga un stock de carbono de 1.180.983 tC (equivalente a 4,33 Mt CO₂) y provee servicios ecosistémicos anuales valorados en USD 6,2 millones. El documento evalúa críticamente el proceso participativo multiactor de la Fundación Barichara Regenerativa y propone una síntesis que hibrida la precisión cartográfica de Eonaria (continente normativo) con la gobernanza

social participativa (contenido del modelo). Finalmente, se traza la ruta administrativa y presupuestal para implementar esquemas de Pago por Servicios Ambientales (Decreto 1007 de 2018), Transferencia de Derechos de Construcción (TDC) y Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC) como mecanismos de justicia socioambiental.

Palabras clave: ordenamiento territorial, bosque seco tropical, erosión hídrica, conectividad ecológica, servicios ecosistémicos, POMCA, micro-loteo rural, justicia socioambiental.

Abstract

The municipalities of Barichara and Villanueva (Santander, Colombia) face socio-ecological degradation processes that constitute a systemic environmental emergency. This paper presents the results of ten high-resolution spatial analysis maps—developed between 2025 and 2026 utilizing active sensors (ALOS PALSAR 12.5 m), cadastre data (IGAC), forest monitoring (SMBYC-IDEAM), and InVEST models—and integrates them into an environmental land management framework. The results show a combined riparian forest deficit of **93.3%** across the **3,705.5 ha** of consolidated riparian protection zones (**85.6% deficit in 970.2 ha** of permanent-stream riparian corridors at 30 m, and **95.6% deficit in 2,818.0 ha** of intermittent-stream protection strips at 30 m, complying with the unified 30 m landowner obligation of Decree 1076 of 2015 / Decree 1449 of 1977); 53% of the territory (12,425.8 ha) suffers critical water erosion rates (mean of 117.7 t/ha/year), exceeding natural soil formation by between 60 and 235 times; 48.9% of tropical dry forest patches are ecologically isolated; and 82% of the rural area faces medium or critical campsite subdivision pressures (plots below the 3.0 ha Agricultural Family Unit). The territory stores 1,180,983 tC (4.33 Mt CO₂) and provides ecosystem services valued at USD 6.2 million annually. The paper critically reviews the participatory multi-stakeholder processes of the Barichara Regenerativa Foundation and proposes a synthesis hybridizing Eonaria's cartographic precision (normative container) with participatory social governance (model content). Finally, it outlines the administrative and budgetary pathways to implement Payment for Ecosystem Services (Decreto 1007 of 2018), Transfer of Development Rights (TDR), and Private Nature Reserves (RNSC) as instruments of socio-environmental justice.

Keywords: land use planning, tropical dry forest, soil erosion, landscape connectivity, ecosystem services, POMCA, rural subdivision, socio-environmental justice.

1. Introducción y Marco Teórico

1.1 El Territorio como Sistema Socioecológico Complejo

El ordenamiento territorial en regiones andinas de alta fragilidad biofísica requiere superar la concepción reduccionista de la geografía como simple soporte de actividades humanas. Bajo la perspectiva de los **Sistemas Socioecológicos (SSE)** formulada por Elinor Ostrom (2009), el territorio se define como un sistema adaptativo complejo en el cual los subsistemas ecológicos (recursos hídricos, suelos, biodiversidad) y sociales (instituciones, normas, economías, cultura) interactúan de forma interdependiente y multiescalar. Estas dinámicas de interacción se traducen directamente en flujos de servicios ambientales, cuya valoración y dependencia societal resultan cruciales para el ordenamiento territorial (Costanza et al., 1997; Daily, 1997). En este contexto, la degradación de las coberturas forestales o la erosión del suelo no constituyen anomalías netamente físicas, sino manifestaciones del desacoplamiento entre las reglas de uso formalizadas en el Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT) municipal y los límites de la capacidad de carga del ecosistema.

La ecología del paisaje (Forman & Godron, 1986; Turner, 1989) aporta los fundamentos espaciales para analizar esta interacción. La estructura del paisaje —definida por la matriz, los parches y los corredores ecológicos— determina la tasa y dirección de los flujos de agua, nutrientes y organismos. En los municipios de Barichara y Villanueva, la matriz original de Bosque Seco Tropical (BST) ha sido fragmentada por actividades agropecuarias históricas y, recientemente, por un modelo especulativo de urbanización rural de baja densidad. Esta fragmentación altera de forma no lineal la conectividad funcional del paisaje, comprometiendo la viabilidad a largo plazo de las poblaciones biológicas y reduciendo la resiliencia del sistema socioecológico ante el cambio climático.

1.2 La Paradoja del Desarrollo Inmobiliario Turístico

Barichara es promovido nacional e internacionalmente bajo la narrativa del “turismo sostenible” y la preservación del patrimonio construido. No obstante, en la última década esta valorización cultural ha actuado como el principal motor de desposesión ecológica y especulación inmobiliaria en el suelo rural. Este

fenómeno responde a lo que David Harvey (2003) describe como **acumulación por desposesión**, donde el capital inmobiliario privatiza la renta paisajística y los recursos comunes (especialmente el agua subterránea) a través del micro-loteo campestre, mientras socializa los costos ecológicos —el desecamiento de quebradas, la pérdida de suelos fértiles, la sedimentación de vías y la generación de riesgos geotécnicos— sobre las comunidades campesinas preexistentes, recreando las contradicciones estructurales y exclusiones habitacionales del ecoturismo inmobiliario descritas por Stroma et al. (2019).

Esta paradoja se enmarca en la contradicción estructural entre la temporalidad del mercado inmobiliario (retorno rápido de capital mediante la venta de parcelas) y la temporalidad del ecosistema xerofítico (procesos de formación de suelo que toman milenios y de regeneración forestal que requieren décadas). Sin una intervención regulatoria estricta respaldada en determinantes ambientales vinculantes, el libre mercado del suelo rural destruye las bases ecológicas que sustentan el atractivo turístico y habitacional de la región, configurando un escenario de colapso territorial autoinfligido.

1.3 El Enfoque de Capacidades y la Justicia Socioambiental

Para guiar la revisión del EOT desde una perspectiva ética, este trabajo adopta el **Enfoque de Capacidades** propuesto por Martha Nussbaum (2011) y Amartya Sen (2000). Este enfoque sostiene que el desarrollo debe medirse por la expansión de las libertades y oportunidades reales de las personas para realizar vidas dignas (capacidades), y no solo por el crecimiento del PIB o la valorización del suelo. La crisis ecológica de Barichara y Villanueva no afecta a todos los habitantes por igual: el campesino rural tradicional, cuyos ingresos dependen del cultivo de tabaco o la cría de cabras, sufre de manera directa el secado de su pozo veredal o la pérdida de su capa arable por erosión, viendo severamente limitadas sus capacidades básicas de vida, salud física e integridad material. Esta aproximación integrada busca superar la perspectiva meramente utilitaria o de mercado sobre el capital natural, la cual frecuentemente simplifica la complejidad ecológica transformando los servicios ecosistémicos en simples metáforas financieras (Norgaard, 2010).

La justicia socioambiental, por tanto, exige que la conservación de la Estructura Ecológica Principal (EEP) no se traduzca en una imposición punitiva que empobrezca aún más al campesino (“el garrote ambiental”), sino en un conjunto de instrumentos redistributivos (“la zanahoria financiera”) que utilicen la plusvalía capturada en los desarrollos inmobiliarios urbanos y suburbanos para

financiar la permanencia y la calidad de vida de las comunidades rurales encargadas de la custodia del ecosistema.

2. Antecedentes y Análisis Comparativo de Abordajes Territoriales

2.1 El Diagnóstico Participativo de la Fundación Barichara Regenerativa

Entre 2024 y 2025, la Fundación Barichara Regenerativa (FBR) lideró un amplio proceso participativo enfocado en la construcción social del ordenamiento territorial. Mediante talleres veredales, cartografía social y la realización del Foro Ciudadano sobre el EOT, la FBR logró congregarse a múltiples actores del territorio. Este proceso documentó la profunda preocupación social por la escasez de agua, el crecimiento urbanístico rural descontrolado y la pérdida de la identidad campesina, generando una legitimidad comunitaria y una licencia social indispensables para viabilizar cualquier reforma en el EOT.

El abordaje de la FBR se inscribe en la Investigación-Acción Participativa (IAP) y la ecología política constructivista. Sus propuestas apuntan a una transición cultural hacia la regeneración de cuencas, el fomento de la agroecología y la gobernanza comunitaria del agua a través de instancias como la corporación social de la meseta. No obstante, desde una perspectiva de técnica de ordenamiento, la propuesta de la FBR presenta una falencia paramétrica crítica: sus conceptos (“límites al turismo”, “desarrollo regenerativo”) carecen de los parámetros de control urbanístico exigibles por los inspectores de policía y los secretarios de planeación (tales como Índices de Ocupación máximos, coeficientes de escurrimiento, anchos exactos de rondas y densidades prediales específicas). Adicionalmente, la cartografía social participativa no cuenta con el rigor georreferenciado exigido por las curadurías urbanas y las notarías en procesos de desenglobe y delimitación predial.

2.2 El Enfoque Técnico-Normativo de la Fundación Eonaria

La Fundación Eonaria ha desarrollado un diagnóstico territorial fundamentado en el positivismo geográfico y el rigor técnico-normativo. El uso de sensores activos de radar (ALOS PALSAR a 12,5 m), el modelamiento numérico de erosión (RUSLE) y la valoración de servicios ecosistémicos (InVEST) permiten delimitar espacialmente las variables ambientales con precisión predial. Este enfoque

ofrece un blindaje jurídico sólido: sus mapas de condición de amenaza por erosión y delimitación de rondas hídricas constituyen determinantes ambientales de obligatorio cumplimiento (Ley 388 de 1997, Art. 10) ante los cuales no cabe la negociación política ni la discrecionalidad administrativa.

El sesgo de este enfoque radica en su potencial ceguera socioeconómica. Si se adopta la delimitación técnica de zonas de amenaza alta a escala predial (1.356 predios identificados en riesgo de erosión) de forma ciega y meramente prohibitiva, se traslada el costo del estudio geotécnico detallado (exigido por el Decreto 1077 de 2015) a pequeños propietarios campesinos que carecen de los recursos para costearlo, empujándolos a la ilegalidad y la desposesión. El rigor cartográfico sin equidad distributiva termina favoreciendo de forma indirecta la concentración de la tierra por parte del gran capital inmobiliario que sí puede asumir las cargas financieras del licenciamiento ambiental.

2.3 Síntesis Híbrida: El “Continente” Normativo y el “Contenido” Social

La resolución de esta brecha metodológica no radica en elegir uno de los dos enfoques, sino en estructurar una síntesis híbrida en el Documento Técnico de Soporte (DTS) del EOT:

1. **El Continente (Eonaria):** La Estructura Ecológica Principal, las franjas de ronda hídrica de 30 m y los mapas de condición de amenaza alta a 12,5 m definen el contorno espacial innegociable de la conservación en el territorio. Son las “líneas rojas” dictadas por la hidrología, la geotecnia y la ley nacional, excluidas de la deliberación política municipal.
 2. **El Contenido (FBR):** Dentro del espacio de la producción sostenible y las áreas de transición, los principios de ocupación de baja densidad, agricultura regenerativa y turismo comunitario definen las reglas de uso específicas y el modelo de habitabilidad, legitimados por la concertación ciudadana del Foro.
 3. **El Mecanismo de Ajuste (Justicia Socioambiental):** Se incorporan instrumentos de gestión del suelo (TDC, PSA, RNSC) que cierran la brecha socioeconómica, permitiendo que la restricción espacial del “continente” financie la transición socioecológica del “contenido”.
-

3. Metodología

La metodología integrada combina teledetección satelital, modelamiento biofísico, análisis de redes de paisaje e intersección de bases de datos catastrales georreferenciadas.

3.1 Detección del Cambio en la Cobertura Boscosa

Se utilizaron los mapas anuales de cobertura de Bosque/No Bosque (2012–2024) generados por el Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono (SMBYC-IDEAM) a partir de imágenes Landsat (resolución de 30 m/píxel). El procesamiento se realizó en Python 3.11 con la librería Rasterio, ejecutando análisis binarios de cambio interanual mediante álgebra de mapas. Se cuantificó la deforestación bruta, la regeneración espontánea y la variación neta, tanto para la totalidad del área municipal como desagregada a nivel de las 31 veredas que componen el área de estudio.

3.2 Modelamiento de la Pérdida de Suelo por Erosión Hídrica (RUSLE)

Se implementó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) adaptada a cuencas andinas:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Donde: * **R (Erosividad de la lluvia)**: Calculado a partir de los datos históricos de precipitación bimodal regional, fijándose en 350 MJ·mm/ha·h·año. * **K (Erodibilidad del suelo)**: Estimado a partir de las texturas de suelo provistas por la cartografía CORINE Land Cover (CLC 2022) y calibrado con valores de literatura colombiana (0,05 a 0,35). * **LS (Factor topográfico)**: Derivado a partir del DEM ALOS PALSAR a 12,5 m de resolución espacial (remuestreado al sistema de coordenadas CTM12, EPSG:9377), utilizando las ecuaciones de McCool et al. (1987) para el cálculo de longitud y grado de pendiente. * **C (Factor de cobertura vegetal)**: Asignado según las clases de uso del suelo CLC 2022, variando desde 0,0001 en bosques nativos conservados hasta 0,50 en áreas de suelo desnudo y erosión activa. * **P (Prácticas de conservación)**: Fijado en 1,0 (escenario sin prácticas agrícolas de conservación de suelos).

3.3 Análisis de la Conectividad Ecológica del Paisaje

Se modeló la conectividad estructural y funcional de los parches forestales de Bosque Seco Tropical mediante la teoría de grafos (Urban & Keitt, 2001) usando la librería NetworkX 3.2. Los nodos representan los parches de bosque remanentes

mayores a 1,0 ha según el mapa de coberturas del IDEAM 2024. Las aristas del grafo representan los corredores potenciales de movimiento para especies paraguas de fauna de sotobosque, ponderados por una superficie de coste (fricción del paisaje). La fricción se asignó según el grado de antropización de las coberturas CLC 2022: Bosque = 1; Rastrojo = 3; Pastizal = 8; Cultivo = 15; Vía = 100; Zona Urbana = 500. Se estimó la centralidad de intermediación de los parches y se calcularon los corredores de mínimo costo (Percentil 25).

3.4 Análisis de Vulnerabilidad Hídrica y Delimitación de Rondas

La red de drenajes a escala 1:25.000 del IGAC (2024) fue procesada para generar las fajas de protección legal aplicando el criterio unificado de **30 metros a cada orilla de todos los cauces**, conforme al Art. 83 del Decreto 2811/1974 (bienes de uso público inalienables para drenajes permanentes) y el **Art. 2.2.1.1.18.2 del Decreto 1076/2015** —compilador del Art. 3° del Decreto 1449 de 1977—, que impone una obligación predial directa de mantener una **faja forestal no inferior a 30 metros** en todos los cauces rurales, **sean permanentes o no** (MADS, 2021). El análisis discriminó la red según la columna *d_estado_d* de la capa vectorial del IGAC para cuantificar de forma independiente el estado de la cobertura por tipo de corriente. Mediante superposición raster con la cobertura forestal 2024 del IDEAM, se cuantificó el déficit espacial de bosque protector sobre buffers de 30m disueltos para toda la red superficial. El Índice de Vulnerabilidad Hídrica (IVH) por vereda se calculó como:

$$IVH_v = D_v \times \left(1 - \frac{\%Bosque_v}{100} \right)$$

Donde D_v es la densidad de drenajes veredal (longitud de drenajes/área de la vereda, km/km²), reflejando la susceptibilidad de la cuenca veredal al secado y la pérdida de regulación ante la escorrentía rápida.

3.5 Valoración de Servicios Ecosistémicos (InVEST)

Se corrieron los módulos de *Carbon Storage and Sequestration* y *Annual Water Yield* del modelo InVEST 3.14 (Sharp et al., 2020). El balance de agua y la estimación de la evapotranspiración real se fundamentaron en el modelo macroclimático de Budyko (1948), calibrando las densidades de biomasa, coeficientes de cultivo y parámetros edafoclimáticos con datos históricos regionales y factores de emisión por biomasa según las directrices del IPCC (2019). Para la retención de sedimentos se aplicó una aproximación basada en el

factor de entrega de sedimentos (SDR proxy), cruzado con los resultados del modelo RUSLE.

4. Resultados y Discusión

4.1 Presencia de Micro-Loteo Rural y Riesgo de Colapso Ecológico (Mapa 01)

El análisis del catastro rural multipropósito del IGAC (2026) mediante el Índice de Presión Urbanística (IPU) —definido de forma operativa en la cartografía espacial como el porcentaje de predios rurales con un área inferior a **0,5 ha (5.000 m²)** (el umbral técnico de viabilidad ambiental autónoma para saneamiento rural de acuerdo con los criterios del RAS e IDEAM)— reveló que el 82% del área rural agregada presenta presiones de parcelación campestre en niveles de alerta media o crítica.

Para contextualizar este umbral operativo frente al marco legal nacional, la Unidad de Planificación Rural Agropecuaria (UPRA) calcula para esta región una Unidad Agrícola Familiar (UAF) municipal por Unidades Físicas Homogéneas (UFH) de productividad que oscila entre **3,0 y 10,0 ha** (Decreto 1071 de 2015). Se adoptó el límite inferior de **3,0 ha** como el “piso legal” de referencia de la UAF campesina. En consecuencia, un predio rural inferior a 0,5 ha representa un loteo residencial recreacional inviable, situado seis veces por debajo de la UAF legal de la UPRA, violando el parágrafo de parcelación rural del EOT de Barichara de 2003 (Acuerdo 14 de 2003) que fijaba el tamaño de parcela mínimo en **5,0 ha**, y situándose drásticamente por debajo del rango histórico del INCORA de **12,0 a 19,0 ha** (Resolución 041 de 1996) para la región. Este fenómeno de gentrificación de la frontera agrícola y forestal (Honey, 2008) promueve la fragmentación ecológica no lineal de los paisajes. La subdivisión de predios se concentra en categorías críticas en veredas clave del estudio (Tabla 3).

Tabla 3 Métricas del Índice de Presión Urbanística (IPU) por Rango de Subdivisión Predial

Categoría	Nº Veredas	Superficie (ha)	% Territorio
Saludable (<10% micro-loteo)	12	9.242,1	39,4%
Alerta Media	12	9.172,4	39,1%

Categoría	N° Veredas	Superficie (ha)	% Territorio
(10–30%)			
Crítico (>30%)	7	5.014,7	21,4%
Total Regional	31	23.429,3	100%

Nota. Umbrales de clasificación adaptados de los lineamientos de ordenamiento territorial municipal del IGAC (2026).

Siete unidades territoriales se sitúan en el umbral Crítico (>30% de micro-loteo): Caraquitas (72,4%), Llano Higuera (68,4%), Guane (60,2%), El Caucho (49,2%), Guayabal (38,5%) y San José Bajo (35,8%) en Barichara; y la Zona Urbana (79,6%) en Villanueva, las cuales experimentan dinámicas de loteo residencial campestre que sobrepasan la capacidad local de suministro de servicios ecosistémicos y saturan la demanda de recursos hídricos subterráneos (Múnera-Roldán et al., 2020).

4.2 Dinámica de Deforestación 2012–2024 (Mapas 02 y 10)

Los resultados muestran que los dos municipios albergan únicamente 827,3 ha de bosque protector remanente en 2024, lo que representa apenas el **3,5% de la superficie total rural veredal** de estudio (23.429,3 ha; cuya diferencia con el área municipal catastral oficial combinada de 23.445,4 ha corresponde a la cabecera urbana consolidada de Barichara). Desagregado por municipio, **Barichara retiene el 5,2%** de su superficie municipal (692,7 ha de un total de 13.231,9 ha) y **Villanueva únicamente el 1,3%** (134,6 ha de 10.197,4 ha). Ambas cifras se sitúan drásticamente por debajo del umbral funcional mínimo del 20–30% de cobertura boscosa establecido para ecosistemas tropicales estacionalmente secos (Fahrig, 2003; Arroyo-Rodríguez et al., 2017); más aún, Arroyo-Rodríguez et al. (2017) determinaron que en Bosque Seco Tropical neotropical la fragmentación crítica irreversible ocurre cuando la cobertura descende por debajo del **15% del paisaje** —umbral que Villanueva ya ha sobrepasado y que Barichara se aproxima peligrosamente. Para dimensionar la brecha de restauración, los cálculos sobre superficies municipales reales (IGAC, 2024) indican que Barichara requiere **1.954 ha adicionales de bosque nativo** y Villanueva **1.905 ha adicionales** para alcanzar el 20% de cobertura, sumando un **déficit regional de restauración de 3.859 ha** —equivalente a cuadruplicar la cobertura forestal existente. A las tasas de restauración activa documentadas para el BST colombiano (77–155 ha/año), ese proceso tomaría entre 25 y 50 años de esfuerzo sostenido, lo que confiere carácter de irreversibilidad práctica a cada evento de deforestación adicional. Barichara registró una pérdida neta de 15,7 ha

de bosque nativo en el período estudiado, mientras que Villanueva presentó una ganancia neta aparente de 5,8 ha. La evolución temporal por año (véanse Figuras 10, 12 y 13) demuestra que la pérdida forestal no es homogénea:

- El período 2012–2013 registra un primer pulso severo de deforestación (7,2 ha combinadas), coincidiendo con la explosión del turismo residencial tras la visibilización de Barichara en campañas nacionales.
- Entre 2019 y 2021 se registra un proceso de regeneración pasiva en Villanueva (+11,3 ha), asociado al abandono temporal de parcelas agrícolas tradicionales de tabaco debido al colapso de los precios de compra.
- El período 2021–2024 marca un segundo y más severo pulso de deforestación (**11,6 ha netas en 3 años**, con pérdida neta en Barichara de 9,7 ha y pérdida neta en Villanueva de 1,9 ha), directamente correlacionado con el auge del mercado inmobiliario rural post-pandemia y la subdivisión de predios en la categoría campestre (IPU crítico en el Mapa 01).

El análisis de imágenes de alta resolución espacial (Google Earth Engine 2024) confirma que el **55% de los eventos de remoción boscosa recientes se asocia directamente a la apertura de parcelaciones campestres** (vías internas, explanaciones para viviendas y parqueaderos), el 30% a la expansión de pastizales y el 15% a la extracción selectiva de madera nativa. Esto desmitifica la hipótesis tradicional que culpa al pequeño agricultor de la deforestación local: el principal agente destructor actual es el capital inmobiliario turístico de procedencia externa. Para proporcionar un diagnóstico detallado de la línea base y la degradación forestal, la Tabla 5 detalla la cobertura boscosa remanente en 2024 por vereda frente a la existente en 2012.

Tabla 5 *Inventario de Cobertura de Bosque Seco Tropical Remanente por Municipio y Vereda (2024)*

Municipio	Vereda	Bosque 2012 (ha)	Bosque 2024 (ha)	Variación Neta (ha)
Barichara	San José	112,2	109,2	-3,1
	Bajo			
	Santa	81,9	79,5	-2,4
	Helena			
	Paramito	74,0	70,3	-3,6
	Guayabal	57,7	57,8	+0,1

Municipio	Vereda	Bosque 2012 (ha)	Bosque 2024 (ha)	Variación Neta (ha)
	Caraquitas	53,8	55,0	+1,2
	Chahuete	44,5	43,3	-1,2
	El Pino	45,2	43,2	-2,0
	Lubigara	34,3	33,3	-1,0
	Arbolito	35,2	33,3	-1,9
	Carare	31,1	31,5	+0,4
	San José Alto	24,9	25,0	+0,1
	El Salitre	24,2	23,7	-0,5
	Guane	22,2	22,5	+0,3
	Agua Fría	21,6	21,7	+0,1
	Llano	17,2	17,1	-0,1
	Higuera			
	El Caucho	17,0	16,9	-0,1
	Guanentá	4,4	3,7	-0,7
	Higueras	0,7	0,6	-0,1
	Regadillo	0,7	0,6	-0,1
	Butaregua	0,4	0,1	-0,3
	<i>Alto de Martha</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
	<i>Alto del Trigo</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
	Villanueva Macaregua	37,7	52,5	+14,8
	El Choro	33,5	29,6	-3,9
	El Caucho	15,1	14,6	-0,6
	Hato Viejo	10,6	10,1	-0,5
	Higueras	9,5	9,6	+0,1
	Butaregua	5,9	5,9	0,0
	La Lajita	3,8	3,7	-0,1
	El Limoncito	7,4	3,6	-3,8

Municipio	Vereda	Bosque 2012 (ha)	Bosque 2024 (ha)	Variación Neta (ha)
	El Carrizal	1,4	1,7	+0,3
	Caraquitas	1,2	1,5	+0,3
	Otras Veredas	0,0	0,0	0,0

Nota. Fuente: Procesamiento espacial Fundación Eonaria (2026) sobre coberturas IDEAM (2024).

4.3 Pérdida de la Infraestructura Hídrica (Mapas 03 y 04)

El análisis del déficit forestal dentro de las áreas de faja de protección legal de toda la red hídrica (30m) revela que el **93,3% de las zonas de protección hídrica carece de bosque protector real** (Tabla 1).

Tabla 1
Métricas de Degradación de Rondas Hídricas (30m) y Fajas Forestales Rurales (30m) por Municipio y Región

Indicador	Barichara	Villanueva	Total Regional
Drenajes Permanentes (Ronda 30m)			
Longitud red permanente (km)	113,5	70,2	183,8
Área total ronda permanente (ha)	626,4	343,8	970,2
Bosque protector existente (ha)	124,7	15,3	140,0
Déficit de bosque permanente (ha)	501,7	328,5	830,2
% Déficit	80,1%	95,5%	85,6%

Indicador	Barichara	Villanueva	Total Regional
permanente			
Drenajes Intermitentes (Franja 30m)			
Longitud red intermitente (km)	289,7	254,7	544,4
Área total franja intermitente (ha)	1.591,4	1.226,6	2.818,0
Bosque protector existente (ha)	110,3	14,2	124,5
Déficit de bosque intermitente (ha)	1.481,1	1.212,4	2.693,5
% Déficit intermitente	93,1%	98,8%	95,6%
Consolidado Hídrico (Dissolved 30m)			
Longitud red hidrográfica (km)	403,2	324,9	728,1
Área total buffers disuelta (ha)	2.167,3	1.538,2	3.705,5
Bosque protector existente (ha)	221,0	27,8	248,8
Déficit de bosque total	1.946,2	1.510,4	3.456,6

Indicador	Barichara	Villanueva	Total Regional
(ha)			
% Déficit total	89,8%	98,2%	93,3%

Nota. Fuente: Procesamiento geográfico Fundación Eonaria sobre red de drenajes IGAC (2024) y coberturas IDEAM (2024).

Esta ausencia masiva de cobertura arbórea protectora implica que la red de drenajes permanentes e intermitentes ha perdido su función de regulación hídrica natural. En eventos lluviosos extremos, el agua de escorrentía superficial llega a los canales de forma inmediata sin recargar los acuíferos subterráneos, generando picos de caudal altamente erosivos e inundaciones aguas abajo, seguidos de periodos de sequedad absoluta y desecación crítica en las quebradas principales durante la época seca. La degradación de estas franjas (3.456,6 ha ocupadas en su mayoría por ganadería y pastizales limpios) constituye una vulneración objetiva del Decreto 2811 de 1974 (Art. 83) y del Decreto 1076 de 2015, por lo que estas áreas deben ser clasificadas en el EOT como Suelo de Protección de carácter inalienable. Este patrón de degradación hídrica a escala de cuenca sigue el comportamiento clásico de pérdida de regulación de caudales descrito por Horton (1932), habiendo sido documentada una respuesta hidrológica similar en cuencas de laderas andinas colombianas por Múnera-Roldán et al. (2020).

Esta degradación física se traduce en que el **100% del territorio veredal presenta algún grado de vulnerabilidad hídrica** (Mapa 04). Doce veredas se encuentran en estado Crítico (IVH crítico), reflejando una densidad de drenajes muy alta con coberturas forestales nulas o marginales. En estas veredas (como Guanentá y Arbolito en Barichara, o Alto del Trigo y La Lajita en Villanueva), los acueductos veredales presentan periodos de desabastecimiento severo en temporada seca, lo que limita de forma no lineal la capacidad de producción agropecuaria tradicional y la disponibilidad de agua para consumo humano directo, generando una crisis de derechos socioambientales y de capacidades básicas.

4.4 Incompatibilidad EOT-POMCA y Riesgo Jurídico Territorial (Mapa 07)

El cruce espacial de la zonificación ambiental del Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del Río Suárez (POMCA, CAS, 2023) con el EOT municipal vigente reveló que el **47,3% del territorio consolidado presenta**

incompatibilidad estructural de uso. Dado que el POMCA constituye un determinante ambiental de superior jerarquía constitucional (Ley 388 de 1997, Art. 10; Decreto 1640 de 2012), las normas municipales que autorizan actividades contrarias a su zonificación ambiental de protección o restauración son nulas de pleno derecho y vulneran el principio de rigor subsidiario (Van der Hammen & Andrade, 2003; Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010).

Tabla 4 *Zonificación Ambiental del POMCA Río Suárez y Áreas de Incompatibilidad en el EOT Vigente*

Categoría POMCA	Superficie (ha)	% Territorio	Conflicto con el EOT Vigente
Áreas Protegidas	1.032,4	4,4%	Sin conflicto normativo
Áreas de Protección	9.847,3	42,0%	3.847 ha autorizadas para uso agropecuario en EOT
Áreas de Restauración	5.234,6	22,3%	1.234 ha con licencias de parcelación campestre
Producción Sostenible	7.127,1	30,4%	Sin conflicto normativo mayor
Áreas Urbanas	204,0	0,9%	Expansión del perímetro sobre Protección POMCA

Nota. Fuente: POMCA Río Suárez (CAS, 2023). Procesamiento cartográfico Fundación Eonaria (2026).

El análisis revela un pasivo jurídico crítico: el 68,7% del territorio (16.114,3 ha) tiene vocación de conservación o restauración según el POMCA Suárez, pero gran parte está tipificado en el EOT como suelo de explotación agropecuaria o suburbano. La expedición de licencias urbanísticas y constructivas en estas áreas de superior jerarquía no genera derechos adquiridos o situaciones jurídicas consolidadas, ya que la propiedad ejerce una función ecológica (Constitución

Política, Art. 58) e impera el principio de inderogabilidad del determinante superior (CAS, 2023). Por lo tanto, la revisión excepcional del EOT por emergencia es el único mecanismo idóneo para subsanar este vicio legal.

4.5 Degradación Edáfica y Pérdida de Suelo por Erosión (Mapas 05, 06 y 09)

El modelamiento espacial de la pérdida de suelo mediante la ecuación RUSLE determinó que **el 53% del territorio combinado (12.425,8 ha) presenta tasas de erosión clasificadas en las categorías Alta y Muy Alta** (Tabla 2).

Tabla 2
Pérdida de Suelo Estimada por Modelo RUSLE

Categoría de Erosión	Pérdida de Suelo (t/ha/año)	Superficie (ha)	% del Territorio
Muy Baja	< 5	2.857,5	12,2%
Baja	5–10	1.412,1	6,0%
Moderada	10–50	6.749,9	28,8%
Alta	50–200	7.850,0	33,5%
Muy Alta	≥ 200	4.575,8	19,5%
Total Crítico (Alta + Muy Alta)	≥ 50	12.425,8	53,0%

Nota. Parámetros aplicados: R = 350 MJ·mm/ha·h·año; K = 0,05–0,35; P = 1,0. Fuente: Modelo RUSLE Fundación Eonaria (2026).

La pérdida de suelo media estimada es de **117,7 t/ha/año** (mediana de 58,2 t/ha/año). Dado que la tasa natural de formación de suelo en ecosistemas xerofíticos y semiáridos de la cuenca media del río Suárez se sitúa entre 0,5 y 2,0 t/ha/año (FAO, 2015; Verheijen et al., 2009), la tasa media de pérdida edáfica actual supera entre 60 y 235 veces la velocidad de regeneración natural del recurso (117,7 ÷ 2,0 = 58,9; 117,7 ÷ 0,5 = 235,4 t/ha/año). En términos físicos, esto implica que un horizonte orgánico superficial típico (horizonte A, 15–20 cm de profundidad) —que requiere miles de años para consolidarse en el bosque seco— es completamente eliminado en un lapso de 10 a 40 años bajo usos intensivos de ganadería o explanación urbanística. La calibración del factor R de erosividad y del factor K de erodibilidad en laderas de la meseta siguió los lineamientos de la

ecuación RUSLE validados por Wischmeier y Smith (1978) y actualizados en manuales de conservación edáfica de Renard et al. (1997).

La precisión de estos resultados se incrementó significativamente al utilizar el DEM ALOS PALSAR de 12,5 m de resolución espacial en lugar del modelo óptico convencional SRTM de 30 m. El análisis de micro-topografía activa permitió corregir falsos positivos y falsos negativos cartográficos, identificando con exactitud taludes, escarpas con pendientes superiores a 20° y áreas de inestabilidad activa en laderas críticas. El cruce espacial entre esta máscara de condición de amenaza alta por erosión (Mapa 06) y el catastro rural multipropósito del IGAC (2026) determinó que **1.356 predios rurales (23,2% de los predios del municipio) presentan condición de amenaza por erosión**, de los cuales 91 presentan afectación crítica en más del 50% de su área y 8 presentan una inestabilidad geotécnica extrema que compromete el 90% del lote. La inclusión de estos predios en la cartografía de amenaza obliga al municipio a aplicar de forma obligatoria las restricciones urbanísticas del Decreto 1077 de 2015 (exigencia de estudios geotécnicos detallados previos al licenciamiento).

4.6 Fragmentación Ecológica del Bosque Seco (Mapa 08)

El modelo de grafos del paisaje identificó **47 parches forestales remanentes**, de los cuales **23 (48,9%) se encuentran ecológicamente aislados**, al no contar con ninguna arista de conexión (corredor potencial) por debajo del umbral de costo biológico de movimiento para especies locales en la matriz antropizada actual. Esta fragmentación extrema restringe el flujo de genes, reduce la biodiversidad del sotobosque y acelera la extinción local de especies nativas de fauna (Forman y Godron, 1986; Fahrig, 2003; MacArthur y Wilson, 1967; Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

El análisis identificó que el corredor de mayor jerarquía ecológica (corredor de mínimo costo) conecta el parche más grande en la vereda Quebrada Macaregua, Villanueva (143,6 ha) con el parche ancla del Cañón del río Suárez en Barichara (118,4 ha). Este corredor prioritario de 8,4 km de longitud atraviesa directamente las veredas de mayor presión inmobiliaria y riesgo de erosión (El Pino y Guayabal). Proteger y restaurar esta franja corredor —incorporándola al EOT como parte de la Estructura Ecológica Principal municipal— es una prioridad biológica urgente que complementa los requerimientos de estabilización geotécnica e hídrica de las cuencas.

5. Instrumentos de Financiación y Ruta de Implementación de PSA

5.1 Fundamento Legal y el 1% de la Ley 99 de 1993

La conservación y restauración de la Estructura Ecológica Principal no puede depender de la coacción estatal o el altruismo de los propietarios rurales; requiere un modelo de financiamiento sostenible y transparente. El **Artículo 111 de la Ley 99 de 1993** (vigente bajo la modificación del Artículo 3 de la **Ley 2320 de 2023**) obliga a los municipios a destinar no menos del **1% de sus Ingresos Corrientes de Libre Destinación (ICLD)** a la adquisición y mantenimiento de áreas de importancia estratégica para la conservación del recurso hídrico que surte a los acueductos municipales, o a la financiación de esquemas de Pago por Servicios Ambientales (PSA). Esta reforma de 2023 zanjó la tensión histórica de base al depurar transferencias nacionales (como el SGP) que hacían financieramente inviable el cálculo sobre Ingresos Corrientes totales (IC) en municipios de sexta categoría.

Sin embargo, los flujos anuales ordinarios del 1% ICLD son limitados en Barichara (COP 50–65 M/año) y Villanueva (COP 39–46 M/año). Por lo tanto, para financiar la restauración a gran escala de las 3.456,6 ha de rondas hídricas en déficit, el esquema se articulará con la Acción Popular interpuesta en 2026. Esta acción demanda el cobro retroactivo de la deuda acumulada por omisión presupuestal histórica entre 2016 y 2026 (apropiaciones en cero en la mayoría de vigencias), la cual asciende a **COP 1.224 millones en Barichara y COP 969 millones en Villanueva** (COP 738 M de pasivo regional bajo base ICLD unificada, o hasta COP 2.193 M bajo escenario transicional de ley). La recuperación judicial de estos recursos aportará el capital semilla del **Fondo de Restauración Ecológica y PSA** de la Provincia de Guanentá, mientras que el 1% ICLD ordinario garantizará su flujo de caja y sostenibilidad anual.

El Decreto Ley 870 de 2017 y su Decreto Reglamentario 1007 de 2018 (incorporado al Decreto 1076 de 2015) definen la ruta administrativa y presupuestal que los alcaldes y secretarios de hacienda deben seguir para girar estos recursos directamente a los campesinos y a las Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC) sin incurrir en peculado o prevaricato.

5.2 Ruta Burocrática y Administrativa para la Operatividad de PSA

Para pagar un incentivo PSA en Barichara y Villanueva, el municipio debe completar las siguientes cinco fases:

[FASE I: DELIMITACIÓN TÉCNICA]

Establecimiento de las Áreas de Importancia Estratégica (AIE)

Uso de Mapas 03 y 04 de Eonaria -> Concepto y aval técnico de la CAS (POMCA Río Suárez)

|



[FASE II: DISEÑO E INCLUSIÓN PRESUPUESTAL]

Formulación de proyecto MGA en el Banco de Proyectos Municipal (BPIM)

Aprobación del POAI en el Concejo -> Expedición de CDP y rubro del 1% ICLD por Hacienda

|



[FASE III: CONVOCATORIA Y ESTUDIO DE PREDIOS]

Convocatoria pública dirigida a poseedores (incluso informales, Decreto 870/17) y propietarios

Cálculo de la tarifa de pago por costo de oportunidad y elegibilidad técnica

|



[FASE IV: SUSCRIPCIÓN DEL ACUERDO]

Firma de Convenios de Incentivo de Conservación (exento de Ley 80, pólizas y retenciones)

Expedición de Registro Presupuestal (RP) por la Secretaría de Hacienda

|



[FASE V: MONITOREO Y DESEMBOLSO]

Monitoreo satelital y de campo del bosque conservado (Eonaria / Satélite)

Certificación del supervisor -> Orden de pago de Hacienda -> Giro de Tesorería a cuenta bancaria

5.3 Transferencia de Derechos de Construcción (TDC)

Como mecanismo de justicia socioambiental complementario en el marco de la Ley 388 de 1997, se propone crear un mercado regulado de Transferencia de Derechos de Construcción (TDC). La TDC permite separar la propiedad física de la tierra de su potencial de edificación:

1. **Zonas Emisoras:** Los predios ubicados en áreas críticas de vulnerabilidad hídrica (Mapa 04) o condición de amenaza alta (Mapa 06) donde el EOT prohíbe de forma absoluta la urbanización o el loteo. El municipio asigna a estos propietarios “Certificados de TDC” proporcionales al área excluida del desarrollo.

2. **Zonas Receptoras:** Zonas suburbanas o áreas de expansión seguras fuera de la Estructura Ecológica Principal. Los desarrolladores urbanísticos que requieran edificar por encima de la densidad habitacional básica (ej. pasar de 1 a 4 unidades de vivienda por hectárea, respetando el Índice de Ocupación rural del 10%) deben comprar obligatoriamente los Certificados de TDC directamente a los campesinos de las Zonas Emisoras en el mercado secundario.

Este instrumento transfiere riqueza del sector inmobiliario de altos ingresos directamente al pequeño campesino de forma transparente y sin intermediación burocrática del Estado municipal, garantizando la conservación de los corredores biológicos y las zonas de recarga a costo cero para el erario público.

5.4 Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC)

Se fomentará la constitución de RNSC registradas ante Parques Nacionales Naturales de Colombia (como Ernesto Jiménez Lozada y Montechico), otorgándoles prioridad absoluta en los esquemas PSA municipales y en la recepción de compensaciones ambientales obligatorias por parte de empresas del sector energético y de infraestructura vial que ejecuten proyectos en el departamento de Santander (Decreto 1076 de 2015). Las RNSC gozan de exención del impuesto predial por ley nacional sobre el área de preservación, constituyéndose en el modelo de blindaje privado y bioeconomía a largo plazo más robusto del territorio.

6. Conclusiones y Recomendaciones para el EOT

1. Ambos municipios enfrentan una emergencia ecológica sistémica caracterizada por un déficit de bosque protector del **85,6% en las 970,2 ha de rondas de drenajes permanentes** (30m) y del **95,6% en las 2.818,0 ha de franjas de drenajes intermitentes** (30m) —un déficit consolidado del **93,3%** en las **3.705,5 ha** totales de protección hídrica—, así como el colapso funcional de la capacidad de regulación en el 100% de sus veredas rurales.
2. El EOT actual adolece de incompatibilidades críticas en el 47,3% de la superficie con respecto a los determinantes ambientales del POMCA del río Suárez. La revisión excepcional por emergencia (Ley 388 de 1997, Art. 28) es necesaria para corregir esta nulidad legal.
3. Se requiere adoptar la Estructura Ecológica Principal de alta resolución espacial definida por Eonaria como el “continente normativo”, e

incorporar los modelos de uso de suelo regenerativos resultantes del Foro participativo de Barichara Regenerativa como el “contenido” de las actividades productivas sostenibles.

4. El listado catastral de 1.356 predios bajo condición de amenaza alta por erosión (Mapa 06) debe incorporarse como anexo técnico obligatorio en el EOT, implementando un programa municipal de cofinanciación y subsidio de estudios detallados de riesgo para campesinos vulnerables registrados en el SISBÉN.
 5. Se propone crear e implementar a través de un Acuerdo Municipal conjunto el esquema de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) financiado con el 1% del ICLD (Decreto 1007 de 2018), articulado con un sistema de Transferencia de Derechos de Construcción (TDC) y la consolidación de Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC).
 6. Los cálculos de brecha de restauración demuestran que el territorio requiere restaurar **al menos 3.859 ha adicionales de bosque nativo** para alcanzar el umbral mínimo funcional del 20% de cobertura: 1.954 ha en Barichara (cobertura actual: 5,2%) y 1.905 ha en Villanueva (cobertura actual: 1,3%). A las tasas de restauración activa del BST colombiano, este proceso tomaría entre 25 y 50 años bajo programas intensivos (Arroyo-Rodríguez et al., 2017). Esta escala temporal hace éticamente insostenible cualquier pérdida forestal adicional y fundamenta la moratoria de parcelaciones como medida de protección urgente.
-

Referencias

- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., Norden, N., Santos, B. A., Leal, I. R., y Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92(1), 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>
- Budyko, M. I. (1948). *Evaporation under natural conditions*. Gidrometeoizdat.
- CAS. (2023). *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del Río Suárez*. Corporación Autónoma Regional de Santander.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

- Daily, G. C. (Ed.). (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FAO. (2015). *Status of the world's soil resources: Main report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons.
- Harvey, D. (2003). *The new imperialism*. Oxford University Press.
- Honey, M. (2008). *Ecotourism and sustainable development: Who owns paradise?* (2nd ed.). Island Press.
- Horton, R. E. (1932). Drainage basin characteristics. *Transactions of the American Geophysical Union*, 13(1), 350–361. <https://doi.org/10.1029/TR013i001p00350>
- IDEAM. (2019). *Estudio nacional del agua 2018*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM. (2024). *Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono (SMBYC): Cobertura de bosque 2012–2024*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- IGAC. (2026). *Catastro rural multipropósito de Barichara y Villanueva, Santander*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- IPCC. (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- JAXA. (2011). *ALOS PALSAR global digital surface model (DSM) at 12.5 m resolution*. Japan Aerospace Exploration Agency.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- McCool, D. K., Brown, L. C., Foster, G. R., Mutchler, C. K., & Meyer, L. D. (1987). Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*, 30(5), 1387–1396. <https://doi.org/10.13031/2013.30576>
- Múnera-Roldán, C., Carvajal-Escobar, Y., & Aldunce, P. (2020). Vulnerabilidad hídrica en cuencas andinas colombianas: Un análisis integrado. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(170), 112–128.

Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69(6), 1219–1227.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>

Nussbaum, M. C. (2011). *Creating capabilities: The human development approach*. Harvard University Press.

Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419–422.
<https://doi.org/10.1126/science.1172133>

Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144–155.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>

Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)* (Agriculture Handbook No. 703). USDA-ARS.

Sen, A. (2000). *Development as freedom*. Anchor Books.

Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., ... Toft, J. (2020). *InVEST 3.14 user's guide*. The Natural Capital Project.

SSPD. (2023). *Informe de gestión del sector agua potable y saneamiento básico rural 2022*. Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios.

Stroma, C., Jørgensen, S. L., & Holm, J. (2019). The contradictions of eco-tourism development in small island states: A case study of Belize. *Journal of Ecotourism*, 18(2), 133–149. <https://doi.org/10.1080/14724049.2018.1487012>

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20(1), 171–197.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>

UPRA. (2020). *Metodología para la determinación de la Unidad Agrícola Familiar (UAF) en Colombia*. Unidad de Planificación Rural Agropecuaria.

Van der Hammen, T., & Andrade, G. (Eds.). (2003). *Estructura ecológica principal de Colombia: Primera aproximación*. IDEAM.

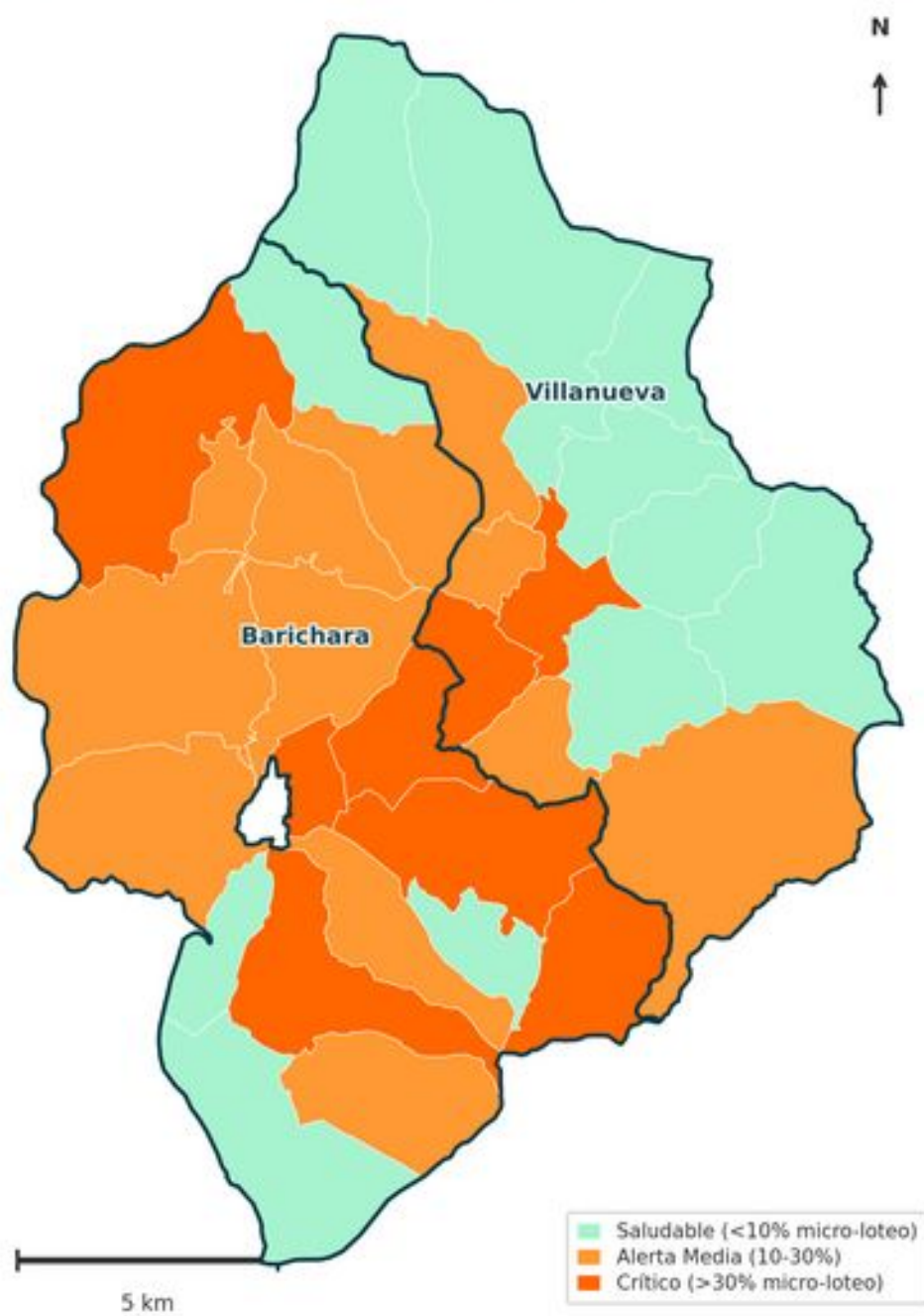
Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning* (Agriculture Handbook No. 537). USDA-ARS.

Apéndice A — Índice de Figuras y Enlaces de Acceso

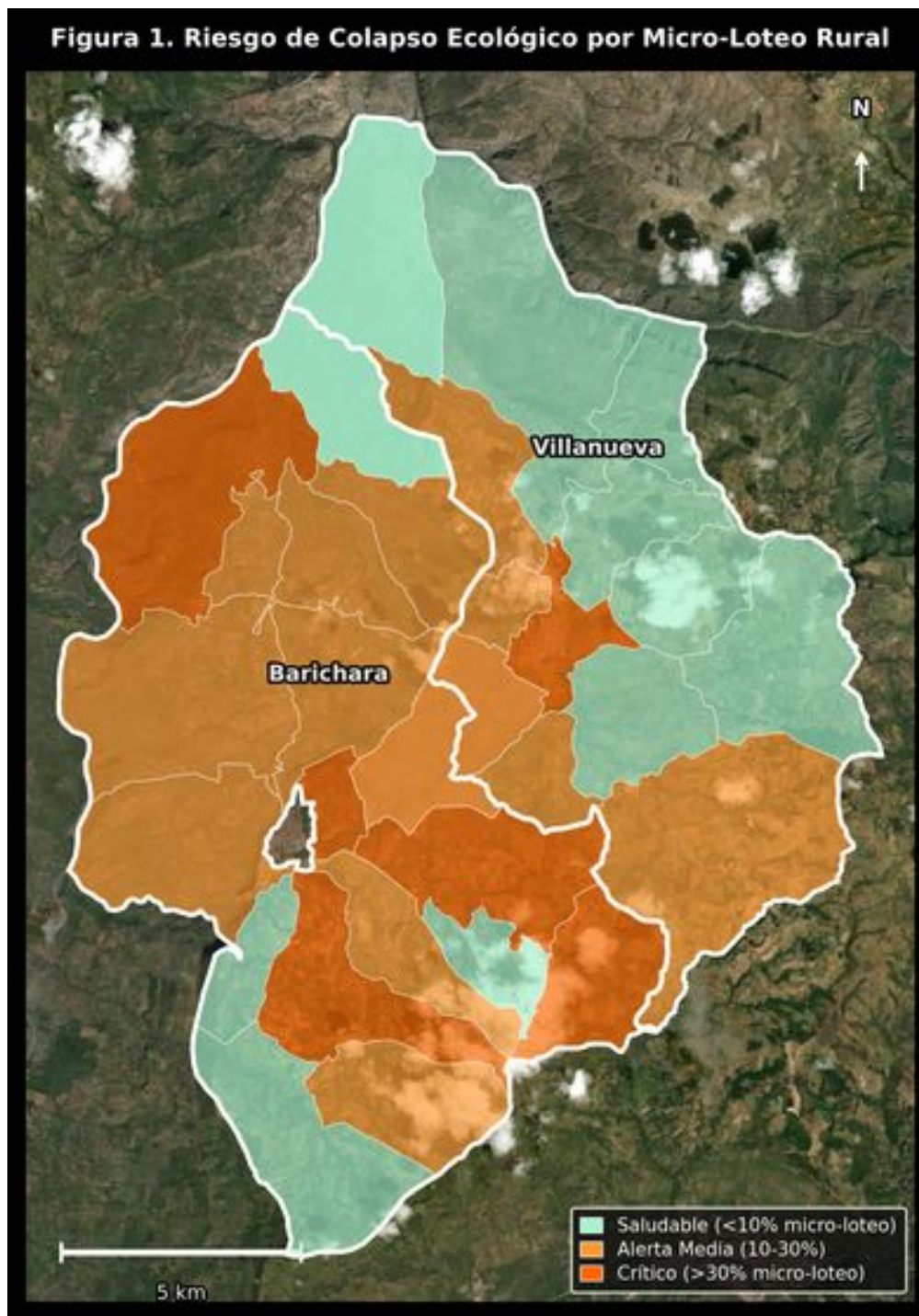
Las figuras de mapas cartográficos (Figura 1 a Figura 11) se presentan en dos versiones en la carpeta del informe: la versión estándar (esquema cartográfico limpio sobre fondo blanco) y la versión satelital (_sat.png con mapa base Google Satellite) para facilitar la identificación del terreno.

- **Figura 1: Riesgo de colapso ecológico por micro-loteo rural (IPU veredal)**

Figura 1. Riesgo de Colapso Ecológico por Micro-Loteo Rural



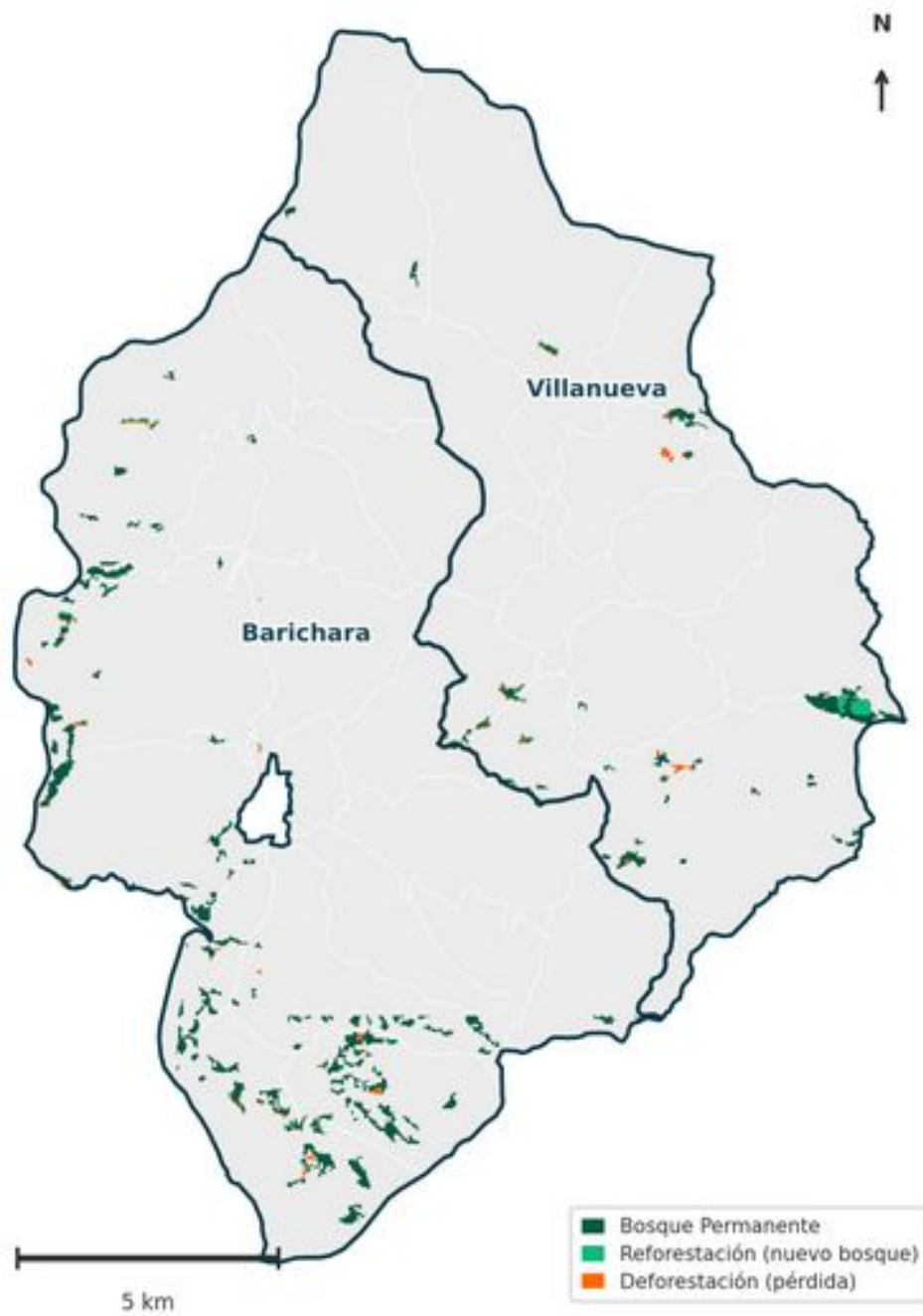
Esquema limpio



Mapa satelital

- **Figura 2: Cambio de cobertura boscosa (2012–2024)**

Figura 2. Cambio de Cobertura Boscosa (2012-2024)



Esquema limpio



Mapa satelital

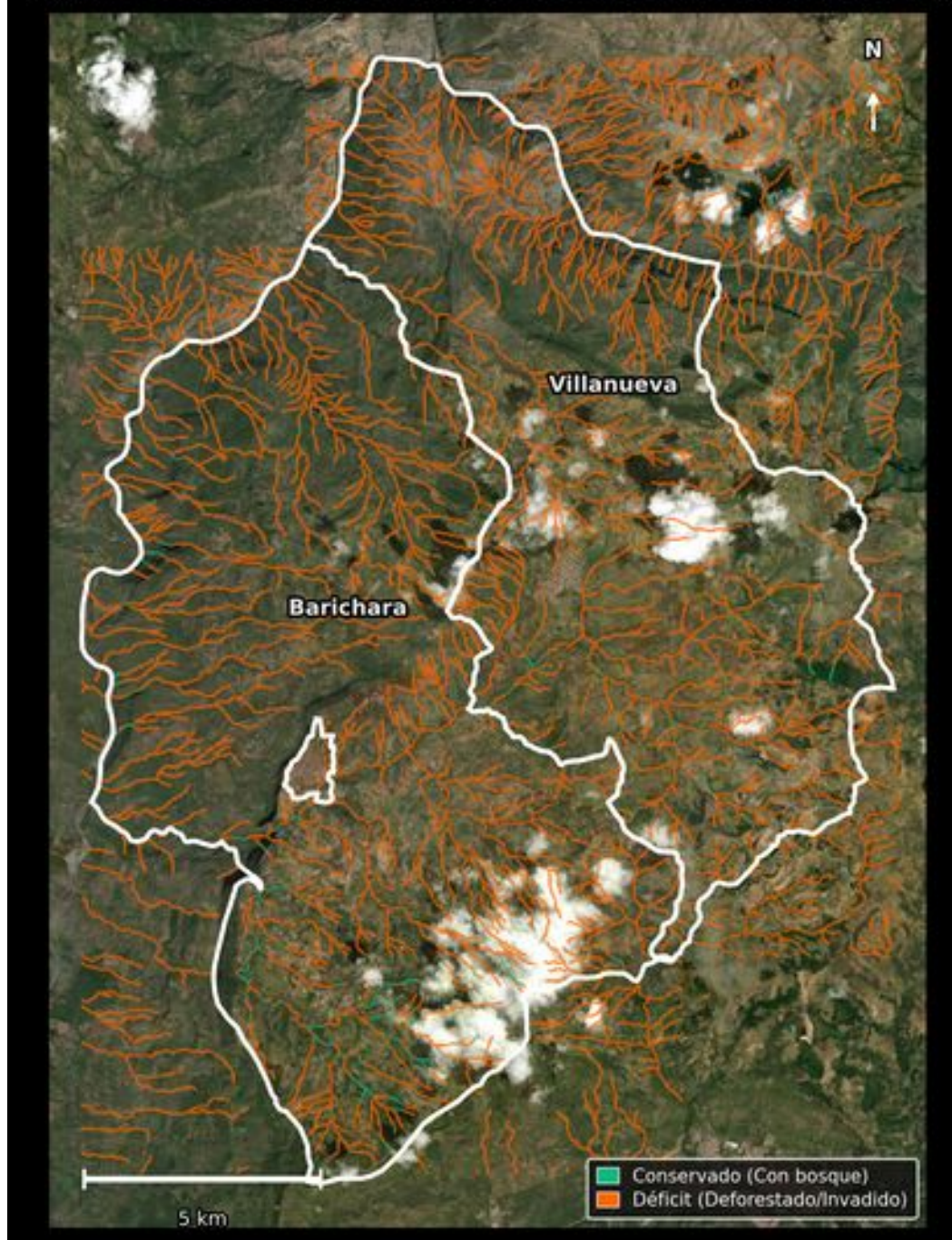
- **Figura 3: Estado de conservación y déficit de rondas hídricas legales (30 m)**

Figura 3. Estado de Conservación de Rondas Hídricas (Franja 30 m)



Esquema limpio

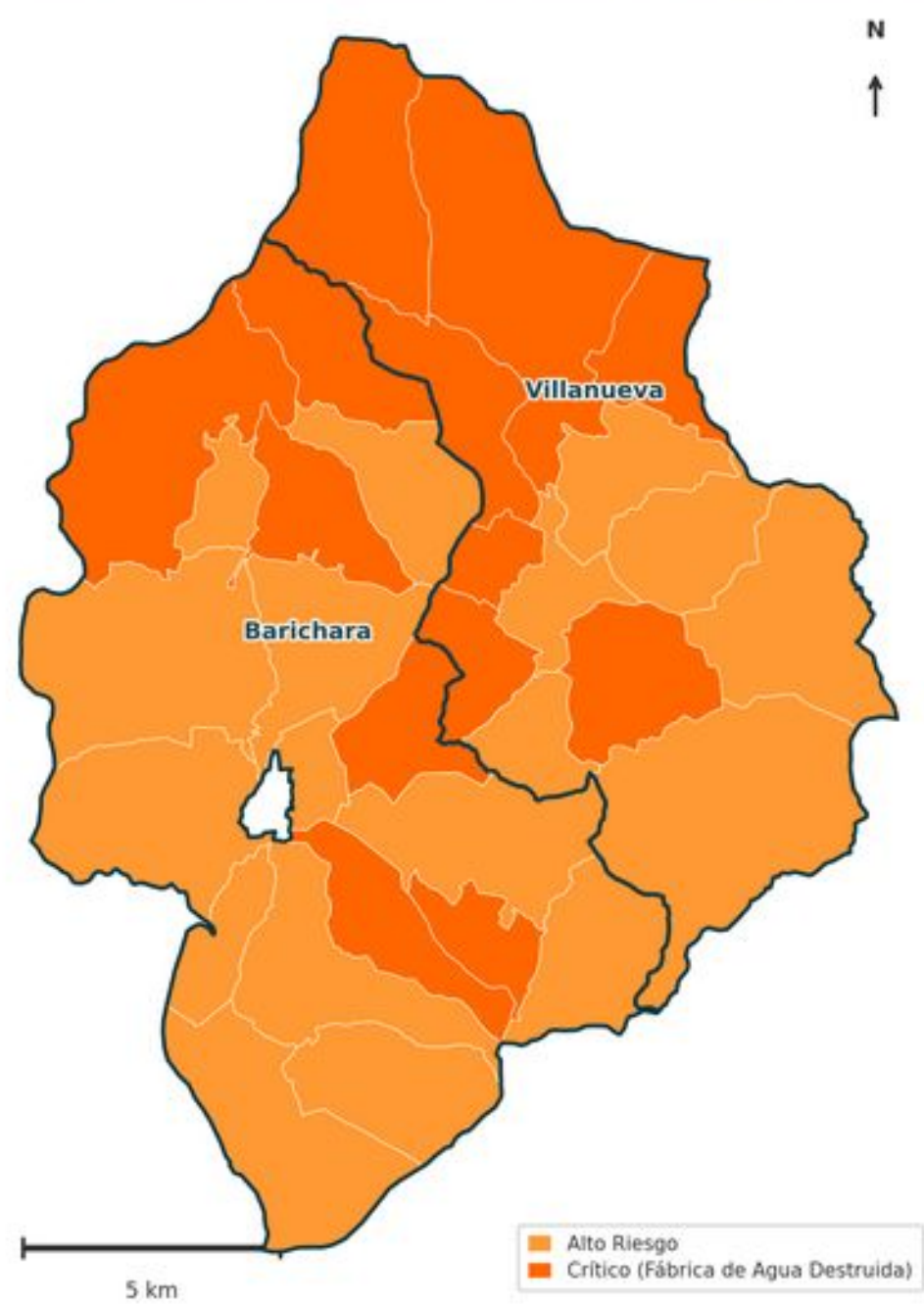
Figura 3. Estado de Conservación de Rondas Hídricas (Franja 30 m)



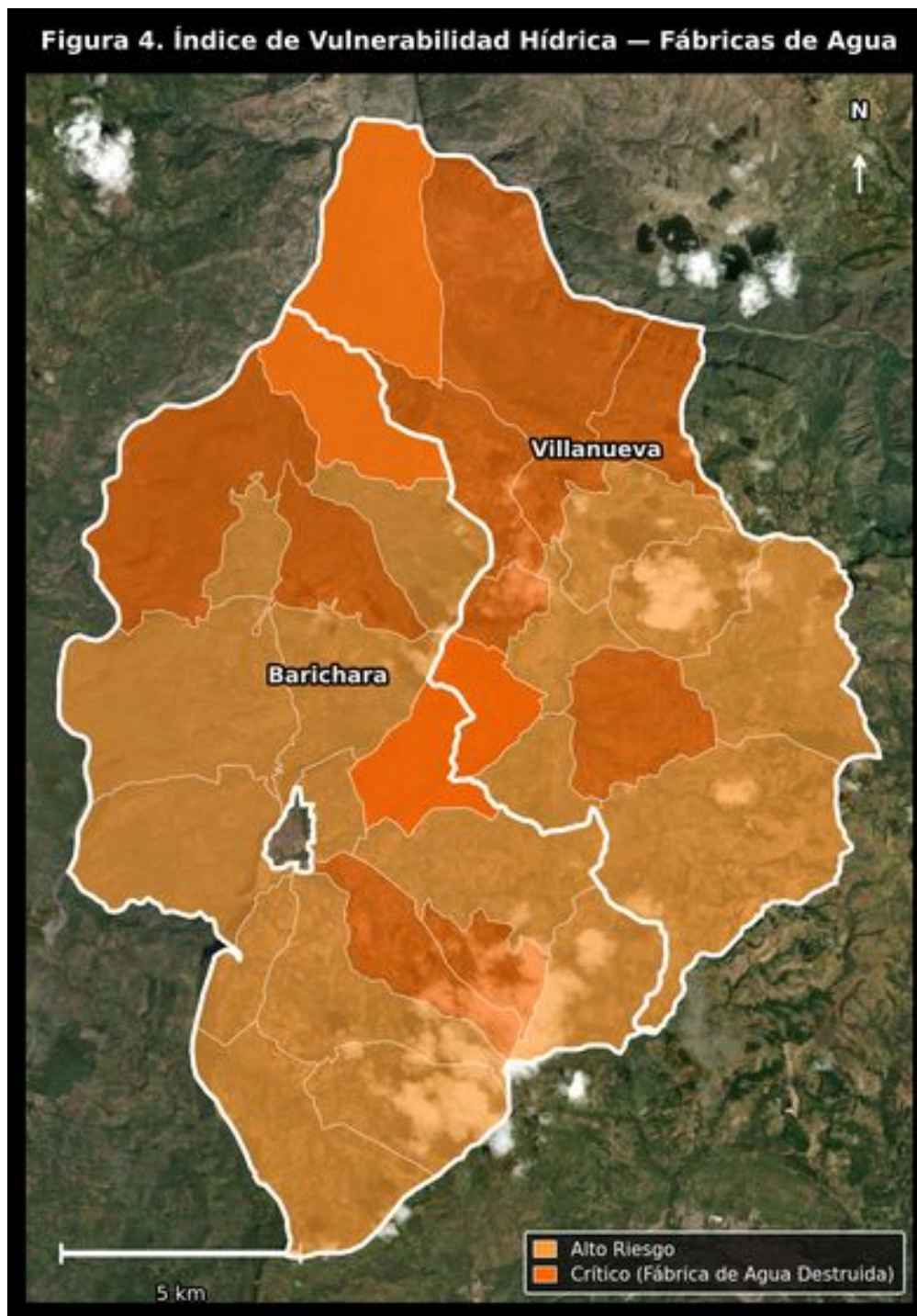
Mapa satelital

- **Figura 4: Índice de Vulnerabilidad Hídrica veredal — Fábricas de agua**

Figura 4. Índice de Vulnerabilidad Hídrica — Fábricas de Agua



Esquema limpio



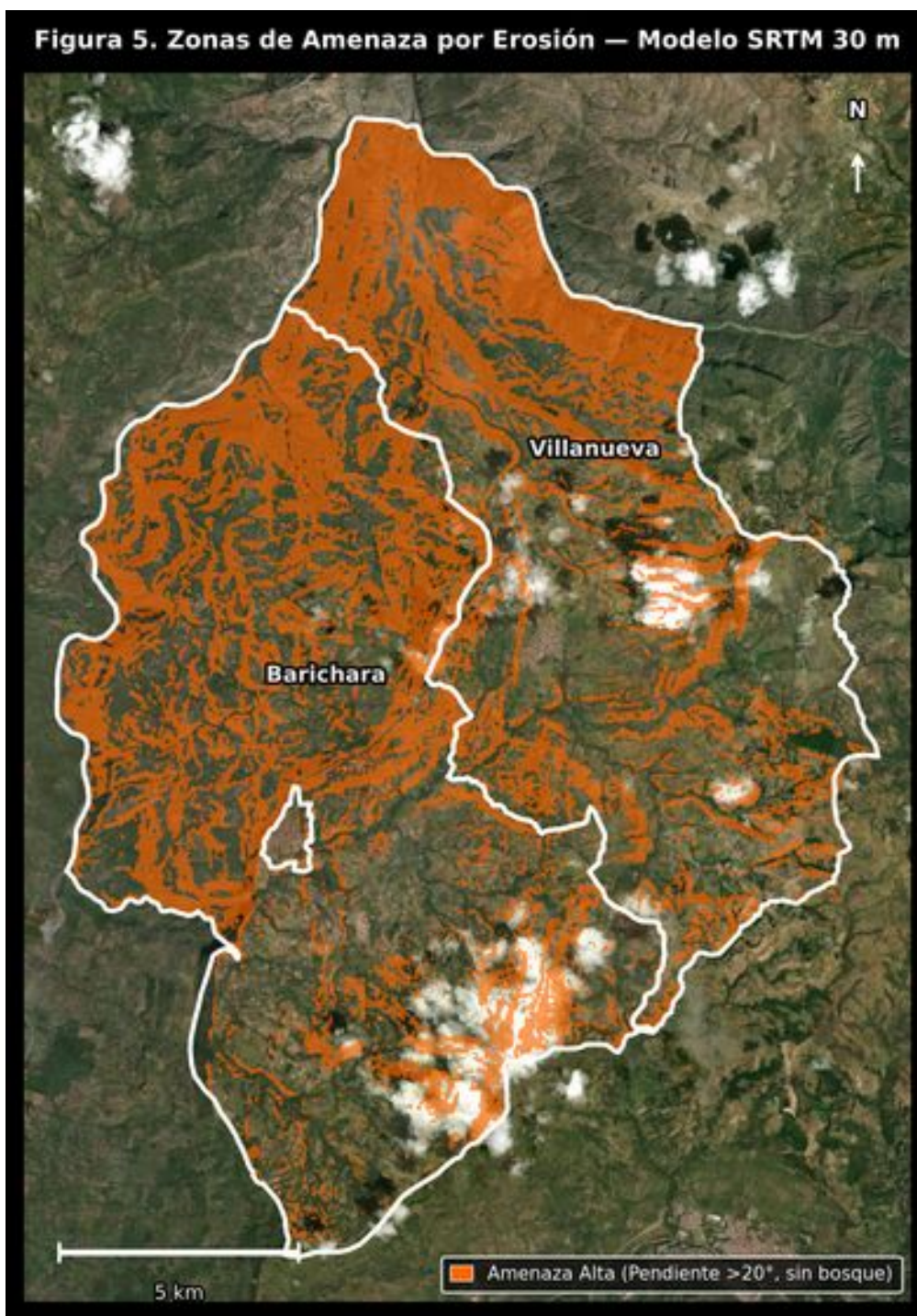
Mapa satelital

- **Figura 5: Zonas de amenaza por erosión (Modelo topográfico SRTM 30 m)**

Figura 5. Zonas de Amenaza por Erosión — Modelo SRTM 30 m



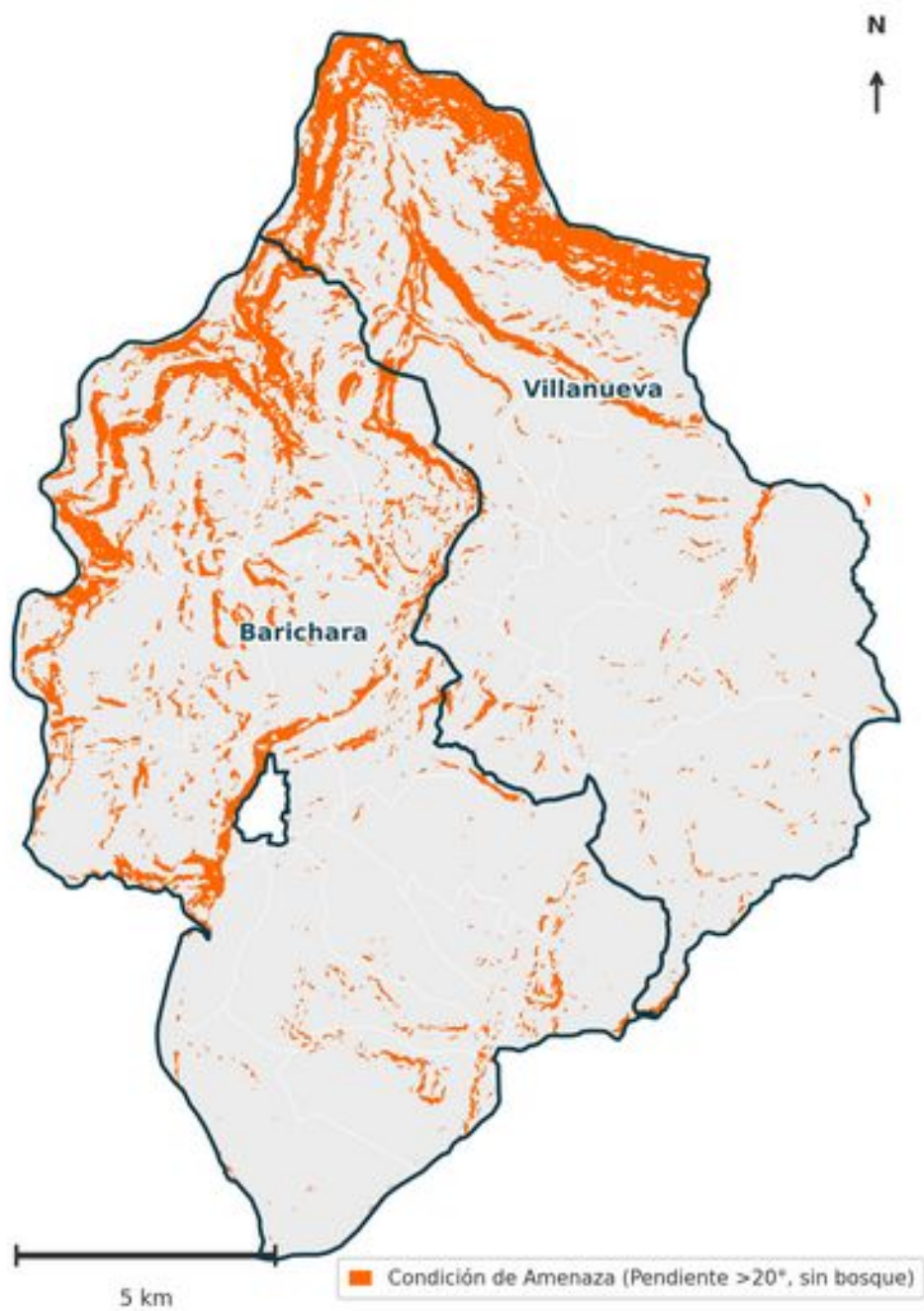
Esquema limpio



Mapa satelital

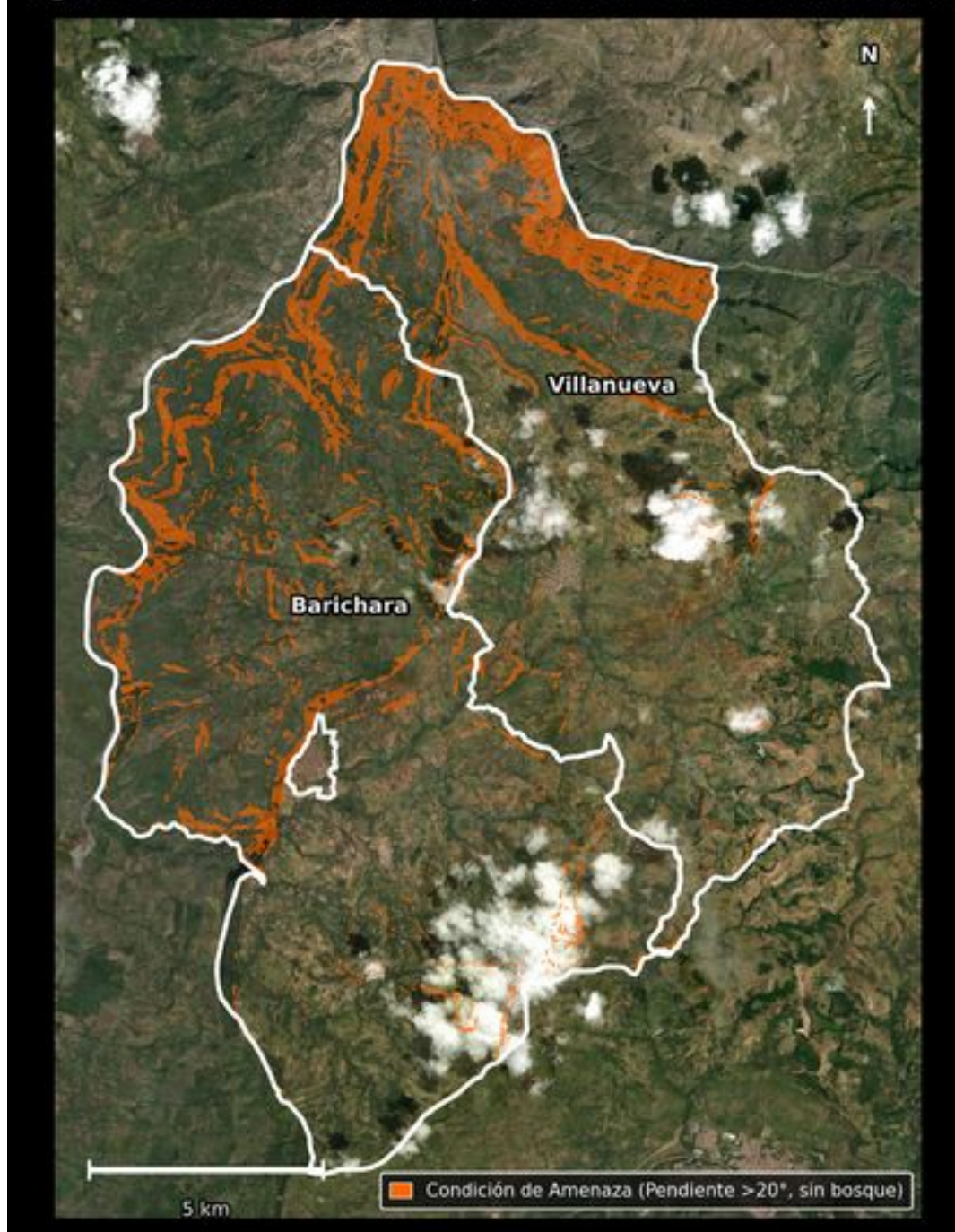
- **Figura 6: Condición de amenaza por erosión (Sensor activo ALOS PALSAR 12,5 m)**

Figura 6. Condición de Amenaza por Erosión — ALOS PALSAR 12,5 m



Esquema limpio

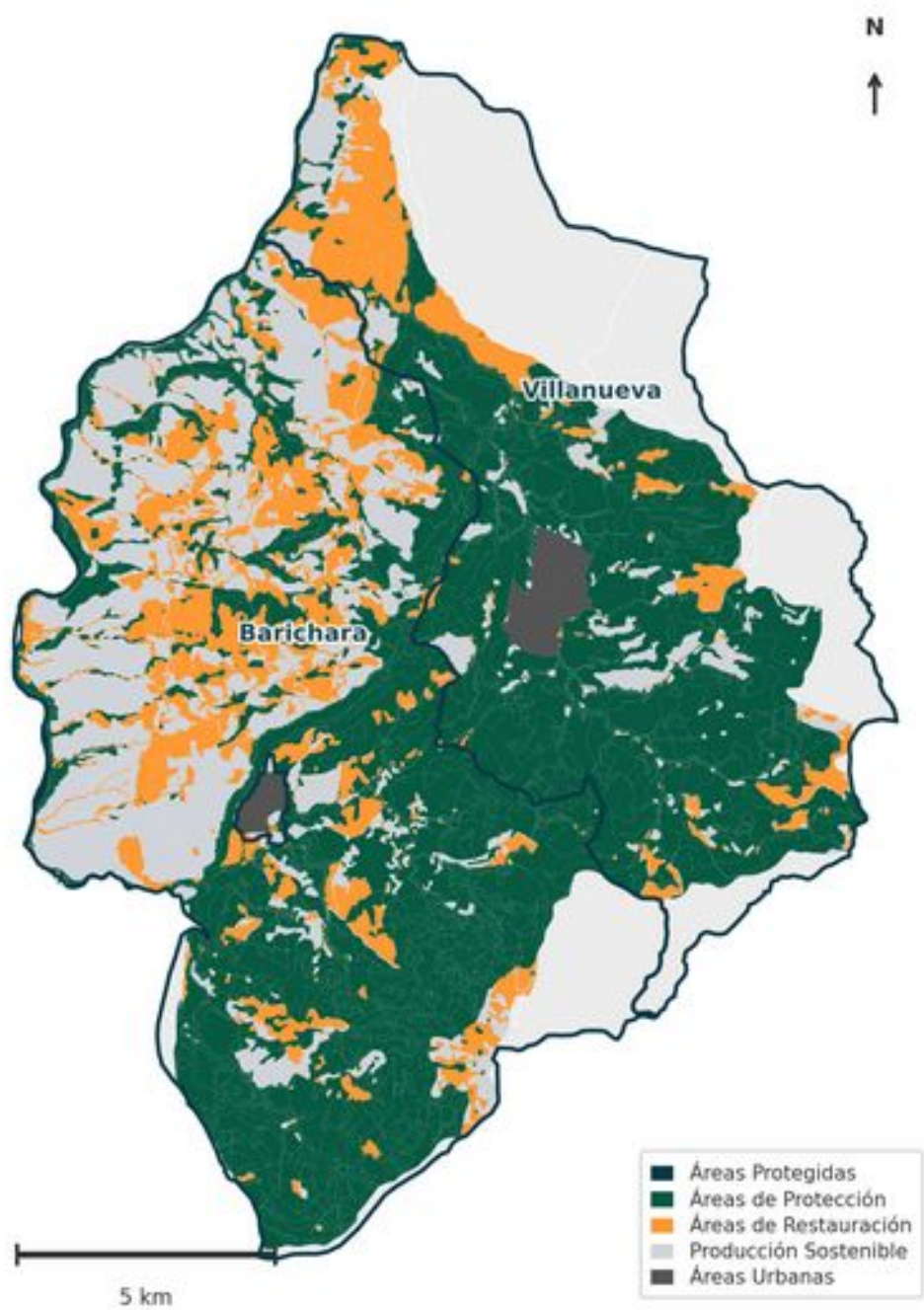
Figura 6. Condición de Amenaza por Erosión — ALOS PALSAR 12,5 m



Mapa satelital

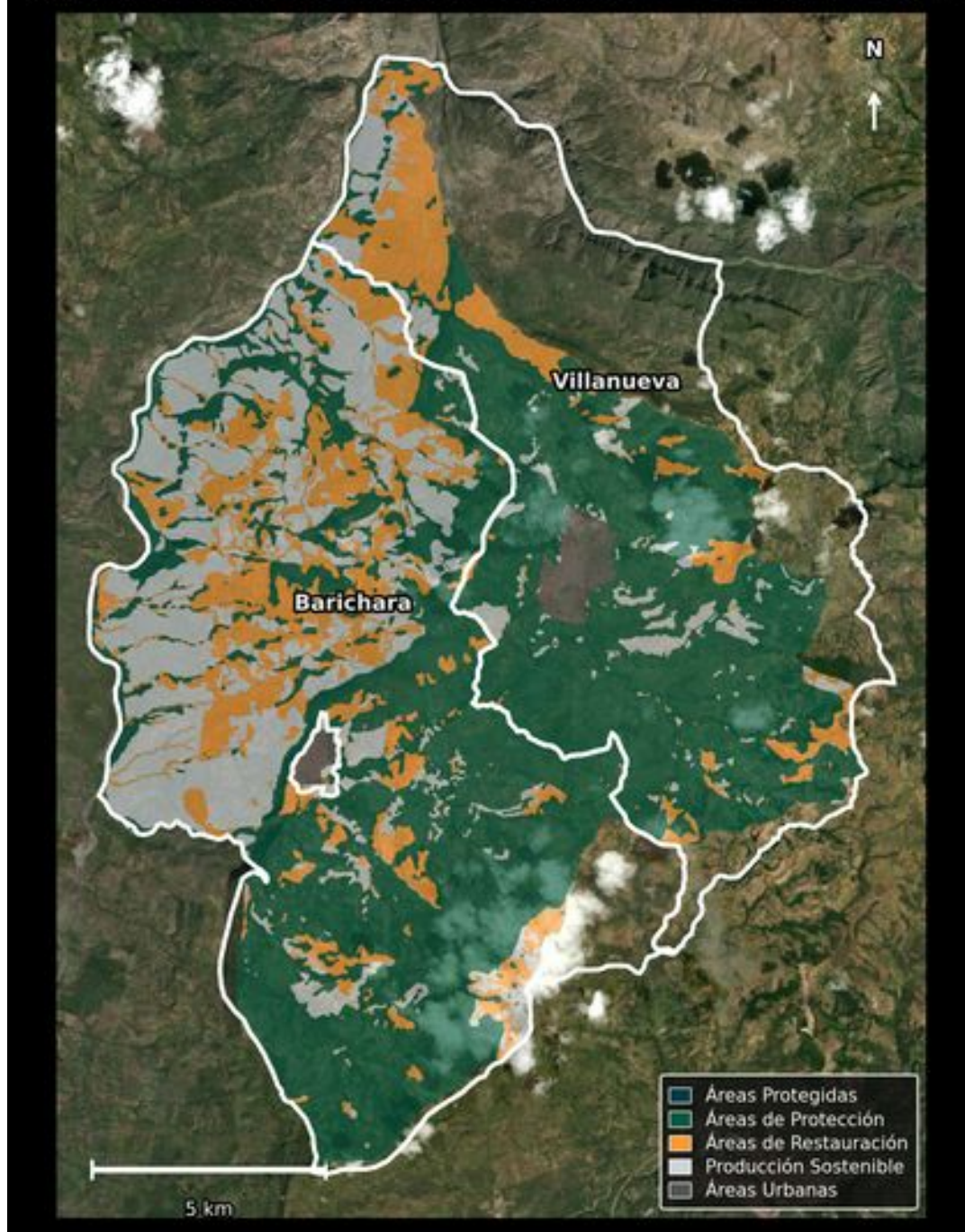
- **Figura 7: Zonificación Ambiental Determinante (POMCA Río Suárez)**

Figura 7. Zonificación Ambiental Determinante — POMCA Río Suárez



Esquema limpio

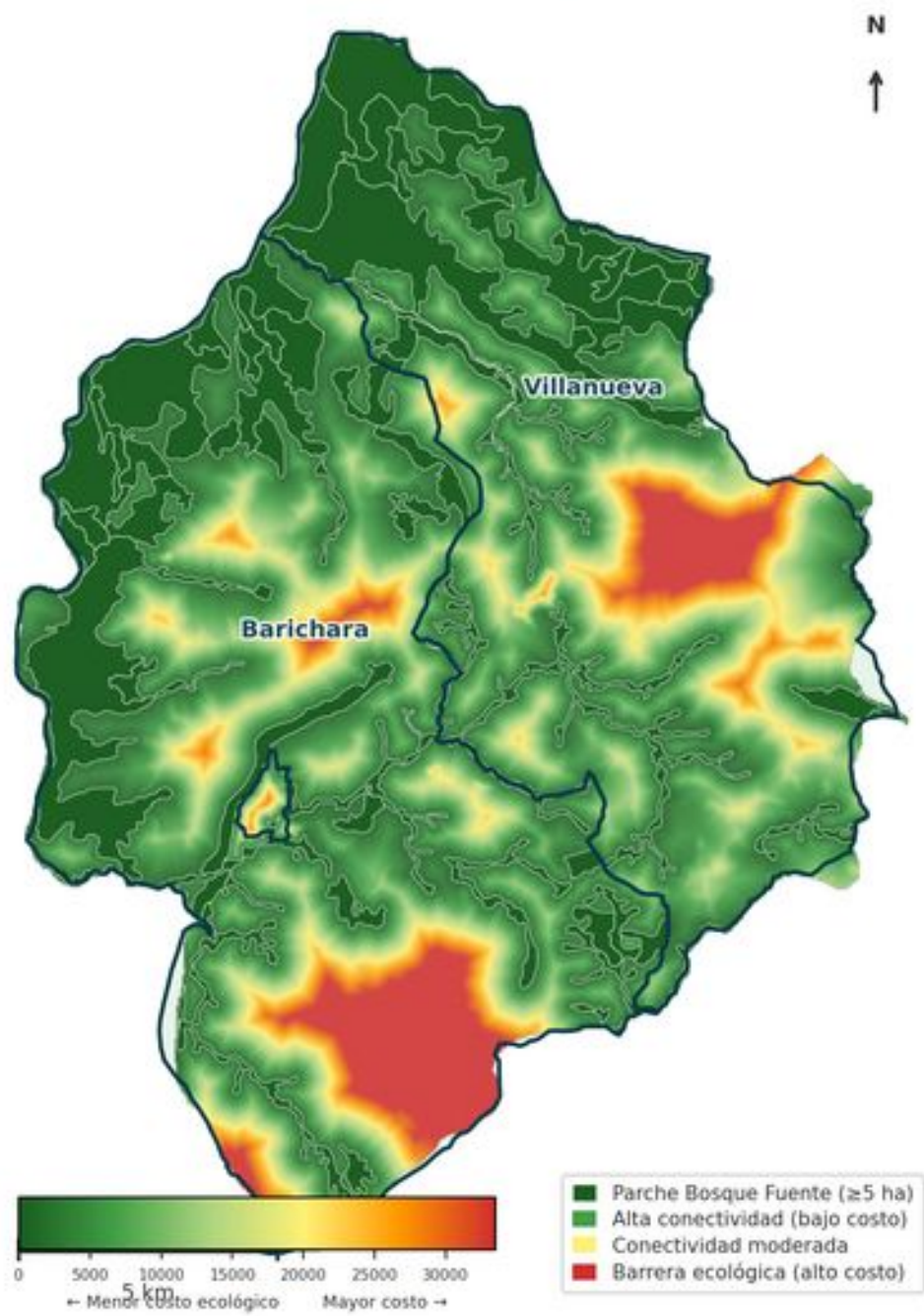
Figura 7. Zonificación Ambiental Determinante — POMCA Río Suárez



Mapa satelital

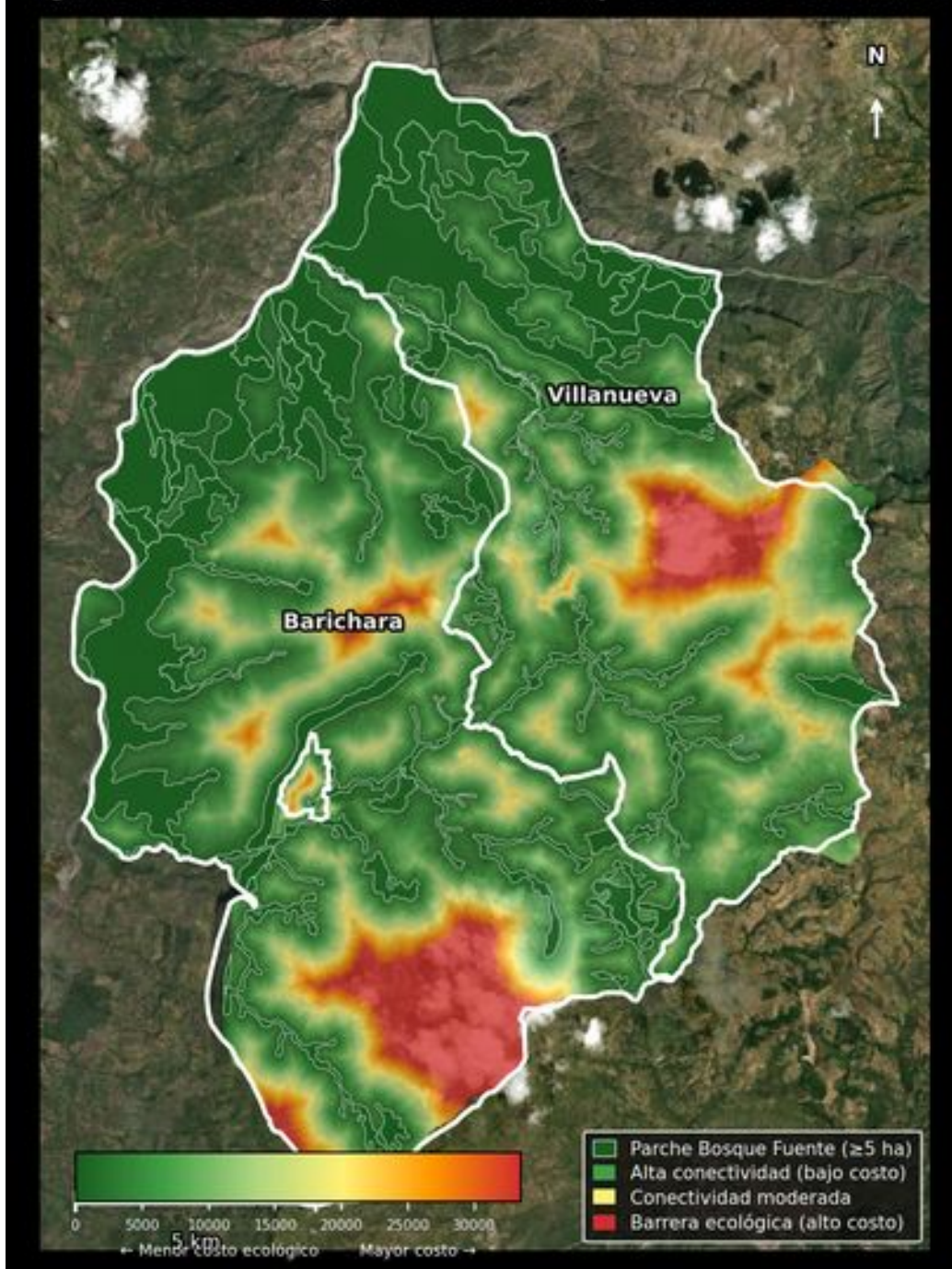
- **Figura 8: Parches de bosque seco y corredores de conectividad ecológica**

Figura 8. Costo Ecológico de Reconexión y Corredores Potenciales



Esquema limpio

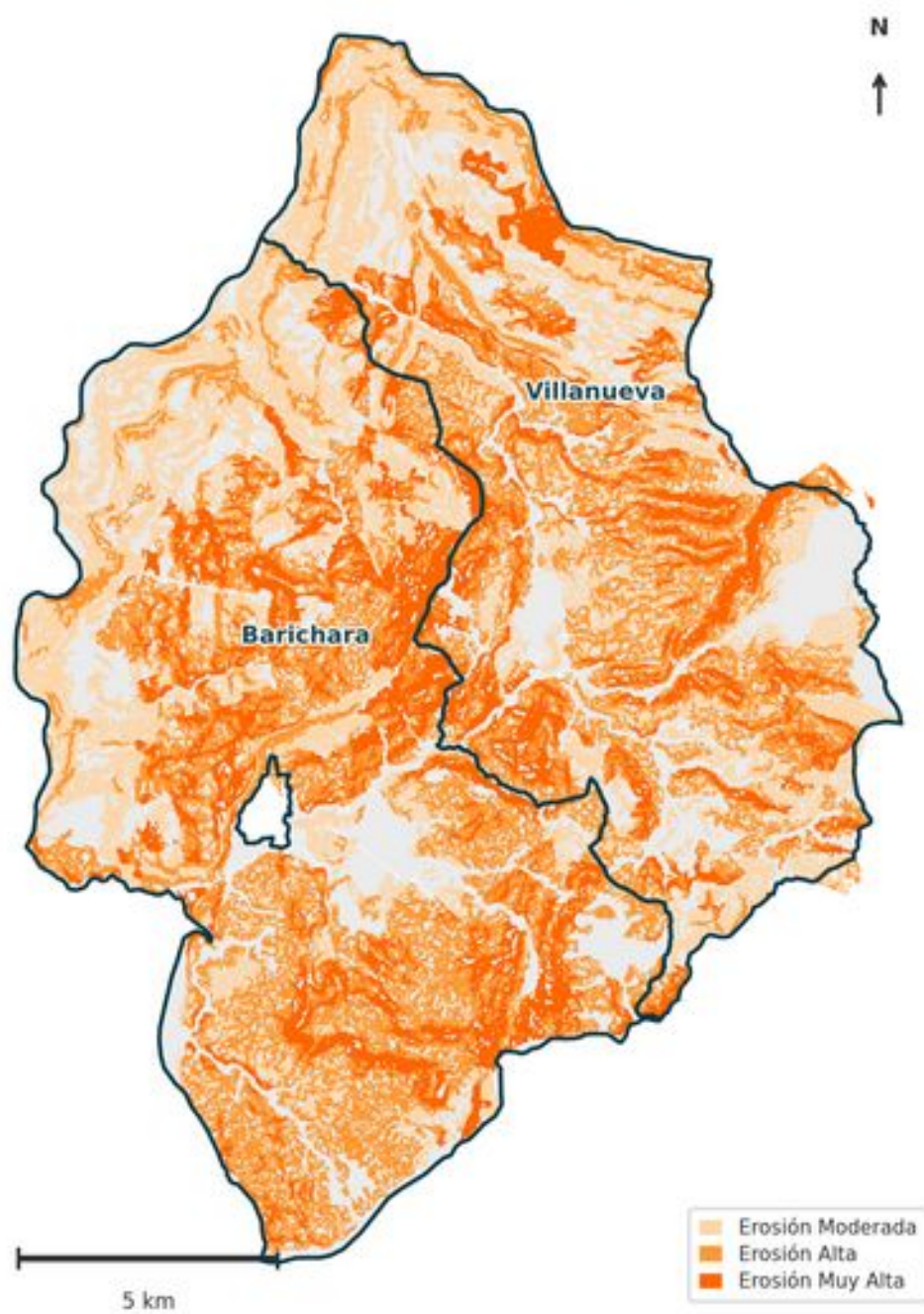
Figura 8. Costo Ecológico de Reconexión y Corredores Potenciales



Mapa satelital

- **Figura 9: Pérdida de suelo estimada (Modelo RUSLE 12,5 m)**

Figura 9. Pérdida de Suelo por Erosión Hídrica — Modelo RUSLE 12,5 m



Esquema limpio

Figura 9. Pérdida de Suelo por Erosión Hídrica — Modelo RUSLE 12,5 m



Mapa satelital

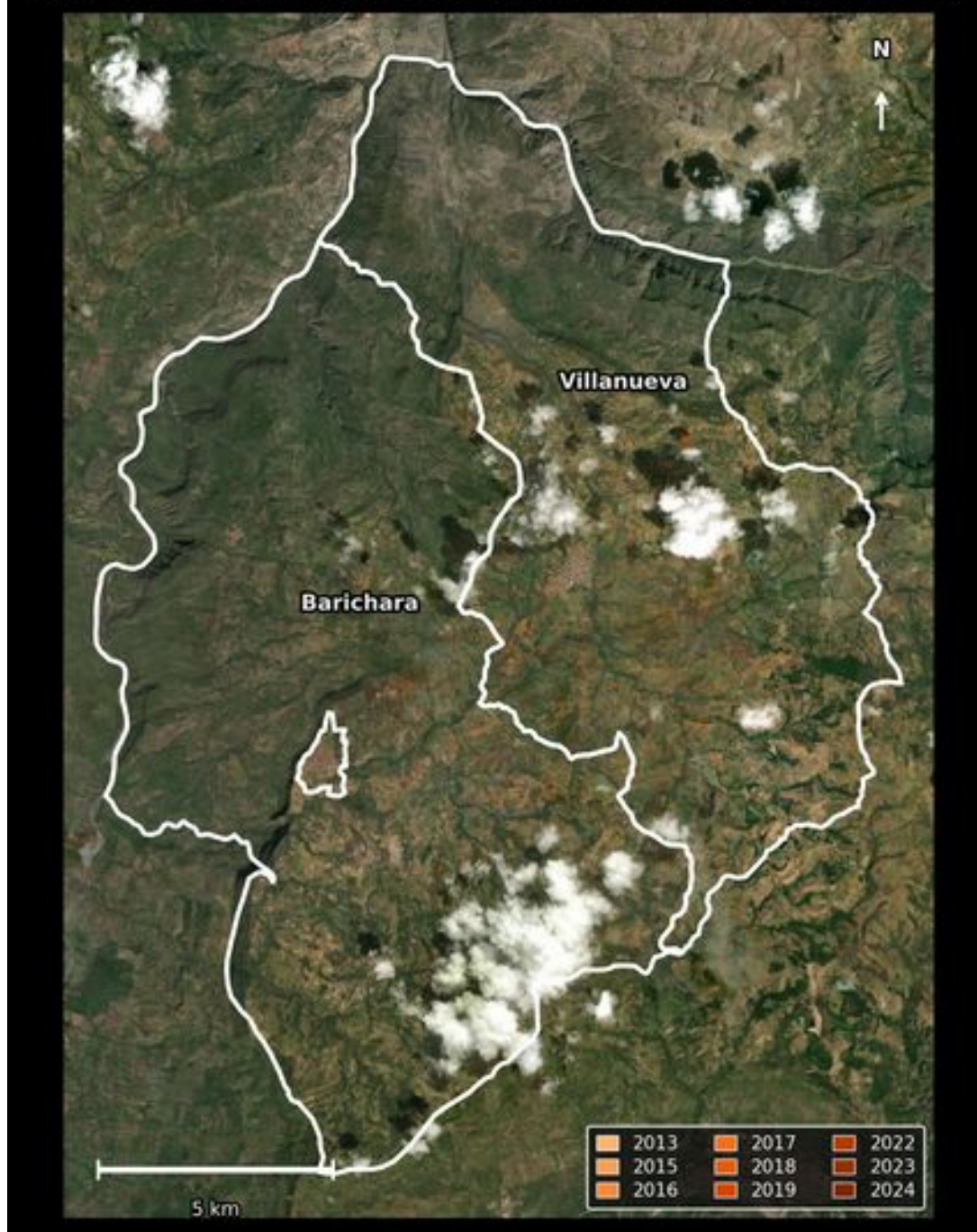
- **Figura 10: Serie histórica anualizada de deforestación (2013–2024)**

Figura 10. Serie Histórica de Pérdida de Bosque por Año (2013-2024)



Esquema limpio

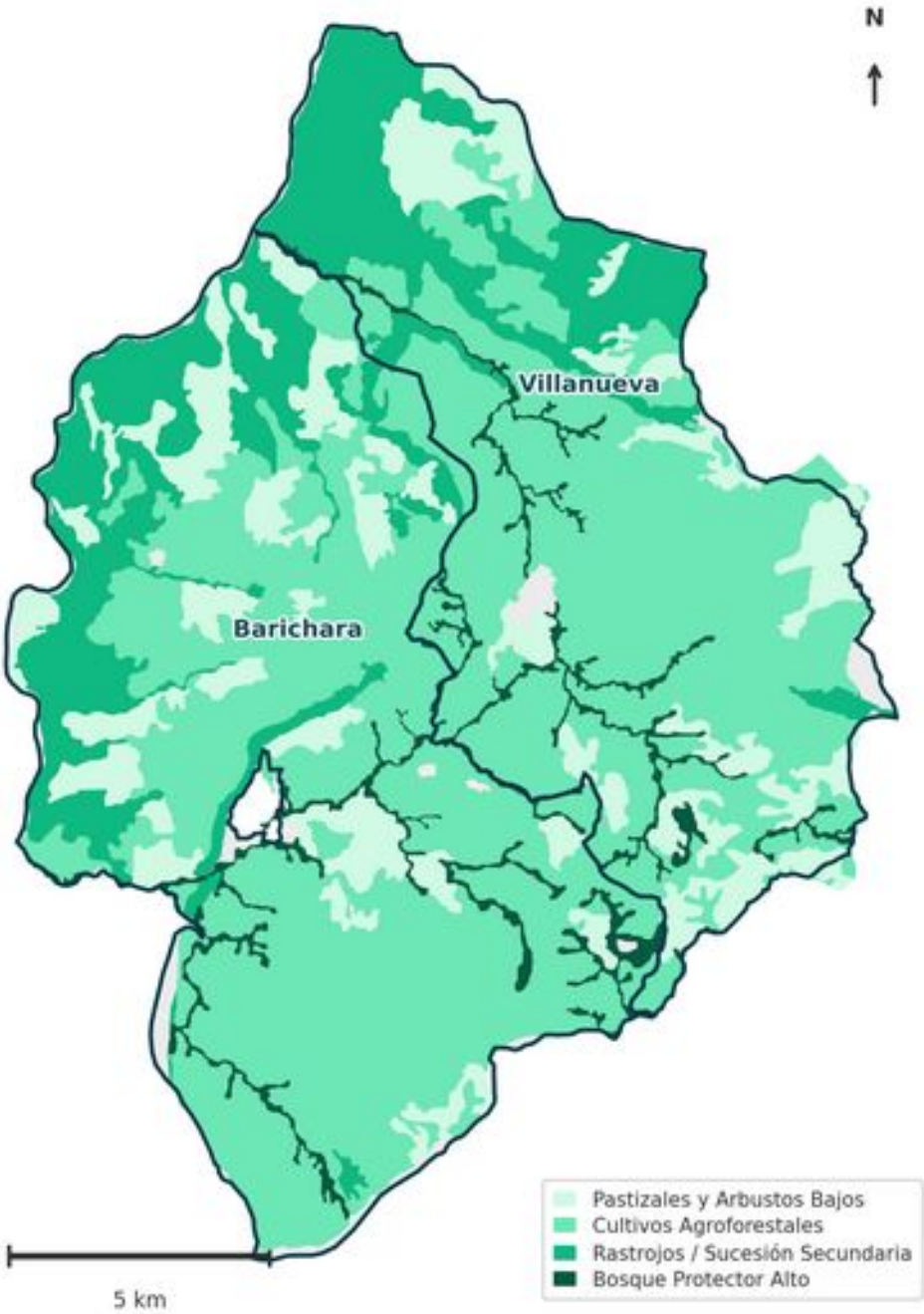
Figura 10. Serie Histórica de Pérdida de Bosque por Año (2013-2024)



Mapa satelital

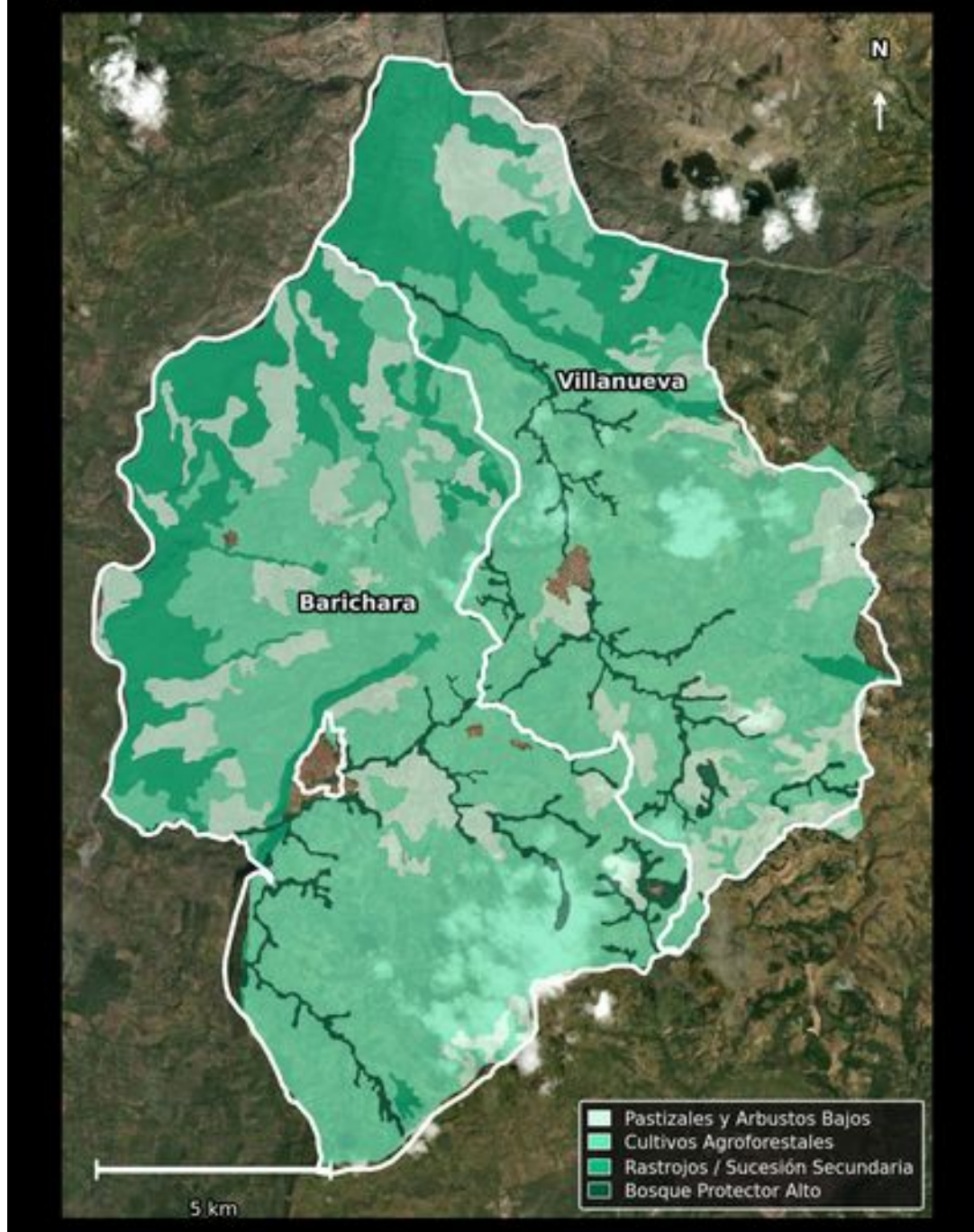
- **Figura 11: Stock de Carbono por cobertura vegetal (Modelo InVEST)**

Figura 11. Stock de Carbono por Cobertura Vegetal — Modelo InVEST



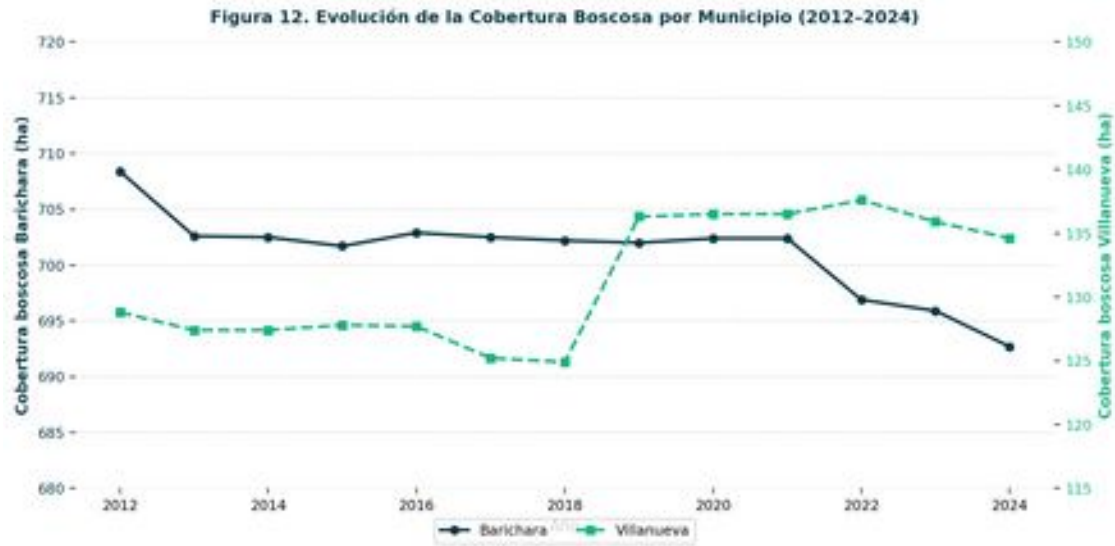
Esquema limpio

Figura 11. Stock de Carbono por Cobertura Vegetal — Modelo InVEST



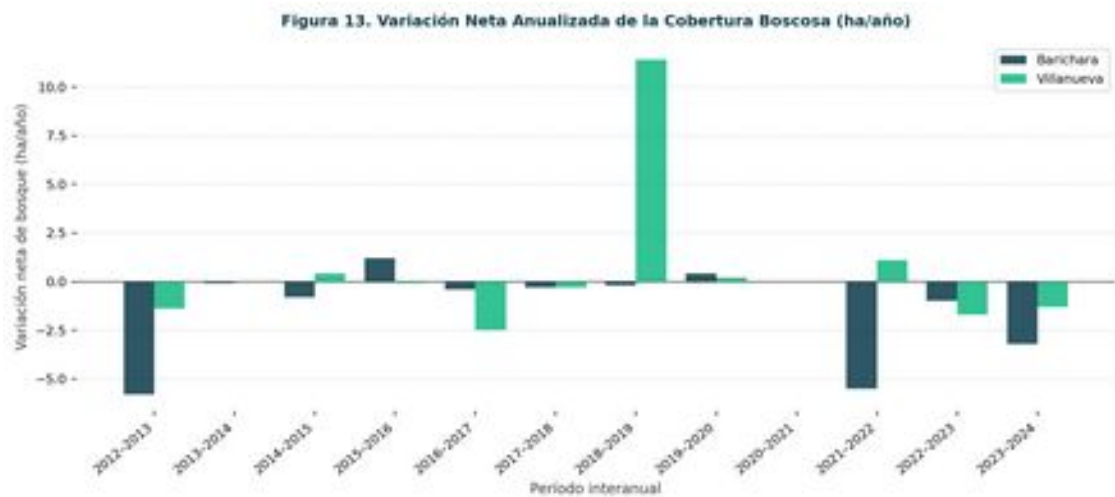
Mapa satelital

- **Figura 12: Evolución temporal de la cobertura de bosque por municipio**



Archivo único

- **Figura 13: Variación neta anualizada de deforestación (ha/año)**



Archivo único