

Retornos de la inversión en la conservación de cuencas tropicales incluyendo la emisión de bonos de carbono

Returns on investment in conservation of tropical basins including the issuance of carbon credits

Oscar D. Álvarez-Villa^{IDa1*}, Diego Franco^{b1}, Santiago Vergara^{a2}, Victor García^{a3}, Mónica Cortés^{a4}, Jorge Giraldo^{a5,d1}, Juliana Montoya^{b2}, José Gómez^{b3}, Nathalie Peña^{c1} y Carlos Rogeliz^{c2}

^a Emergente Energía Sostenible.

^b Fundacion Habitat, Territorio y Ambiente (Grupo HTM).

^c The Nature Conservancy Programa de Conservación para los Andes del Norte y Suramérica.

^d Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia, Medellín, Colombia.

E-mail: oscar.alvarez@emergente.com.co

*Autor para correspondencia

Recibido: 31/01/2023

Aceptado: 12/04/2023

Publicado: 30/04/2023

Citar como: Alvarez-Villa, O.D., Franco, D., Vergara, S., García, V., Cortés, M., Giraldo, J., Montoya, J., Gómez, J., Peña, N., Rogeliz, C. 2023. Returns on investment in conservation of tropical basins including the issuance of carbon credits. *Ingeniería del agua*, 27(2), 139-167. <https://doi.org/10.4995/la.2023.19198>

RESUMEN

Se presenta un análisis de retorno de la inversión por la implementación de proyectos de conservación por parte de la Corporación VivoCuenca, Fondo de Agua que opera en la cuenca del río Chinchiná, Colombia, la cual abastece la ciudad de Manizales. Este análisis consiste en el planteamiento de un catálogo de escenarios de Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN) que propenden por mejorar los servicios ecosistémicos de retención de sedimentos, secuestro de carbono y regulación hidrálica. Para cada conjunto de SbN propuestos se evalúa su viabilidad financiera mediante un análisis de retorno de inversión, el cual engloba el balance de los costos de operación, los costos de implementación de las SbN, costos evitados y co-beneficios. En este caso se consideran los ahorros potenciales por disminución de sedimentos tratados debido a la implementación de las SbN y co-beneficios asociados a la venta de bonos de carbono. Dada la escasez de información, las variables físicas requeridas para los balances financieros (caudales sólidos y líquidos, biomasa y emisiones de CO₂ evitadas) se obtienen mediante la implementación de modelos distribuidos de los ciclos del agua y del carbono. Los resultados muestran que el caso de negocio es viable únicamente si se considera la emisión y venta de bonos de carbono por efecto del secuestro de CO₂ en las SbN propuestas.

Palabras clave | fondos del agua; retorno de la inversión; modelación hidrológica; secuestro de carbono.

ABSTRACT

This paper presents the return-on-investment analysis for implementing conservation projects by the VivoCuenca Corporation. This water found operates for the Chinchiná river basin (Colombia) and supplies the water demands for Manizales city. This analysis consists in proposing a catalog of Nature-Based Solutions (NbS) to improve the following ecosystemic services: (i) sediment retention, (ii) carbon sequestration, and (iii) hydric regulation. We evaluated each set of proposed NbS's financial viability using the return of inversion analysis (ROA). ROA encompasses the balance between the operation costs, NbS implementation costs, avoided costs, and co-benefits. In this case, we consider potential savings due to reduced sediment treatment costs associated with the NbS implementation and co-benefits for emitting carbon credits. Since the primary information is scarce, we use distributed water and carbon cycle modeling to calculate the physical variables needed for financial balances, such as liquid discharges, solid discharges, biomass, and sequestered CO₂. Our results show that the business case is viable only when it is possible to emit and sell carbon credits supported in the CO₂ sequestered in the implementation of the NbS.

Key words | water found; return-on-investment; hydrological modeling; carbon sequestration.

INTRODUCCIÓN

Los Fondos de Agua (FA) son organizaciones que diseñan e impulsan mecanismos financieros y de gobernanza, articulando sectores públicos, privados y la sociedad civil, con el fin de contribuir a la seguridad hídrica a través de la implementación de Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) y manejo sostenible de cuencas hidrográficas (Brauman *et al.*, 2019). Las SbN son estrategias que toman ventaja de la naturaleza y sus procesos para proporcionar soluciones integrales y multifuncionales a muchos de nuestros desafíos rurales y urbanos (Chausson *et al.*, 2020; Dumitru y Wendling, 2021). El término agrupa un amplio rango de opciones para proteger, restaurar y manejar sosteniblemente los servicios ecosistémicos, de forma que estos beneficien efectivamente a las comunidades que los usan (Cohen-Shacham *et al.*, 2019). En el contexto de procurar la seguridad hídrica, los FA implementan SbN orientadas a mejorar la regulación de la cuenca abastecedora a través de la cobertura vegetal que ayuda a interceptar la escorrentía de las lluvias, reducir el impacto de las inundaciones, convirtiéndose en un amortiguador natural de eventos extremos y a fijar CO₂ atmosférico en la biomasa (Dumitru y Wendling, 2021; Roe *et al.*, 2021). Al mismo tiempo, se espera que las Estrategias de Conservación (EC) de los FA tengan un efecto financiero positivo en las agencias que potabilizan y distribuyen el agua, de forma que sus procesos de operación se optimicen, se minimice el mantenimiento y se logre un retorno de la inversión asociada a la implementación de las EC.

Los FA deben aportar evidencia científica que soporte las decisiones de conservación, lo cual se logra mediante la modelación ambiental de base física de las funciones ecológicas en el territorio, y la cuantificación de los servicios ecosistémicos asociados (Brauman *et al.*, 2019). En este sentido, la compleja interdependencia de las dinámicas climáticas y socioambientales, dificultan una gestión ambiental consistente que sería imposible sin usar modelos hidro-ecológicos a escala de cuenca. Estos modelos simulan simultáneamente el ciclo del agua, los ciclos de nutrientes, el crecimiento de las plantas y su relación con el medio biofísico, lo cual es recomendable dado que permite capturar las diferentes interacciones y retroalimentaciones entre los ciclos (Krysanova y Arnold, 2008). Es fundamental que la gestión de los FA se base en pronósticos realizados mediante modelos ambientales conceptuales. La modelación conceptual tiene la ventaja de requerir poco recurso computacional y tener pocos parámetros, con lo cual su aplicación es directa y los procedimientos de calibración, validación y cuantificación de incertidumbre, son sencillos (Francés *et al.*, 2007; Vélez *et al.*, 2009). Es posible considerar la variabilidad espacial de los procesos, las demandas y los forzamientos, y permite representar espaciotemporalmente cambios de las coberturas del terreno y las prácticas de manejo.

Durante la última década, se han impulsado, desarrollado y constituido FA alrededor del mundo con el objetivo principal de aumentar la seguridad hídrica en territorios vulnerables. En el ámbito Latinoamericano y del Caribe, The Nature Conservancy ha implementado 26 FA en 9 países (The Nature Conservancy, 2018). Dado que el enfoque inicial de implementación de los FA va orientado a mejorar la seguridad hídrica, diferentes FA han desarrollado análisis de retorno de la inversión enfocados principalmente en cuantificar los costos evitados y presentar análisis financieros incluyendo únicamente co-beneficios generados por la protección del agua u otros servicios ecosistémicos asociados al ciclo hidrológico, por ejemplo la regulación hídrica o la protección del suelo al efecto de la escorrentía superficial (Abell *et al.*, 2017). Por ejemplo, Kroeger *et al.* (2019) presentan un análisis de retorno de la inversión para implementar EC orientadas a mejorar la capacidad de retención de sedimentos en laderas en la cuenca del río Camboriú, en la provincia de Santa Catarina, Brasil. Este estudio únicamente incluye la cuantificación de los flujos financieros asociados a los costos de implementación de las SbN, costos evitados en la potabilización del agua y costos de operación y mantenimiento de las plantas de potabilización. Stafford *et al.* (2018) presentan un análisis similar para el FA de la Ciudad del Cabo, Suráfrica. Estos estudios reportan que, en general, enfocar el análisis únicamente a mejorar servicios ecosistémicos relacionados con el ciclo hidrológico no es suficiente para asegurar la viabilidad financiera en la implementación de las EC. Es más, Abell *et al.* (2017) manifiestan que la viabilidad financiera de la implementación de las EC se da más probablemente al considerar co-beneficios asociados con servicios ecosistémicos relacionados con el ciclo hidrológico que puedan considerarse simultáneamente como estrategias de adaptación o mitigación del cambio climático, por ejemplo, el secuestro de carbono en bosques. Sin embargo, no presenta análisis cuantitativos al respecto.

Considerando lo anterior, en este artículo se presenta el desarrollo de un análisis de retorno de la inversión para la implementación de EC en la cuenca del río Chinchiná (Manizales, Colombia) por parte del FA VivoCuenca. Se ha hecho énfasis en crear estrategias que consideran portafolios de SbN implementables en regiones rurales con el objetivo de mejorar simultáneamente los servicios ecosistémicos de regulación hídrica, retención de sedimentos en laderas, protección de la producción de sedimentos en

cauces y el secuestro de carbono. El análisis se concentra en las cuencas abastecedoras a los acueductos porque es allí donde se debe mejorar la seguridad hídrica y aumenta la eficiencia operativa en la potabilización del agua. La metodología propuesta consta de dos pasos. Primero, se determina un conjunto portafolios de SbN que actúen efectivamente mejorando los servicios ecosistémicos de interés. Segundo, se determina el retorno de la inversión para las diferentes EC, en la cual se balancea los costos de operación y mantenimiento de las plantas de potabilización, los costos de implementación de las estrategias de conservación y sus portafolios de SbN, los costos evitados en la potabilización del agua y los co-beneficios asociados con la emisión de bonos de carbono. Los efectos potenciales generados por las EC se cuantifican mediante modelos hidrosedimentológicos y de secuestro de carbono distribuidos, para escenarios tendenciales y de conservación. Finalmente, con base en el análisis de retorno de la inversión se determinan las EC viables financieramente para ser implementadas por el FA VivoCuenca con base en las Tasas Internas de Retorno (TIR). El principal aspecto innovador de este trabajo en el ámbito de la implementación de EC es que se ha desarrollado una metodología que considera simultáneamente los servicios ecosistémicos asociados a los ciclos del agua y del carbono, y se evalúa cuantitativamente si la emisión y venta de bonos de carbono puede influir positivamente en el aumento de las TIR y la viabilidad financiera de la conservación ambiental.

METODOLOGÍA

Características biofísicas de la cuenca del río Chinchiná

La cuenca del río Chinchiná está ubicada en la zona centro sur del Departamento de Caldas, en los Andes tropicales de Colombia (Figura 1, A) y tiene una extensión aproximada de 1140 km² con una población de cerca de 550 000 habitantes, abarcando cinco municipios (Figura 1, B). Se extiende desde los 780 msnm en su desembocadura en el río Cauca (el segundo río más caudaloso de Colombia) hasta los 5400 msnm en el Nevado del Ruiz, punto más alto de los Andes Colombianos.

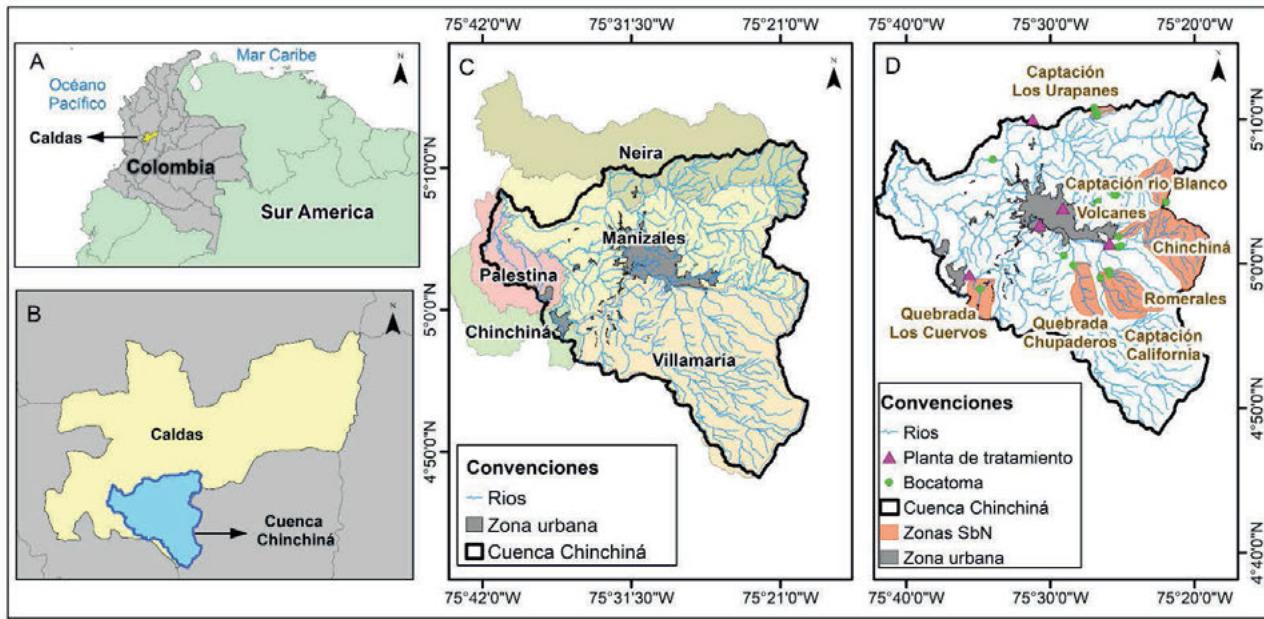


Figura 1 | Contexto geográfico de la cuenca del río Chinchiná (mapas A y B), localización de los municipios de la cuenca y sus cabeceras (mapa C), y localización de las PTAP, las captaciones y las zonas definidas para implementar las SbN (mapa D).

La cuenca constituye un territorio estratégico dado que produce el 70% del PIB del Departamento de Caldas y es fuente de una rica y variada biodiversidad. El clima de la cuenca es tropical y está influenciado por la Zona de Convergencia Intertropical y la topografía montañosa, lo cual genera pequeñas fluctuaciones de temperatura interanual, grandes fluctuaciones de temperatura

intra-diaria y distribución bimodal de las lluvias en el año. La temperatura media anual oscila entre los 12 y 18°C y la precipitación media anual entre los 1000 y 4000 mm/año. El gradiente de precipitación al interior de la cuenca es bastante pronunciado. El óptimo pluviométrico (4000 mm/año) se encuentra cerca de los 1400 msnm de altitud, a unos 30 km al Oeste de la ciudad de Manizales cerca de la población de Chinchiná (ver Figura 1, C). La precipitación disminuye de Oeste a Este a medida que aumenta la altitud. En la cuenca existen ecosistemas protegidos debido a su alta vulnerabilidad (e.g., páramos, turberas, humedales y bosque altoandino). En cuanto al uso del territorio, predomina la ganadería con una cobertura aproximada de 68000 ha frente a 31000 ha en cultivos, principalmente café, y la minería artesanal que cubre cerca de 1550 ha (Corpocaldas, 2014).

Infraestructura de potabilización del agua en el río Chinchiná

Las empresas de servicio público Aguas de Manizales, Empocaldas y Aquamaná son las encargadas de captar y potabilizar el agua para atender las demandas en la cuenca. Aguas de Manizales suministra agua a la ciudad de Manizales a través de dos plantas de tratamiento de Agua potable (PTAP): Niza (PN) y Luis Prieto Gómez (PLPG). Aunque la capacidad instalada de PLPG es de 1460 L/s, el caudal promedio de tratamiento es de 703 L/s. PLPG es la única planta en Latinoamérica que usa agua de termal en sus procesos, lo que le permite ahorrar un significativo volumen de sulfato de aluminio para coagulación. PLPG cuenta con cinco subcuencas abastecedoras: Chinchiná, Cajones, Romerales, California y La María. A su vez, PN cuenta con una capacidad de 1200 L/s, con un caudal promedio de tratamiento de 300 L/s, y usa agua de cinco subcuencas abastecedoras: Río Blanco, Pinares, La Guerra, Olivares y La Ye. Empocaldas administra las PTAP de los municipios de Chinchiná Los Cuervos, (PLC) y Neira Los Urapanes (PLU). PLC trata el 31.98% del total del agua distribuida en Chinchiná y se trata de una planta convencional compacta con una capacidad de 100 L/s con un procesamiento medio de 57 L/s. La captación de agua se hace de la quebrada Los Cuervos. PLU tiene una capacidad de tratamiento de 35 L/s y un procesamiento medio de 22.5 L/s. La captación de agua se hace de las quebradas La Floresta, Berlín y San Juan. Aquamaná gestiona la Planta Villamaría (PV) que potabiliza el agua para el consumo en el municipio de Villamaría y cuenta con una capacidad de 180 L/s. El agua cruda es tomada de las fuentes de las quebradas Chupaderito y Chupadero. Las PTAP anteriormente mencionadas han implementado procesos de desarenado, coagulación, floculación y sedimentación para la remoción de los Sólidos Suspensos Totales (SST) del agua captada. La localización de las PTAP, sus respectivas captaciones y las cuencas abastecedoras se presenta en la Figura 1, C.

Información utilizada

En la Tabla 1 se presenta un resumen de las fuentes de información usadas en este estudio, se incluye la resolución de la base de datos, la agencia administradora, el uso que se hace de la información y las referencias principales.

Información hidroclimática

Se obtuvo información de 115 estaciones de precipitación diaria de diferentes entidades (Tabla 1). Las estaciones con longitud de registro adecuada para análisis hidrológicos (mayor que 30 años) se distribuyen espacialmente cubriendo la mayor parte del área de estudio y exhiben poco agrupamiento, por lo que ofrecen información de la variabilidad espaciotemporal de la lluvia. Se contó con 33 estaciones meteorológicas, cuya variable de mayor interés es la temperatura promedio diaria. Aunque existen 20 estaciones de medición de caudales promedios diarios al interior de la cuenca y en cuencas vecinas, solo una estación registra caudales sólidos. También se emplearon bases de datos de información secundaria satelital, densamente muestreada para mejorar la representación espacial de los procesos hidrológicos. La base de datos de precipitación satelital CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*) (Funk et al., 2015), se usa como complemento a las estaciones en tierra para caracterizar mejor la distribución espacial de la lluvia en el periodo 2001-2022 (Tabla 1). Se seleccionaron también algunos productos de la base de datos del MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (Didan y Huete, 2006) con las cuales se obtienen variables del estado del suelo y la vegetación. Se accedió a los campos de índices de vegetación (*Enhanced Vegetation Index*, EVI, *Normalized Vegetation Index*, NDVI, *Leaf Area Index*, LAI), los cuales permiten relacionar la actividad vegetal con variables hidroclimatológicas y biomasa vegetal en superficie.

Tabla 1 | Resumen de la información usada en la elaboración del caso de estudio para el FA Corporación VivoCuenca.

Variable	Nombre	Resolución	Periodo	Fuente	Uso	Referencia
Precipitación, temperatura, caudal	En tierra, varios	Diaria	1981-2022	IDEAM ¹ , ADM ² , CHEC ³ , UNAL ⁴ , EIA ⁵	Modelo hidrosedimentológico	
Precipitación	CHIRPS	Diaria, 1 km	1981-2022	USGS ⁶ , UC ⁷ , NOAA ⁸	Estimación campos de precipitación	Funk et al. (2015)
Altitud	SRTM	30 m	n.a.	NASA ⁹	General	
Índices de vegetación	MODIS	15-30 días, 250-1000 m	2001-2022	NASA	Desagregación de precipitación y biomasa	Didan y Huete (2006), Running et al. (2017)
Biomasa	GEDI	1 km	Anual	ORNL ¹⁰	Modelación carbono	Dubayah et al. (2022)
Cambio climático	CMIP6	Diaria, 50 km	2024-2054	IPCC ¹¹	Modelación de escenarios	IPCC (2021)
Suelos, coberturas, geología	Varios	1:50000 a 1:100000	n.a.	IGAC ¹² , CORPO-CALDAS ¹³	Ánálisis financiero del caso de negocios	

¹ Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales de Colombia, ² Aguas de Manizales, ³ Central Hidroeléctrica de Caldas, ⁴ Universidad nacional de Colombia, ⁵Universidad EIA, ⁶ United States geological survey, ⁷University of California, ⁸National oceanic and atmospheric administration, ⁹National aeronautics and space administration, ¹⁰Oak Ridge national laboratory, ¹¹ Intergovernmental panel on climate change, ¹² Instituto geográfico Agustín Codazzi, ¹³ Corporación autónoma regional de Caldas.

Información de carbono

Se utilizó el producto L4B de GEDI (*Global Ecosystem Dynamics Investigation*), el cual proporciona estimaciones de la densidad de biomasa aérea media (t/ha) en función de las observaciones del sensor entre el 18-04-2019 y el 04-08-2021 para bloques de 1 km×1 km (1 km²) (Dubayah et al., 2022). Los transectos de haz GEDI están espaciados aproximadamente a 600 m en la superficie de la tierra, por lo que los productos resultantes manifiestan un barrido discontinuo, consecuentemente, existen extensas áreas no muestradas en la base de datos. Como información en tierra se usó la información datos a nivel de parcela de la base de datos Coltree (<https://coltree.com.co/>) en algunas localizaciones en la cuenca.

Información de cambio climático

Se recurrió a los productos del proyecto de comparación de modelos acoplados versión 6 (CMIP6) que permiten considerar series climatológicas futuras (IPCC, 2021). Los productos ofrecidos por CMIP6 provienen de diferentes fuentes, en las que se identifican dos categorías de condiciones: los escenarios y los modelos. Un escenario define los forzamientos del clima futuro en función de diferentes combinaciones de hipótesis sobre la producción de gases efecto invernadero. Un modelo define el conjunto de ecuaciones dinámicas usados para representar el clima. Para este estudio se emplearon los productos ofrecidos por el modelo NORESM2-MM, bajo la simulación del escenario SSP 5-8.5, los cuales han mostrado una buena representatividad de la precipitación histórica en Colombia (Arias et al., 2021).

Coberturas de la tierra

Se emplearon imágenes Landsat, que proporciona información desde 1979, para el análisis de cambio de coberturas. La resolución espacial y temporal de las imágenes es de 30 m y 16 días, respectivamente. Se realizó una selección año a año para identificar los períodos en los cuales existen imágenes con menor porcentaje de nubosidad. Posteriormente, se realizó una composición de imágenes para cada año seleccionado y se generaron imágenes compuestas con poca presencia de nubes; tarea difícil, pues la cuenca manifiesta alta nubosidad durante gran parte del año por el ascenso de humedad desde los valles y el paso de la ZCIT. Se obtuvieron 10 composiciones de imágenes para el periodo entre 1991 y 2022.

Información sobre la operación de los acueductos

Se accedió a la información necesaria para reconstruir el presupuesto de operación y mantenimiento de cada PTAP dentro de la cuenca: número de suscriptores, masa de químico floculante (sulfato de aluminio), personal encargado de operar y mantener procesos, gasto energético y pago de tasas por uso.

Modelación económica y análisis de retorno de la inversión

El análisis de retorno de la inversión consiste en cuantificar índices financieros (por ejemplo, la TIR) en un marco analítico que combine la función de producción de los ecosistemas, las funciones de producción de los beneficios, los costos de inversión y de mantenimiento para escenarios con y sin intervención para evaluar los cambios en los beneficios causados por la implementación de los EC y sus SbN constitutivas para un escenario de 30 años. Los costos de inversión son aquellos asociados con la gestión, implementación, oportunidad y mantenimiento de las SbN. Se asume que esta inversión por implementación de las EC se realiza durante dos quinquenios (2024 a 2034), al tiempo que los costos de mantenimiento operarían durante tres quinquenios (2024 a 2037). El principal beneficio que se busca en este caso de negocios es disminuir los SST en las captaciones, tal que disminuyan los costos de tratamiento en procesos de desarenado, coagulación, floculación y sedimentación. Estos costos se evalúan mensualmente mediante una función de costos empírica de la forma $C_i + C_m = aM_{SST}^b$, donde C_i es el costo de los insumos para tratamiento, C_m es el costo de mantenimiento y operación, M_{SST} son las masas de sedimento que se tratan mensualmente, y a y b son coeficientes que se obtienen mediante regresión. La función de costos se deduce para todas las PTAP de la cuenca simultáneamente y tiene en cuenta sus diferentes capacidades de operación. Las masas de sedimento a tratar potencialmente en el futuro se estiman mediante el modelo hidrosedimentológico. Otros co-beneficios que se consideran son aquellos obtenidos de emitir bonos de carbono por efecto a las masas de CO₂e secuestrado esperadas por efecto de la implementación de las SbN, los cuales se evalúan a futuro mediante el modelo de secuestro de carbono. Los índices financieros usados para evaluar el retorno de la inversión, y por lo tanto la viabilidad financiera de las EC, son la TIR: Tasa interna de retorno (con flujos no periódicos), ROI: Retorno de la inversión (Beneficio/Costo) y el Margen Bruto. La Figura 2 presenta de forma resumida los diferentes componentes planteados para el análisis de retorno de la inversión del FA Corporación VivoCuenca, incluyendo los componentes biofísicos (modelación de la estructura del ecosistema), planteamiento de los portafolios de SbN, como estrategias de restauración del ecosistema, y el análisis económico TIR-ROI.

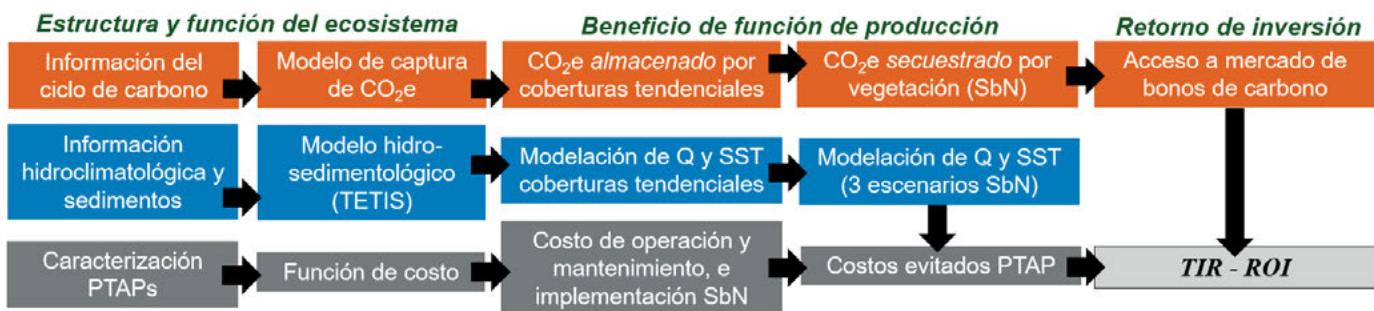


Figura 2 | Marco conceptual de trabajo y análisis utilizados para evaluar el retorno de la inversión para el FA Corporación VivoCuenca. Los acronymos son como sigue: SbN: Soluciones Basadas en la naturaleza; CO₂e: Equivalentes de CO₂; Q: Caudal líquido; SST: Sólidos suspendidos totales; PTAP: Planta de tratamiento de agua potable.

Modelación de mapas de cobertura y escenarios de conservación

Para el análisis del retorno de la inversión se plantean cuatro escenarios: uno tendencial (sin aplicar SbN) y tres asociados a la aplicación de las EC que consideran combinaciones de SbN en un horizonte de 30 años, desde 2024 hasta 2054. En todos los casos, los cambios de coberturas se traducen en cambio de los parámetros de generación de escorrentía, producción de sedimentos y secuestro de CO₂ equivalente (CO₂e), con lo cual es necesario simular mapas de cobertura a futuro. La evolución de las coberturas

para el escenario tendencial se simuló usando modelos de autómatas celulares basados en probabilidades de transición (Bonham-Carter, 1994; Soares-Filho *et al.*, 2009). El modelo implementado es dinámico espaciotemporalmente, y puede simular la estructura cuantitativa y la distribución del uso de la tierra en función de factores ambientales, sociales, económicos y de políticas ambientales. Dichos modelos se implementaron en la herramienta Dinámica-EGO (Ferreira *et al.*, 2019).

Para predecir cambios de categorías mediante autómatas celulares es requisito entrenar el modelo estimando la matriz de transición y los pesos de evidencia, lo cual se logra a partir de mapas de variables ambientales y socioeconómicas. Para la primera categoría se usaron mapas de topografía, pendiente del terreno, precipitación y temperatura. Para la segunda categoría se usaron mapas de zonas protegidas, viales y tasas de crecimiento poblacional. En paralelo, se debe reconstruir la evolución histórica de las coberturas en la cuenca para detectar tendencias temporales de transición, lo cual se logra implementando modelos de clasificación basados en bosques aleatorios para los años en los cuales es posible crear una imagen Landsat compuesta. El entrenamiento de los modelos de clasificación consiste en crear una tabla de coberturas típicas que se configura usando observaciones en tierra. Los puntos de entrenamiento se establecieron sobre el mapa de coberturas año 2020 de la corporación ambiental Corpocaldas (ver Tabla 1), elaborado usando observaciones directas en campo y fotointerpretación de detalle. Sobre las imágenes Landsat, la información espectral de cada punto es almacenada y utilizada para formar el bosque aleatorio con sus correspondientes árboles de decisión. El procedimiento conjunto de entrenamiento-validación considera 150 puntos, de los cuales el 80% se usó para entrenamiento y el restante 20% para validación. En la Figura 3 (A, B y C) se presentan los mapas de coberturas simulados por autómatas celulares para los años 2024, 2037 y 2054, sobre los cuales se superponen las diferentes EC.

Las zonas de interés para aplicar SbN son las cuencas abastecedoras a las diferentes captaciones de los acueductos, como se presenta en la Figura 3 D. Los usos de terreno actuales en dichas zonas son principalmente agrícola y ganadero, observándose grandes extensiones de territorio degradado con coberturas de pasto y altamente vulnerables a la pérdida de suelo. Así pues, se contemplan SbN que disminuyan de la generación de sedimentos en ladera, al mismo tiempo que contribuyan a un eficiente secuestro de CO₂e para mitigar los efectos del cambio climático. De forma general, se determina implementar seis estrategias de SbN: (i) compra de predios, (ii) aislamiento de vegetación, (iii) revegetalización, (iv) rondas hídricas, (v) sistemas silvopastoriles de diferentes intensidades y (vi) sistemas agroforestales. La combinación de algunas de estas SbN en diferentes intensidades configura un escenario de implementación para diferentes zonas definidas para la restauración ambiental. Por ejemplo, para el escenario 1, con mayor intensidad de restauración, se seleccionan SbN más eficientes en la retención de sedimentos y secuestro de CO₂e: compra de predios con revegetalización. Por el contrario, para el escenario 3, que considera una restauración menos intensiva, se considera implementar rondas hídricas con sistemas silvopastoriles y agroforestales. La descripción detallada de las tres EC propuestas para la cuenca del río Chinchiná puede consultarse en el Anexo Digital 1.

Modelación hidrosedimentológica

Gran parte del éxito de un caso de negocios para un FA depende de la cuantificación de los costos evitados en los procesos de sedimentación y floculación de los sedimentos en las PTAP. En este estudio, la simulación de los caudales líquidos y sólidos se realizó usando la implementación del modelo TETIS (Francés, 2010), disponible en el paquete WMF (Velásquez *et al.*, 2020; Velásquez *et al.*, 2023). TETIS es un modelo hidrosedimentológico distribuido, conceptual y de base física que representa la cuenca mediante una discretización topológica de celdas. El modelo considera los componentes del ciclo hidrológico, representando cada celda por un conjunto de tanques interconectados, cuyas relaciones se rigen por leyes físicas. Francés (2010) presenta una explicación detallada de la conceptualización hidrológica de TETIS. La dinámica sedimentaria se modela según la conceptualización de CASC2DSED (Rojas *et al.*, 2003) que representa la producción, transporte y depósito de sedimentos en ladera y cauce (Bussi *et al.*, 2013, 2014). CASC2DSED contempla tres fuentes de material: en suspensión, depositado y parental. Conocida la capacidad de transporte, se generan los sedimentos sobre la ladera usando la ecuación universal de pérdida de suelos. La primera fuente de material en ser transportada es la suspendida, posteriormente se evalúa si existe capacidad de transporte excedente para transportar el material depositado y, potencialmente, erosionar el suelo. En cada depósito de ladera se transportan materiales de finos a gruesos, mientras que la capacidad de transporte de material en el cauce está determinada por el caudal y la concentración de SST.

El principal forzamiento del modelo hidrosedimentológico es la precipitación, por lo cual se realizó una caracterización detallada para los diferentes escenarios. La estimación de la precipitación diaria histórica opera en tres pasos. Primero, se desagrega

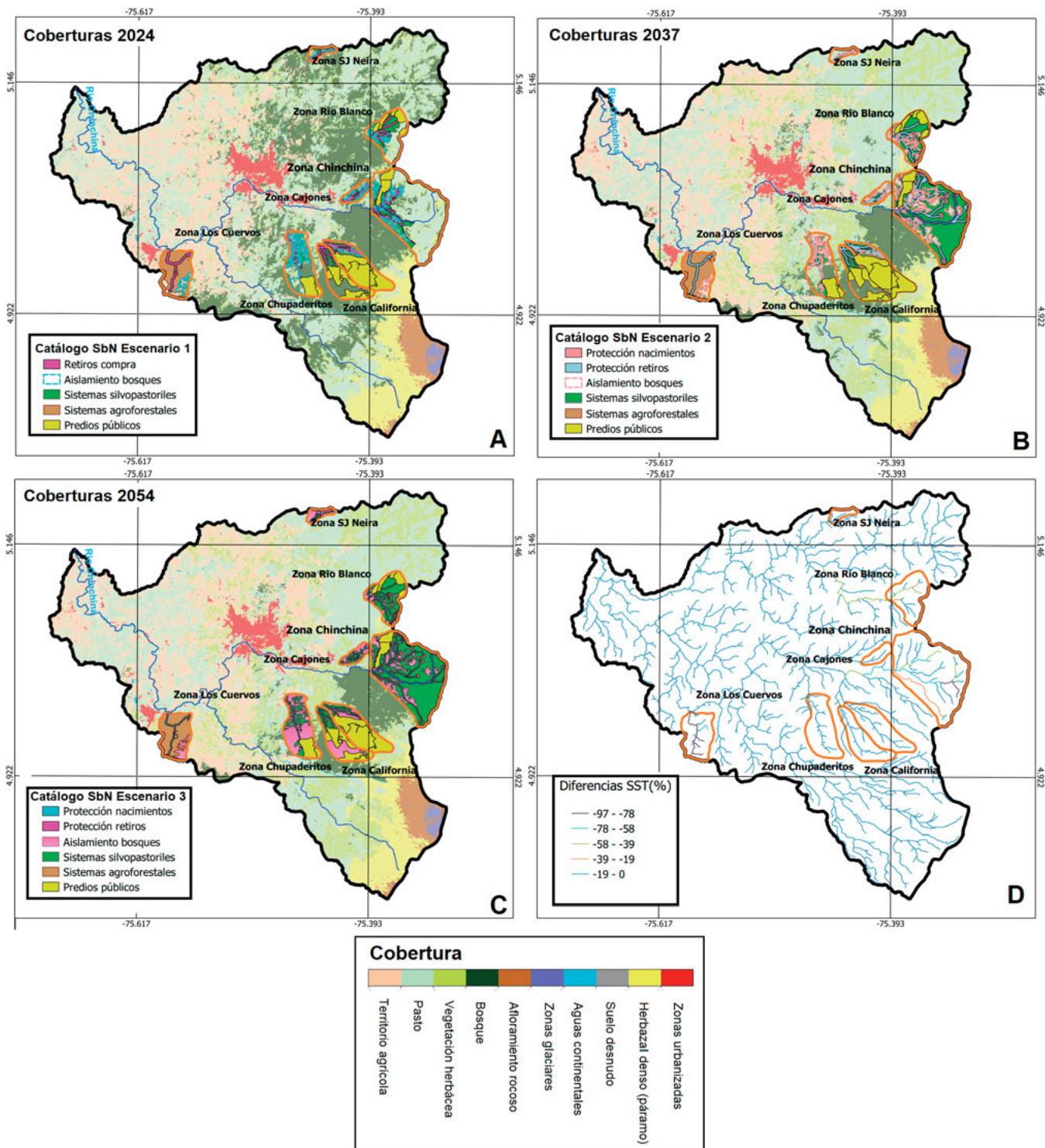


Figura 3 | Portafolio de SbN para los diferentes escenarios de restauración ambiental propuestos para las cuencas abastecedoras a las PTAP en la cuenca del río Chinchiná, mapas A, B y C. Estos portafolios se superponen sobre los mapas de coberturas simulados mediante los autómatas celulares para los años 2024, 2037 y 2054. En los mapas A, B y C se describen las SbN implementadas para cada escenario. Los mapas A, B y C presentan convenciones asociadas a las SbN para cada escenario de conservación, las cuales están superpuestas sobre el mapa de cobertura, el mismo para los tres mapas. Las convenciones de cobertura se presentan al costado de los cuatro mapas y aplican para A, B y C. En el mapa D se presentan polígonos de color naranja delimitando las regiones en las cuales se plantea la implementación de las EC y las diferencias entre los SST promedio simulados en escenario tendencial y escenario 1 al final del horizonte de análisis de 30 años.

la precipitación secundaria CHIRPS desde 1 km de resolución espacial a 250 m utilizando una regresión potencial multivariada con corrección de sesgo (Chen *et al.*, 2010). Segundo, se combina la información primaria de precipitación observada en tierra con la información desagregada para estimar funciones de correlación espacial permitidas (Yao y Journel, 1998; Velasco-Forero *et al.*, 2009). Tercero, se aplica krigado con deriva externa (Goovaerts, 1997) para obtener campos de precipitación diaria a resolución de 250 m que combinan la información primaria y secundaria que representan, lo mejor posible, su variabilidad espaciotemporal en la cuenca. Para los escenarios de restauración, se usaron forzamientos climáticos de modelos CMIP6 (modelo NORESM2-MM), sobre los cuales se aplicó una corrección cuantil de acuerdo con las estimaciones históricas para desagregar espacialmente (Maraun, 2016). La descripción detallada de este procedimiento se presenta en el Anexo Digital 2. La aplicación del modelo NORESM2-MM se realiza bajo la consideración de que representa adecuadamente la precipitación histórica en gran parte del territorio colombiano, como lo reportan Arias *et al.* (2021).

Las variables que condicionan el proceso de modelación son: (i) capacidades máximas de almacenamiento capilar y gravitacional, (ii) evaporación potencial de referencia, ETP , (iii) permeabilidad de los estratos superficial y profundo de suelo, (iv) pérdidas subterráneas, (v) velocidades del flujo en la ladera, en estrato superior de suelo, en el acuífero y en el canal, (xii) variables que caracterizan la producción de sedimento en ladera: erodabilidad del suelo, factor de coberturas del terreno y prácticas agrícolas. Para cada una de estas variables, se estima un mapa cubriendo la cuenca. Los mapas de capacidades almacenamiento y conductividades hidráulicas se obtuvieron mediante un análisis combinado de textura de suelo y cobertura vegetal (Vélez *et al.*, 2009; Saxton y Rawls, 2006). Los mapas de velocidades de flujo de las escorrentías se calcularon mediante una expresión de la forma $v_i = c_r A^{ai}$, donde $i=1$ para el tanque superficial, $i=2$ para el tanque subsuperficial y A es la sección transversal de la celda. Los mapas de ETP se calculan, en función de la temperatura diaria desagregada mediante regresión lineal, usando el método de Thornwaite. La calibración del modelo sigue la metodología de Francés *et al.* (2007). De acuerdo con los criterios de bondad de ajuste seleccionados (eficiencia de Nash-Sutcliffe), la optimización se efectúa variando diez factores correctores en lugar de modificar directamente los parámetros de los tanques de cada celda. La calibración se realizó automáticamente usando la técnica *Shuffle Complex Evolution* (SCE-UA), implementada en la herramienta spotpy (Houska *et al.*, 2015). Finalmente, la validación del modelo siguió una estrategia espaciotemporal en la cual se usan series de caudal y SST: (i) en las localizaciones estaciones de calibración para períodos diferentes al de calibración, (ii) en localizaciones sobre la red de drenaje diferentes a las de calibración para el mismo período de calibración y (iii) usando una mezcla de las estrategias (i) y (ii). La descripción detallada de la calibración y la validación del modelo hidrosedimentológico se presenta en el Anexo Digital 3.

Modelación del secuestro de carbono

Para evaluar el caso de negocios del FA Corporación VivoCuenca se desarrolló una estrategia estocástica para la cuantificación de la biomasa vegetal aérea que permite estimar masas de CO₂e secuestrado. La técnica es estocástica puesto que considera la incertidumbre asociada con la disponibilidad de datos de biomasa GEDI, la estrategia de llenado de dichos datos y la desagregación espacial multivariada. Para lo anterior se aplican los siguientes pasos.

Llenado de faltantes de la base de datos GEDI de biomasa aérea

Se emplea la técnica de Simulación Secuencial Gaussiana (SGSIM), lo cual permite obtener un ensamble de 500 realizaciones equiprobables para la biomasa secundaria GEDI sin faltantes en el año 2019. La SGSIM se aplica como lo presentan Gómez-Hernández y Cassiraga (1994).

Desagregación de las realizaciones de biomasa GEDI

En este paso se desagregan las 500 realizaciones de biomasa obtenidas mediante la SGSIM desde una resolución de 1 km hasta una resolución de 250 m. Para ello se aplica la técnica de desagregación de regresión múltiple con corrección de sesgo, de forma análoga a lo planteados para la precipitación auxiliar CHIRPS. En este caso, la forma de la ecuación de regresión es $B=a(NDVI)^b(EVI)^c(LAI)^d+e$, donde B es la biomasa GEDI desagregada, e es la corrección por sesgo y los índices vegetales fueron definidos anteriormente.

Superposición de las realizaciones desagregadas con un mapa de cobertura y estimación de funciones de probabilidad de biomasa

El modelo predictivo de biomasa aérea y CO₂e se basa en la ejecución de una simulación Monte-Carlo estratificada de biomasa en función de la clase de cobertura predeterminada, lo cual requiere estimar una función de distribución de probabilidad acumulada de biomasa por cobertura (en adelante *dpa*). Las *dpa* se estiman usando las realizaciones de biomasa simuladas que se encuentran al interior de los polígonos de cobertura en el mapa de biomasa.

Corrección cuantil de las *dpa*

Hasta este punto, las *dpa* únicamente hacen honor a los datos secundarios del sensor GEDI, por lo cual debe hacerse correcciones de cuantil para que las distribuciones estimadas correspondan a distribuciones de la información de biomasa por cobertura disponible en tierra. Dicha corrección cuantil se hace de forma análoga a una transformación normal inversa, de acuerdo con lo descrito por Deutsch y Journel (1998).

Simulación de MonteCarlo de la biomasa

Con las *dpa* estimadas y corregidas para cada cobertura, se generan ensambles de realizaciones estratificadas de biomasa. Para lo anterior, se ejecutan simulaciones Monte-Carlo que generan valores aleatorios de biomasa representativos de las *dpa* en las localizaciones correspondientes, de acuerdo con el mapa de coberturas disponible para el periodo de interés. A partir de los mapas de cobertura reclasificados con una convención predeterminada en años anteriores, se puede estimar la biomasa almacenada correspondiente, agregada y localmente.

Postprocesamiento de los resultados y conversión de biomasa a CO₂e

Los ensambles de biomasa se procesan para estimar estadísticos descriptivos en las localizaciones simuladas. Es de interés estimar las medianas, las varianzas y los rangos intercuartiles de la biomasa. También interesa la biomasa almacenada total en la cuenca y según la cobertura. Finalmente, las estimaciones de biomasa se transforman a CO₂e secuestrado usando un factor de 1.835.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Modelación hidrosedimentológica

El ejercicio de modelación hidrosedimentológica consiste en determinar la cantidad de sedimentos que llegan a las captaciones de los principales acueductos dentro de la cuenca en el periodo de planificación, 2024-2054. Esta simulación se ejecuta aplicando el modelo hidrosedimentológico distribuido calibrado y validado, obteniéndose series diarias de caudales líquidos y sólidos en los diferentes sitios de interés, para los escenarios considerados. En este contexto, los resultados de simulación bajo los escenarios de cambios de coberturas del suelo SbN, son comparados con un escenario referencia de no intervención en la cuenca (i.e., escenario tendencial). Es decir, se simulan caudales sólidos y líquidos para cuatro escenarios, tres considerado la implementación de las SbN y uno tendencial, sin SbN. Esta comparación se realiza en el ámbito de la disminución de las masas de sedimento que es necesario remover durante potabilización en cada PTAP. Los descensos se evalúan como la diferencia porcentual de los caudales simulados para los escenarios SbN, con respecto al escenario tendencial.

Así pues, en la Figura 4 se presentan los porcentajes de cambio de la producción de caudal y de sedimentos representados en los SST promedio. En general, cuando la cuenca de captación se encuentra contemplada dentro de las alternativas de cambios de cobertura con SbN, se produce una reducción tanto en el caudal medio como en la concentración de SST en las corrientes de las cuales se capta el agua que va a las PTAP. Vale destacar que la reducción en los caudales medios es muy baja, pues llega a ser un máximo de alrededor de 5%, por lo que no se considera como un cambio significativo en la cantidad de agua disponible.

La concentración de SST presenta una reducción en las cuencas con intervenciones de conservación más extensas e intensas, e.g. revegetalización con compra de predios y protección ecológica. En estas, se simulan reducciones de hasta 80% en las producciones de sedimentos (e.g., captaciones La Floresta-Berlín), lo cual es ideal para aumentar la eficiencia operativa de los acueductos. Los resultados muestran que la captación de Los Cuervos, Chinchiná y Río Blanco presentaron una mayor reducción en la producción de sedimentos debido a que poseen cambios importantes en las coberturas de la tierra producto de las SbN que se implementarían. Estas cuencas actualmente están cubiertas por pastos y cultivos usados en prácticas ganaderas tradicionales, y las estrategias planteadas de SbN transformarían estas coberturas, en el largo plazo, a vegetación secundaria y bosque protegido ecológicamente; ecosistemas muy efectivos en la retención del suelo en la ladera. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de la revegetalización y de las coberturas protectoras en las EC. Sin embargo, las demás captaciones presentaron cambios leves porque en muchas de ellas se ejecutan EC actualmente. Al respecto, en la Figura 3D se presenta el mapa de porcentaje de cambio de SST para las simulaciones con SbN para el escenario 1, el más intenso en restauración, con respecto al escenario tendencial. Allí se aprecia la distribución espacial de estos cambios a lo largo de la cuenca, los cuales ponen en evidencia el efecto que tienen las SbN sobre los procesos hidrosedimentológicos de la cuenca del río Chinchiná. Se observa que las cuencas sobre las captaciones Los Cuervos, Chinchiná y Río Blanco (ver canales de color rojo, verde o gris) son las que presentan mayores cambios y que, debido a estos cambios, se preserva la señal de reducción en los SST hacia aguas abajo.

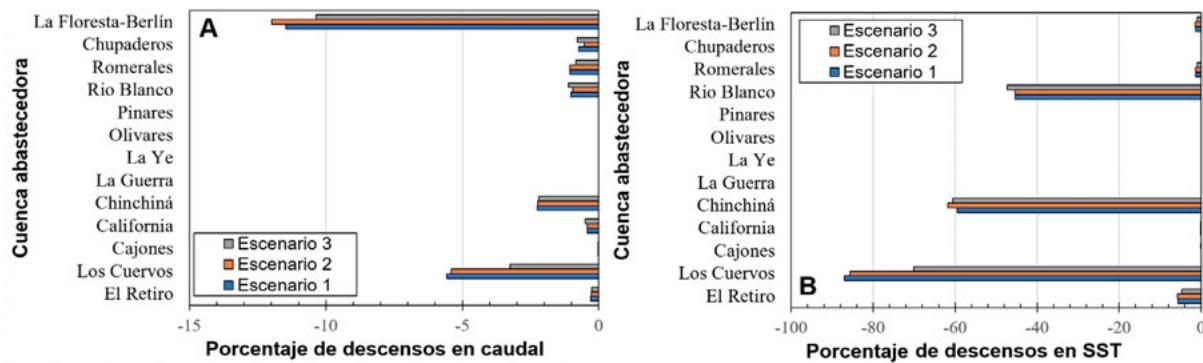


Figura 4 | Cambios simulados de la dinámica hidrosedimentológica en la cuenca del río Chinchiná por efecto de implementación de SbN. **A:** Porcentaje de cambio en los caudales y **B:** Porcentaje de cambio en los sólidos suspendidos totales (SST) (en sitios de captación para escenarios SbN con respecto al tendencial). Los valores negativos se refieren descensos de con respecto a las simulaciones bajo el escenario tendencial.

Modelo de secuestro de carbono

La biomasa y CO₂e para el escenario tendencial se obtienen a partir de la metodología descrita en secciones previas, utilizando las dpa estimadas por cobertura y los mapas de cobertura tendenciales generados mediante autómatas celulares. Para los escenarios SbN, a estos mapas se les adiciona la proyección de crecimiento de la vegetación asociada a la SbN correspondiente, de acuerdo con las recomendaciones presentadas en estudios previos en diferentes regiones de Colombia con condiciones similares a la cuenca del río Chinchiná (del Valle *et al.*, 2011). Los resultados del modelo de carbono se presentan en la Figura 5, en la cual se describe la evolución de la biomasa aérea almacenada y el CO₂e que le corresponde de forma agregada para toda la cuenca y para todos los escenarios, incluyendo una reconstrucción histórica en el periodo 1991-2020. En todos los casos, únicamente se presentan las medianas de las simulaciones y el rango intercuartil agregado (área sombreada de gris entre las líneas punteadas), para simplicidad de análisis. La trayectoria de la biomasa sugiere una pérdida gradual de las reservas de carbono (histórica) que, de continuar con las políticas y usos actuales, se acentuaría si no se implementan estrategias de protección y restauración. Por su parte, la implementación de SbN de mediana (escenario 2) y baja intensidad (escenario 3), hacen que la tasa de pérdida de las reservas de carbono sea menor que en escenario tendencial. La alternativa de implementación de SbN intensiva (escenario 1), parece ser más exitosa puesto que se percibe el aumento considerable en la biomasa y una diferencia contundente con respecto al escenario tendencial sin SbN. En este caso, se evidencia que, con la aparición de nueva cobertura vegetal boscosa, aumenta progresivamente la biomasa en la cuenca. Estas nuevas coberturas son el resultado de implementar las SbN y la sucesión vegetal en las zonas

estratégicas seleccionadas en las EC, lo cual tiene sentido puesto que el modelo contempla la evolución de la trayectoria de la sucesión vegetal y sus reservas de carbono, las cuales son mínimas en las coberturas pasto arbolado, pasto enmallecido o herbazal y máximas en la cobertura bosque. Ello repercute en las reservas de carbono en toda la cuenca, lo que sin duda traerá los co-beneficios ya mencionados.

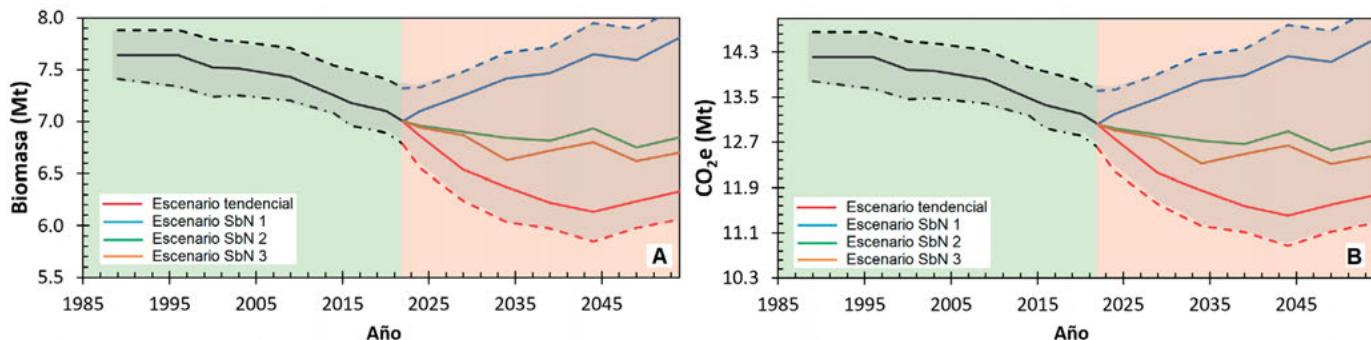


Figura 5 | Evolución de la biomasa total y del carbono total para los escenarios (i.e., todas las coberturas de la cuenca) considerados en el caso de negocios. **A:** Evolución de la biomasa en las coberturas de la cuenca; **B:** Evolución del CO₂e almacenado en las coberturas de la cuenca. Se incluye la reconstrucción histórica de la biomasa y CO₂e agregados en la cuenca y el pronóstico a 30 años para cada uno de los escenarios evaluados, con su respectivo rango de intercuartil agregado. Las líneas punteadas denotan los cuartiles de las distribuciones simuladas para los escenarios tendenciales (color rojo) y Sbn 1 (color azul). Las líneas negras denotan los cuartiles históricos.

El cambio de biomasa y CO₂e hace referencia a la cantidad de carbono capturado y almacenado entre 2024 y 2054. Los resultados muestran que, para el total de la cuenca en todos los escenarios, hay un incremento de biomasa y por tanto un almacenamiento de CO₂e. El almacenamiento más relevante ocurre para el escenario 1, el cual presenta un valor de secuestro de 2.75 Mt de CO₂e para el año 2054. Las coberturas vegetales con mayores tasas de captura son el bosque y la vegetación secundaria alta. Estas coberturas son principalmente el resultado de la implementación de las SbN las cuales se enfocan en la protección de los bosques existentes y la revegetalización de zonas estratégicas. En todos los escenarios considerados, la biomasa de cobertura boscosa disminuye a lo largo del horizonte de simulación de forma agregada para toda la cuenca. Sin embargo, esta disminución es mucho menor en los escenarios en los cuales se consideran la implementación de las SbN, lo cual implica que dichas estrategias actúan efectivamente disminuyendo la degradación de la cuenca. Cabe resaltar que las SbN propuestas se desarrollarían únicamente en áreas específicas y, por tanto, gran parte del área de la cuenca seguirá su tendencia natural de degradación. La biomasa en las demás coberturas se incrementa levemente debido a que las SbN consideradas en cada uno de los escenarios promueven la incorporación de las reservas de carbono (revegetalización de pastos y sucesión natural en herbazales).

Modelación económica y análisis de retorno de la inversión

La Figura 6 presenta los componentes del análisis de retorno de la inversión en Millones de dólares (MUSD), discretizados por empresa prestadora de servicios públicos. Cada componente se ha agregado para los 30 años de ventana de análisis y para cada uno de las EC, como sigue: costos de operación de las PTAP para escenario tendencial, pago de tasas retributivas por contaminación hídrica con SST, costos de implementación y mantenimiento de las SbN, costos ahorrados por tratamiento de los SST en las PTAP debido a la implementación de los portafolios de SbN, co-beneficios por venta de bonos de carbono y la utilidad o pérdida agregada. El balance financiero se calculó en pesos colombianos (COP) y dólares (USD), permaneciendo en valores corrientes, a una tasa de cambio de 1USD=COP 4500, y sobre una tasa de inflación anual del 5%. Paralelamente, se presenta la TIR y el ROI (Costos/Beneficios) estimados sin considerar y considerando los co-beneficios por emisión y de bonos de carbono.

Los costos base de operación y mantenimiento asociados a los procesos de remoción de sedimentos en las PTAP para escenario tendencial, el cual manifiesta deforestación progresiva de las cuencas abastecedoras, están alrededor de los 11 MUSD para Aguas de Manizales en sus PTAP PLPG y PN. Para Empocaldas y Aquamaná, en sus PTAP PLC, PLU y PV, se estiman costos de operación cercanos a los 5 MUSD. En todos los casos, los costos por pago de tasas retributivas son de alrededor del 1 MUSD.

Los costos de implementar los portafolios varían de acuerdo con la intensidad de la EC considerada. Para las tres empresas, el portafolio de SbN más costoso corresponde al escenario 1 (28, 5 y 3 MUSD para Aguas de Manizales, Empocaldas y Aquamaná, respectivamente) debido a su carácter intensivo de restauración ecológica, incluyendo la compra de predios para revegetalización, lo cual es costoso por el alto valor de la tierra en la región. Los costos de los portafolios para escenarios 2 y 3 son similares y, en todos los casos analizados para las tres empresas, menores de la mitad de los costos estimados para escenario 1. Los costos evitados de operación y mantenimiento en las PTAP por implementación de los portafolios SbN son como sigue: (i) para Aguas de Manizales entre 8-10 MUSD, (ii) para Empocaldas cerca de 3.5-4 MUSD, y (iii) para Aquamaná alrededor de 4.5-5 MUSD. A pesar de que la intensidad de mejora en el servicio ecosistémico de remoción de sedimentos en escenario 1 es mayor, los costos de implementación del portafolio SbN son muy altos, con lo cual los costos evitados a largo plazo son menores.

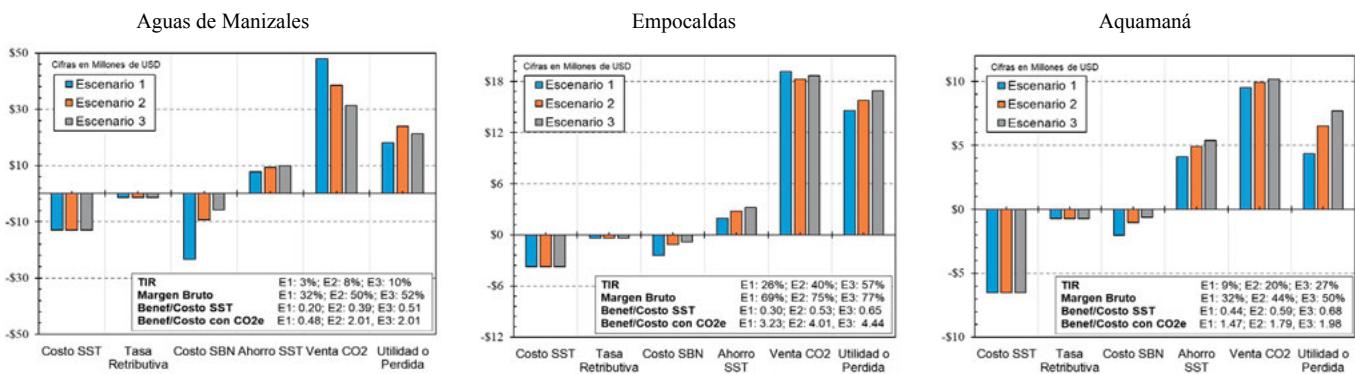


Figura 6 | Diagramas de los diferentes componentes del análisis económico en Millones de dólares (MUSD) para una ventana de 30 años para las empresas prestadoras de servicios públicos que administran las PTAP abastecedoras en la cuenca del río Chinchiná.

Los índices de retorno de la inversión sin considerar la emisión de bonos de carbono en todos los escenarios analizados son desfavorables, en el sentido que manifiestan que las EC son inviables financieramente. En general, se obtienen ROI menores que uno. Bajo estas condiciones, la implementación de los portafolios SbN propuestas para escenario 1 son las más inviables, con relaciones ROI cercanas a 0.3; para los escenarios 2 y 3, dicho índice se estima cercano a 0.6. Por lo tanto, el retorno de la inversión no es viable si únicamente se cuantifica el servicio ecosistémico de retención de sedimentos. Al considerar la emisión y venta de los bonos de carbono se genera un co-beneficio importante, estimándose ingresos adicionales al balance financiero cercanos a 50 MUSD para Aguas de Manizales, 18 MUSD para Empocaldas y 10 MUSD para Aquamaná. En todos los casos se asumió que el valor de un bono de carbono por tonelada de CO₂e secuestrada tiene un valor moderado de USD5/t para el mercado colombiano, con incrementos de 5% cada quinquenio. Dado lo anterior, las utilidades estimadas aumentan considerablemente. Con excepción de Aguas de Manizales para escenario 1, el índice ROI es mayor que 1 y la implementación de las EC asociadas resultan ser viables. Para las tres empresas, los escenarios más atractivos, desde el punto de vista económico, son el 2 y el 3, para los cuales se estiman ROI cercanos o mayores a 2.0. Particularmente, para la empresa Empocaldas se estiman ROI mayores que 4.0, lo cual puede deberse a que sus PTAP tienen baja capacidad de potabilización, las demandas a abastecer son bajas y las cuencas abastecedoras medianas, pero se propone actuaciones de restauración en toda el área de dichas cuencas, con lo cual el impacto es considerable. En todos los casos viables, se estimaron TIR mayores que 10 %, llegando casi a valores cercanos al 50 % para escenarios 2 y 3 (Empocaldas y Aquamaná), debido a que los costos de implementación de SbN son mucho menores que los estimados para el escenario el 1. Al analizar el efecto agregado de las SbN para toda la cuenca de Chinchiná, el resultado es similar, sólo valorando el potencial de carbono secuestrado las TIR de los escenarios 2 y 3 son atractivas (13% y 18%, respectivamente), y el promedio del retorno financiero estaría doblando los costos.

CONCLUSIONES

En este artículo se ha mostrado de forma cuantitativa que el análisis de retorno de la inversión al implementar EC desde la perspectiva de los FA no debería considerar únicamente los beneficios asociados a los servicios ecosistémicos relacionados con el ciclo del agua, sino que debería incluir otros co-beneficios generados, por ejemplo, el secuestro de carbono como estrategia de adaptación y mitigación del cambio climático. En este sentido, se desarrolló una metodología de evaluación de los retornos de la inversión basada en la modelación del ciclo hidrosedimentológico y de secuestro carbono en biomasa generalizable y aplicable a los análisis de conservación llevados a cabo por los FA alrededor del mundo y puede beneficiarlos sustancialmente en mejorar la eficiencia de implementación de diferentes EC. Sin embargo, la metodología propuesta exige la existencia de una red de monitoreo de variables climática, caudales sólidos y líquidos, y de biomasa aérea confiable y que abarque la región que se desea intervenir, lo cual puede ser una limitación para su uso en países en desarrollo donde, en general, las variables ambientales se miden poco. Aun así, uno de los aportes más importantes de este trabajo es que muestra que la información secundaria de variables ambientales puede ser combinada de forma efectiva con información levantada en tierra para mejorar la representatividad de los modelos de base física y, en algunos casos, hace posible construir modelos de incertidumbre que permitan tomar decisiones mejor fundamentadas cuantitativamente.

El análisis de retorno de la inversión ha mostrado que la consideración del secuestro de carbono viabiliza la implementación de las EC llevadas a cabo por los FA u otra entidad gestora ambiental del territorio. En particular, en el ejercicio presentado para la cuenca del río Chinchiná se ha asumido un valor modesto del bono de carbono en un mercado nacional colombiano, condición desfavorable que, no obstante, hace viable financieramente la inversión en conservación ambiental. Sin embargo, este precio podría aumentar de acuerdo con las capacidades que tengan los FA para adaptar las mediciones de secuestro de carbono en campo, aumentar la confiabilidad en la estimación de los almacenamientos de carbono y ubicar los bonos emitidos en mercados internacionales. El procedimiento debería basarse en la implementación de una red de monitoreo de biomasa-carbono, en la cual se deben hacer mediciones y estudios de base territorial de los potenciales de aportes de carbono en la cuenca o territorio de interés por cobertura caracterizada, con implementación de parcelas de seguimiento detallado, implementando estrategias de monitoreos aceptadas y tecnológicamente soportadas. A partir de estas mediciones y, aplicando la metodología acá propuesta, la corrección cuantil de las *dpa* de biomasa estimadas de la información secundaria (e.g. GEDI) corrige los sesgos en las estimaciones, disminuyendo la incertidumbre de las estimaciones. Este procedimiento aumentaría la confiabilidad de las estimaciones y le podría dar entrada a los bonos emitidos en mercados internacionales más competitivos financieramente, aumentando los márgenes e índices financieros esperados en el análisis de retorno de la inversión.

Para terminar, debe enfatizarse que, si bien se usaron productos de cambio climático para forzar las simulaciones de los recursos ambientales, el estudio no tuvo como objetivo cuantificar el efecto del cambio climático en dichos recursos o en los análisis financieros. Es claro que para proyecciones a futuro de estrategias de gestión ambiental es clave considerar los efectos del cambio climático, lo cual se plantea como trabajo futuro para la cuenca del río Chinchiná. A pesar de lo anterior, la metodología a utilizar es relativamente estándar y podría ser como sigue: (i) desagregación de los productos climatológicos de varios modelos CMIP6 para diferentes trayectorias de emisiones, (ii) implementación de los modelos hidrosedimentológicos, de coberturas y de carbono considerando estos forzamiento ya sea de forma física o como factor estadísticamente condicionante, (iii) realizar las estimaciones de los ensambles de caudales líquidos y sólidos, y carbono secuestrado para los diferentes modelos y trayectorias de emisiones consideradas, y (iv) plantear el análisis de retorno de la inversión para cada una de las combinaciones modelo-trayectoria de emisiones pertenecientes al ensamble considerado. Las tasas de crecimiento de las coberturas relacionadas a las SbN incluidas en las EC también deberían revisarse a la luz de la disponibilidad hídrica y aumento radiactivo para generar sucesiones consistentes con las climatologías esperadas. Tener disponibles productos de estas características sería de mucho valor para la gestión ambiental en general, no sólo de los FA sino de otros actores regionales involucrados en el aprovechamiento y conservación de los recursos naturales.

AGRADECIMIENTOS

El equipo de trabajo agradece a la Alianza Latinoamericana de Fondos del Agua, The Nature Conservancy, el Banco Interamericano de Desarrollo y al Ministerio Federal de Medio Ambiente, Protección de la Naturaleza y Seguridad Nuclear de la República de Alemania por el apoyo financiero para el desarrollo de este trabajo.

REFERENCIAS

- Abell, R., Asquith, N., Boccaletti, G., Bremer, L., Chapin, E., Erickson-Quiroz, A., Higgins, J., Johnson, J., Kang, S., Karres, N., Lehner, B., McDonald, R., Raepple, J., Shemie, D., Simmons, E., Sridhar, A., Vigerstøl, K., Vogl, A., Wood, S. 2017. *Beyond the Source: The Environmental, Economic and Community Benefits of Source Water Protection. Executive Summary*. The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA. Consultado en línea el 18 de abril de 2023: https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/BeyondtheSource_ExecSummary_FINAL.pdf
- Arias, P.A., Ortega, G., Villegas, L.D., Martínez, J.A. 2021. Colombian climatology in CMIP5/CMIP6 models: persistent biases and improvements. *Revista Facultad de Ingeniería*, 100, 75-96. <https://doi.org/10.17533/udea.redin>
- Bonham-Carter, G. 1994. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling With GIS*. Computer Methods in Geosciences. Pergamon, Ottawa, Ontario, Canada. 417 p.
- Brauman, K.A., Benner, R., Benitez, S., Bremer, L., Vigerstøl, K. 2019. Water Funds. In: Mandle, L., Ouyang, Z., Salzman, J.E., Daily, G. (eds) *Green Growth That Works*. Island Press, Washington, DC. https://doi.org/10.5822/978-1-64283-004-0_9
- Bussi, G., Francés, F., Montoya, J. J., Julien, P. Y. 2014. Distributed sediment yield modelling: importance of initial sediment conditions. *Environmental Modelling & Software*, 58, 58-70. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2014.04.010>
- Bussi, G., Rodríguez-Lloveras, X., Francés, F., Benito, G., Sánchez-Moya, Y., Sopeña, A. 2013. Sediment yield model implementation based on check dam infill stratigraphy in a semiarid Mediterranean catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(8), 3339-3354. <https://doi.org/10.5194/HESS-17-3339-2013>
- Chausson, A., Turner, B., Seddon, D., Chabaneix, N., Girardin, C. A. J., Kapos, V., Key, I., Roe, D., Smith, A., Woroniecki, S., Seddon, N. 2020. Mapping the effectiveness of nature-based solutions for climate change adaptation. *Global Change Biology*, 26(11), 6134-6155. <https://doi.org/10.1111/GCB.15310>
- Chen, S.T., Yu, P.S., Tang, Y.H. 2010. Statistical downscaling of daily precipitation using support vector machines and multivariate analysis. *Journal of Hydrology*, 385(1-4), 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.021>.
- Cohen-Shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., Maginnis, S., Maynard, S., Nelson, C.R., Renaud, F.G., Welling, R., Walters, G. 2019. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. *Environmental Science & Policy*, 98, 20-29. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2019.04.014>
- Corpocaldas. 2014. *Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del Río Chinchiná*. Manizales, Caldas, Colombia.
- Deutsch, C.V., Journel, A.G. 1998. *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide. Second Edition*. Oxford University Press; Applied Geostatistics Series. New York, Estados Unidos. 369 p.
- Didan, K., Huete, A. 2006. *MODIS Vegetation Index Product Series Collection 5 Change Summary*. MODIS VI C5 Changes. The University of Arizona. Tucson, Arizona, Estados Unidos. 17 p.
- Dubayah, R., Armston, J., Healey, S.P., Bruening, J.M., Patterson, P.L., Kellner, J.R., Duncanson, L., Saarela, S., Ståhl, G., Yang, Z., Tang, H., Blair, J.B., Fatoyinbo, L., Goetz, S., Hancock, S., Hansen, M., Hofton, M., Hurt, G., Luthcke, S., 2022. GEDI launches a new era of biomass inference from space. *Environmental Research Letters*, 17. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8694>

- Dumitru, A., Laura, W. 2021. *Evaluating the impact of nature-based solutions: A Handbook for Practitioners*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10757.47843>
- Ferreira, B.M., Soares-Filho, B.S., Pereira, F.M.Q. 2019. The Dinamica EGO virtual machine. *Science of Computer Programming*, 173, 3-20. <https://doi.org/10.1016/J.SCICO.2018.02.002>
- Francés, F. 2010. *Modelo TETIS. Manual de Usuario y Modelo Conceptual*. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. Disponible en <http://lluvia.dihma.upv.es/>. 72 p.
- Francés, F., Vélez, J.I., Vélez, J.J. 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332(1-2), 226-240. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2006.06.032>
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., Michaelsen, J. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 150066. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>
- Gómez-Hernández, J.J., Cassiraga, E.F. 1994. Theory and Practice of Sequential Simulation. In *Geostatistical Simulations* (M. Armstrong, P. Dowd, eds.). Springer, Fontainebleau, France. p. 111-124. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8267-4_10
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press; Applied Geostatistics Series. New York, Estados Unidos. 483 p.
- Houska, T., Kraft, P., Chamorro-Chavez, A., Breuer, L. 2015. SPOTting Model Parameters Using a Ready-Made Python Package. *PLOS ONE*, 10(12), e0145180. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0145180>
- IPCC. 2021. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, Estados Unidos, pp. 3-33. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.001>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J.R.B., Acosta, E., Cavassani, A.T., Dennedy-Frank, P.J., Garbossa, L., Blainski, E., Santos, R.C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., Dacol, K. 2019. Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Río Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *Science of The Total Environment*, 657, 1368-1381. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.12.116>
- Krysanova, V., Arnold, J.G. 2008. Advances in ecohydrological modelling with SWAT-a review. *Hydrological Sciences Journal*, 53(5), 939-947. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.5.939>
- Maraun, D. 2016. Bias correcting climate change simulations - a critical review. *Current Climate Change Reports*, 2, 211-220. <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0050-x>.
- Roe, S., Streck, C., Beach, R., Busch, J., Chapman, M., Daioglou, V., Deppermann, A., Doelman, J., Emmet-Booth, J., Engelmann, J., Fricko, O., Frischmann, C., Funk, J., Grassi, G., Griscom, B., Havlík, P., Hanssen, S., Humpenöder, F., Landholm, D., Lawrence, D. 2021. Land-based measures to mitigate climate change: Potential and feasibility by country. *Global Change Biology*, (August), 1-34. <https://doi.org/10.1111/gcb.15873>
- Rojas, R., Julien, P., Johnson, B. 2003. *CASC2D-SED v 1.0 Reference Manual A 2-Dimensional Rainfall-Runoff and Sediment Model*. Colorado State University. Boulder, Colorado, Estados Unidos. 140 p.
- Running, S.W., Mu, Q., Zhao, M., Moreno, A. 2017. *User's Guide MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product (NASA MOD16A2/A3)*. NASA Earth Observing System MODIS Land Algorithm, 36 p.
- Saxton, K. E., Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1569-1578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>
- Soares-Filho, B., Rodrigues, H., Costa, W. (2009). *Modelamiento de dinámica ambiental con Dinámica EGO*. Giudice, R. trad. Belo Horizonte, Brazil, Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. 119 p.

Stafford, L., Shemie, D., Kroeger, T., Baker, T., Apse, C., Turpie, J., Forsythe, K. 2008. *Business Case for The Greater Cape Town Water Fund*. Editado por The Nature Conservancy. Consultado en línea el 18 de abril de 2023: <https://waterfundstoolbox.org/regions>

The Nature Conservancy. 2018. *Water Funds Field Guide*. Consultado en línea el 18 de abril de 2023: <https://waterfundstoolbox.org/regions>.

del Valle, J.I., Restrepo, I.H., María Londoño, M.M. 2011. Recuperación de la biomasa mediante la sucesión secundaria, Cordillera Central de los Andes, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1337-1358. <https://doi.org/10.15517/rbt.v0i0.3403>

Velasco-Forero, C.. Sampere-Torres, D.. Cassiraga, E.. Gomez-Hernandez, J.J. 2009. A non-parametric automatic blending methodology to estimate rainfall fields. *Advances in Water Resources*, 32(7), 986-1002. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2008.10.004>

Velásquez, N., Hoyos, C. D., Vélez, J. I., Zapata, E. 2020. Reconstructing the 2015 Salgar flash flood using radar retrievals and a conceptual modeling framework in an ungauged basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(3), 1367-1392. <https://doi.org/10.5194/HESS-24-1367-2020>

Velásquez N, Vélez J.I., Álvarez-Villa O.D., Salamanca S.P. 2023. Comprehensive Analysis of Hydrological Processes in a Programmable Environment: The Watershed Modeling Framework. *Hydrology*, 10(4), 76. <https://doi.org/10.3390/hydrology10040076>

Vélez, J.J., Puricelli, M., López Unzu, F., Francés, F. 2009. Parameter extrapolation to ungauged basins with a hydrological distributed model in a regional framework. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(2), 229-246. <https://doi.org/10.5194/HESS-13-229-2009>

Yao, T., Journel, A.G. 1998. Automatic Modeling of (Cross) Covariance Tables Using Fast Fourier Transform. *Mathematical Geology*, 30(6), 589-615. <https://doi.org/10.1023/A:1022335100486>

ANEXO 1. ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN

Teniendo presente la seguridad del agua como el desafío social a resolver y la disminución de sedimentos y la captura de carbono como servicios ecosistémicos objetivos, se establecieron siete zonas estratégicas en la cuenca del río Chinchiná para la implementación de las SbN, estas zonas son importantes en términos de abastecimiento de agua, pero se caracterizan por estar fuertemente impactadas y presentar gran pérdida de sedimentos, de modo que establecer estrategias directamente en ellas conllevaría a beneficios en la calidad del agua. En este sentido se siguieron los siguientes criterios para su selección: (i) zonas en las que se esperan las mayores pérdidas de suelo, (ii) cuencas abastecedoras de acueductos, (iii) zonas de nacimiento de agua y cuencas abastecedoras de acueducto con cobertura vegetal de pasto y/o cultivos, (iv) zonas que por su cobertura boscosa y ser abastecedoras de acueducto son importante mantener su cobertura y protección. Las zonas seleccionadas para implementar SbN dentro de la cuenca Chinchiná para este caso de negocio, las cuales se establecieron según los criterios antes mencionados. Así pues, las zonas seleccionadas son las siguientes:

ZONA 1: Captación río blanco

ZONA 2: Nacimiento Q Chinchiná

ZONA 3: Captación Volcanes

ZONA 4: Quebrada Chupaderos

ZONA 5: Quebrada los Cuervos

ZONA 6: Captación California

ZONA 7: Captación Romerales

ZONA 8: Captaciones de Planta Neira Los Urapanes

Como se ha mencionado anteriormente, el objetivo principal de las SbN propuestas en este estudio está enfocado en aquellas soluciones que puedan reducir la carga de sedimentos en la cuenca y, por consiguiente, que mejoren la calidad del agua para consumo humano y disminuya los costos de tratamiento de agua para los acueductos. Las SbN para la calidad del agua se basan principalmente en la conservación y la protección de la vegetación en las cuencas hidrográficas, especialmente es sus cabeceras, así como en la estabilización, protección de las pendientes y las riberas de los ríos mediante acciones de conservación y revegetalización. La integración de estas prácticas conlleva a reducir la erosión y al mismo tiempo aporta beneficios adicionales a la biodiversidad y captura de carbono. La vegetación desempeña un papel importante en la protección del suelo, la regulación del agua y la retención de sedimentos. Las plantas aportan una capa de materia orgánica al suelo que junto con sus raíces cubre el suelo regulando la erosión y la evaporación, en este sentido diferentes organizaciones e investigaciones recomiendan SbN para el control de erosión y reducción de sedimentos enfocadas en las siguientes prácticas: (i) protección de la vegetación, (ii) protección de nacimientos de agua, (iii) revegetalización, (iv) rondas en las riberas de los ríos, y (v) prácticas agropecuarias sostenible. Dado que estas SbN se enfocan en la creación natural o artificial de vegetación, todas ofrecen el co-beneficio de secuestro de carbono, adicional a los beneficios anteriormente mencionados. Así pues, estas prácticas representativas fueron incorporadas en las SbN en la cuenca Chinchiná que se describen a continuación.

Protección de la vegetación: Se refiere a la conservación de zonas con ecosistemas estratégicos. Se refiere principalmente a aquellas áreas que actualmente poseen una vegetación importante para el control de erosión. Operativamente en la implementación de la SbN se trata de evitar el cambio de uso actual y prevenir la deforestación o algún impacto ambiental que produzca su perdida. Establecer o conservar bosques puede contribuir a mejorar la calidad del agua, adicionales beneficios son el secuestro de carbono, aumento de la biodiversidad, regulación del clima, potencial zonas para turismo. Las principales estrategias para su protección son la compra de predios, cerramiento para incentivar la restauración pasiva y la revegetalización.

Protección nacimientos de agua: Establecer un SbN orientada a la protección de los nacimientos de agua tiene como objetivos los mismos planteados en la protección de la vegetación, pero se enfoca en mejorar localmente las condiciones de los nacimientos, tal que estos puedan regular localmente la retención de la escorrentía y protegerse de forzamientos externos

como puede ser las prácticas agrícolas, eventos de descargas de contaminantes o el movimiento de masas de suelo por efecto de crecidas súbitas o debilitamiento de la resistencia del suelo por aumento de la saturación del suelo de las laderas adyacentes al nacimiento. Este tratamiento es en especial útil regiones que actualmente no poseen una cobertura de vegetación protectora. Este es el caso de la cuenca del río Chinchiná, donde la gran mayor parte de los nacimientos de los principales ríos se encuentra en cobertura de pasto, lo cual los hace altamente vulnerables. Con esta solución se trata de delimitar un área considerable en los nacimientos de agua donde se implementen actividades de cerramiento para evitar el impacto de otros usos y complementar con restauración pasiva y/o activa. Esta solución se articula con normatividades territoriales como por ejemplo el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) de Manizales el cual declara que los nacimientos deben tener una zona de protección de 100 m de radio.

Revegetalización: Esta solución implica el restablecimiento de cobertura vegetal con el fin de restaurar bosques u otros hábitats mediante la plantación de árboles, arbustos, herbáceas etc. También puede restaurarse mediante la regeneración natural (restauración pasiva). La revegetalización restaura la capacidad de la naturaleza para: (i) mantener el suelo en su lugar y reducir la erosión, (ii) filtrar naturalmente los contaminantes del flujo superficial y (iii) ayudar a infiltrar el agua de escorrentía en el suelo. Se trata, principalmente, de plantar vegetación nativa siguiendo los criterios ecológicos y paisajísticos de la zona, así mismo que pueda adaptar a las características del territorio.

Rondas hídricas: Son franjas aledañas a las corrientes de agua cubiertas de vegetación que cumplen la función de proteger de los impactos de los usos del suelo circundantes. La cubierta de vegetación ribereña evita que los sedimentos, así como contaminantes como el nitrógeno, el fósforo y otros entren en el agua a través de procesos biológicos. Las características clave de las áreas ribereñas son en primer lugar el cerramiento para evitar otros usos y la implementación de actividades de restauración pasiva o activa con árboles nativos. En el POT de Manizales se reglamenta una franja de protección de 30 metros al lado y lado del río, sin embargo, para evidenciar efectos en la disminución de los sedimentos y el secuestro de carbono se recomiendan espacios más amplios en la cuenca del río Chinchiná. Dentro de estas franjas también se pueden generar otros beneficios como reducción de las temperaturas del agua por efecto de la sombra de los árboles y por tanto la supervivencia de muchas especies acuática, así mismo la sombra brinda condiciones adecuadas para aves y otros animales que pueden refugiarse. Los buffers ribereños pueden ser también un lugar para recreación y valor estético.

Prácticas agropecuarias sostenibles: El objetivo de estas soluciones es implementar usos agrícolas y ganaderos con mejores prácticas, puesto que generalmente estos usos incluyen tala, quema y la implementación de monocultivos (pasto o café para el caso de la cuenca del río Chinchiná), lo cual genera susceptibilidad a la erosión y por tanto perdida de sedimentos. Las soluciones se basan en la inclusión de la agroforestería, es decir, incluir árboles en combinación con las pasturas y/o cultivos que permitan el control de la erosión y a la vez aumente los rendimientos productivos del uso del suelo acordes a las prácticas culturales de la población local. Dentro de ella se incluye los sistemas silvopastoriles los cuales son la práctica de combinar arboles con pastos forrajeros. Este sistema se ha venido implementado en los proyectos de VivoCuenca para algunos sectores de la cuenca.

Consideraciones adicionales: Las anteriores soluciones fueron tenidas presentes en la elaboración del catálogo de las SbN en la cuenca del río Chinchiná junto con los proyectos de conservación que existen en la región por parte de VivoCuenca. Con el fin de tener diferentes opciones de implementación, se diseñaron soluciones para tres escenarios según el nivel de intensidad de cada práctica. Adicionalmente, el catálogo de SbN se presenta para cada zona estratégica seleccionada que a su vez posee una zonificación según el territorio clave a intervenir.

En la Tabla A11 se describe detalladamente el portafolio de SbN considerado en cada estrategia de conservación propuesta para el fonde del agua VivoCuenca. Las Figuras A11, A12 y A13 presentan el detalle geográfico de las SbN planteadas en los escenarios de conservación.

Tabla A11 | Portafolio de SbN para la cuenca Chinchiná en tres escenarios planteados.

Zona	Nombre	Zonificación	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Zona 1	Captación río blanco	Nacimientos	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (300 m), Revegetalización	Aislamiento (200 m), Restauración pasiva
		Retiros	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (100 m), Revegetalización	Aislamiento (50 m)
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad
		Cobertura bosques	Aislamiento	Aislamiento	Aislamiento
		Predios públicos	Revegetalización	Revegetalización	Restauración pasiva
Zona 2	Nacimiento Q Chinchiná	Nacimientos	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (300 m), Revegetalización	Aislamiento (200 m), Restauración pasiva
		Retiros	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (100 m) Revegetalización	Franja de protección (50 m)
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad
		Cobertura bosques	Aislamiento	Aislamiento	Aislamiento
		Predios públicos	Revegetalización	Revegetalización	Restauración pasiva
Zona 3	Captación Volcanes	Retiros	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento, Revegetalización	Aislamiento
		Cobertura bosques	Aislamiento	Aislamiento	Aislamiento
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad
Zona 4	Quebrada Chupaderos	Nacimientos	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (300 m) Revegetalización	Aislamiento (200 m) Restauración pasiva
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad
		Retiros	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (100 m) Revegetalización	Aislamiento
		Cobertura bosques	Aislamiento	Aislamiento	Aislamiento
		Predios públicos	Revegetalización	Revegetalización	Restauración pasiva
Zona 5	Quebrada los Cuervos	Nacimientos	Compra predios, Revegetalización	Aislamiento (300 m) Revegetalización	Aislamiento (200 m) Restauración pasiva
		Retiros	Compra predios Revegetalización	Aislamiento (100 m) Revegetalización	Aislamiento (50 m)
		Cobertura bosques	Aislamiento	Aislamiento	Aislamiento
		Cobertura cultivos	Sistemas agroforestales intensivos	Sistemas agroforestales mediana intensidad	Sistemas agroforestales baja intensidad
Zona 6	Captación California	Nacimientos	Compra predios Revegetalización	Aislamiento Revegetalización	Revegetalizacion
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad
		Retiros	Compra predios Revegetalización	Aislamiento (100 m) Revegetalización	Aislamiento (50 m)
		Predios públicos	Revegetalización	Revegetalización	Restauración pasiva
Zona 7	Captación Romerales	Retiros	Compra predios Revegetalización	Aislamiento (100 m) Revegetalización	Aislamiento (50 m)
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad
		Cobertura bosques	Aislamiento Revegetalización	Aislamiento Revegetalización	Aislamiento
		Predios públicos	Revegetalización	Revegetalización	Restauración pasiva
Zona 8	Captación Los Urapanes	Cobertura bosques	Aislamiento Revegetalización	Aislamiento Revegetalización	Aislamiento
		Retiros	Compra predios Revegetalización	Aislamiento (100 m) Revegetalización	Aislamiento (50 m)
		Cobertura pastos	SSP intensivo	SSP mediana intensidad	SSP baja intensidad

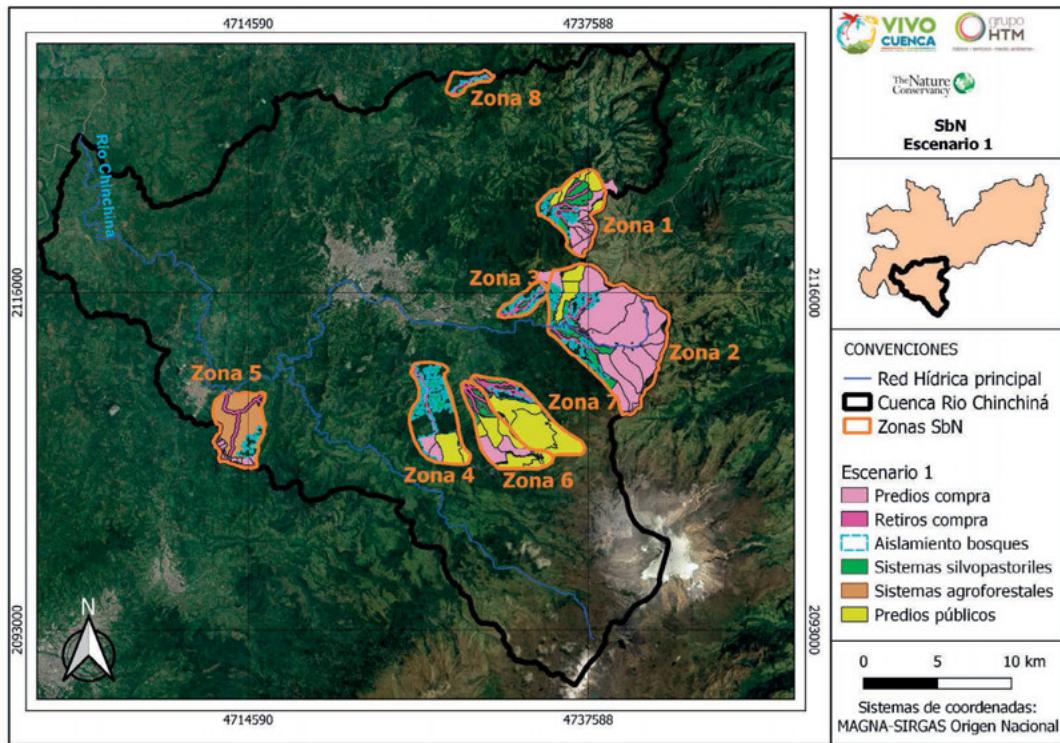


Figura A11 | Mapa que ilustra las SbN propuestas para el caso de negocio para el escenario 1 en todas las zonas de interés.

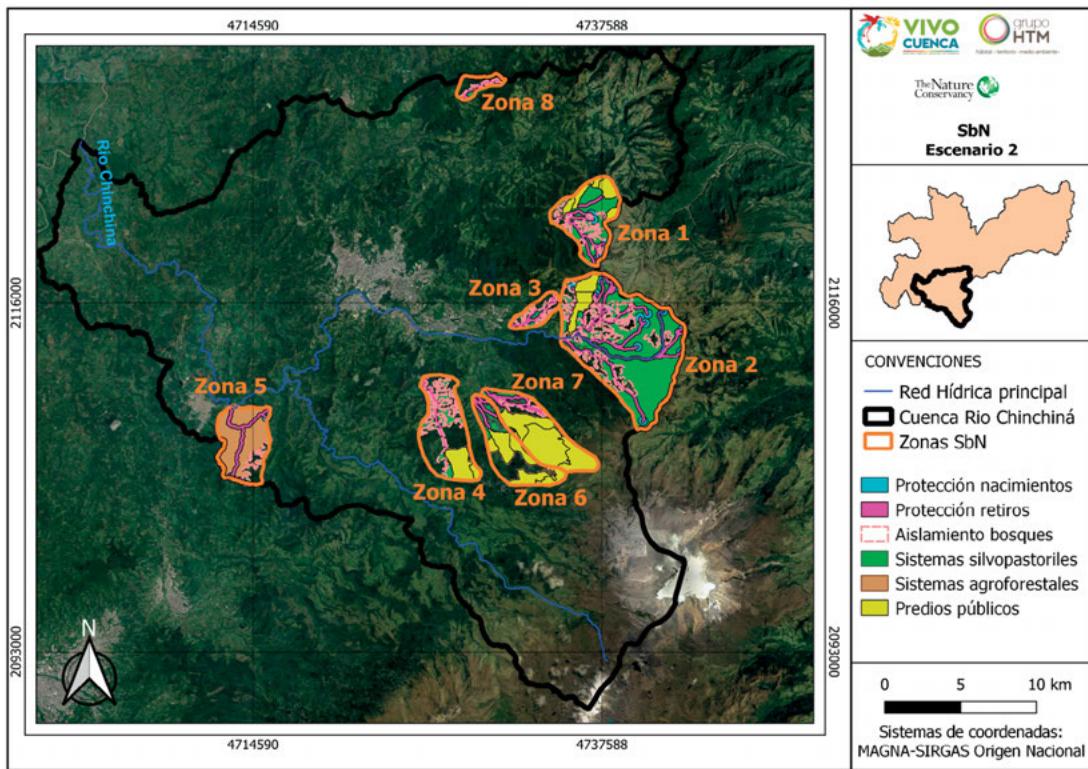


Figura A12 | Mapa que ilustra las SbN propuestas para el caso de negocio para el escenario 2 en todas las zonas de interés.

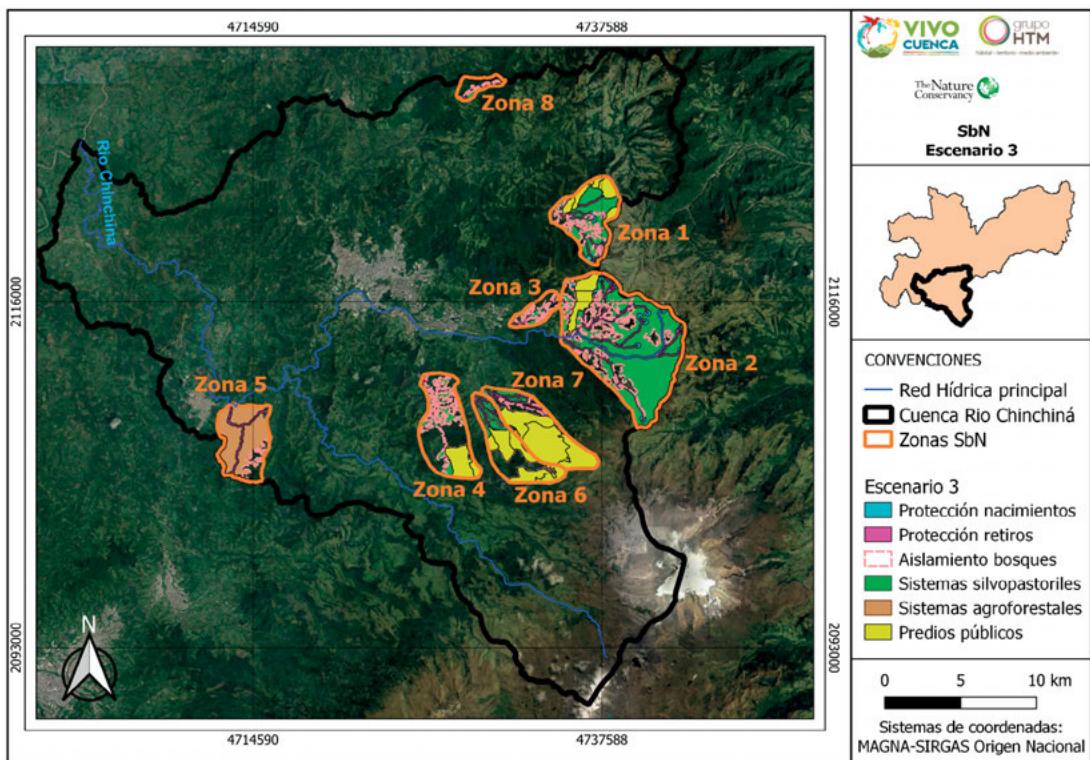


Figura A13 | Mapa que ilustra las SbN propuestas para el caso de negocio para el escenario 3 en todas las zonas de interés.

ANEXO 2 METODOLOGÍA PARA LA DESAGREGACIÓN DE LA PRECIPITACIÓN CMIP6 USANDO LA TÉCNICA DE TRANSFORMACIÓN CUANTIL

El objetivo principal del planteamiento de escenarios de simulación hidrosedimentológica consiste en estimar cuantitativamente la producción de sedimentos futura para la cuenca del río Chinchiná en diferentes condiciones de cambios de cobertura del suelo, según diferentes estrategias de conservación. Así, se requiere de una línea de referencia para determinar los sedimentos que se podrían llegar a producir en la cuenca y cómo estos se podrían reducir bajo la implementación de esquemas de SbN. Para abordar tal objetivo, se requiere de plantear una serie de ejercicios de modelación que permitan obtener las concentraciones de sedimentos de largo plazo en la cuenca, y, en particular, los cambios de esta concentración respecto a una referencia base. Dentro de este planteamiento, se considera, en primer lugar, el escenario de referencia para la comparación de los resultados en los demás escenarios. Este escenario se plantea de forma tal que sus resultados representen una condición de la cuenca en la cual no se realiza una intervención explícita de los usos del suelo, sino que se preserve la tendencia general de modificación de estos usos que se ha presentado históricamente en la cuenca. En este caso, este escenario base se conoce como escenario tendencial. Para la implementación del escenario tendencial es necesario obtener una serie de proyecciones de clima, principalmente series de precipitación, que alimenten el modelo hidrosedimentológico de la cuenca.

La obtención de tales series requiere de esquemas de proyección que no son triviales, los cuales deben enmarcarse en el ámbito del cambio climático y su pronóstico. Por este motivo, para considerar las series climatológicas futuras se recurrió a los productos del proyecto de comparación de modelos acoplados, en su versión 6 (CMIP6, por sus siglas en inglés). Este proyecto es una iniciativa que engloba a la comunidad científica mundial en el marco de las proyecciones climáticas utilizando Modelos de Circulación Global (GCM, por sus siglas en inglés). Bajo las condiciones de tales modelos, se han planteado diferentes escenarios de simulación del clima futuro que permiten obtener un marco de referencia global del entendimiento del cambio climático y sus

interacciones con la actividad humana. Los productos ofrecidos por las simulaciones de CMIP6 son muy variados y provienen de diferentes fuentes de modelación, donde se identifican dos categorías de condiciones: los escenarios y los modelos. Un escenario define los forzamientos del clima futuro en función de diferentes combinaciones de hipótesis sobre la producción de gases efecto invernadero, abarcando condiciones de proyección que van desde escenarios de aumento en las tasas de producción de CO₂, hasta reducción de los gases en diferentes porcentajes.

Bajo este contexto, para este estudio se optó por obtener los productos ofrecidos por el modelo NORESM2-MM, bajo la simulación del escenario SSP 5-8.5, ya que estos datos han mostrado una buena representatividad de la precipitación en Colombia. Es importante aclarar que esta trayectoria de concentración representativa corresponde al peor de los escenarios propuestos por IPCC, combinado con la trayectoria socioeconómica compartida que considera emisiones de CO₂ sustancialmente más altas que RCP8.5, con reducciones correspondientemente mayores en las emisiones que no son de CO₂. De esta forma, fue posible obtener mapas de precipitación y temperatura del aire a escala diaria para la cuenca del Río Chinchiná, entre 2024 y 2054, que es el horizonte de modelación de los diferentes escenarios de conservación. Vale destacar que ambos conjuntos de datos tuvieron un procesamiento en el cual se corrigió el sesgo propio de los GCMs de los que se obtienen, de forma que representen de mejor forma el clima de la región de estudio. Así, teniendo los datos de entrada del modelo, provenientes de las proyecciones climáticas de CMIP6, y los parámetros de modelación derivados de los mapas de coberturas obtenidos con el análisis de proyección tendencial en los cambios en la cuenca, es posible ejecutar el modelo hidrosedimentológico planteado para obtener series simuladas futuras de sedimentos. Las series de temperatura extraídas de los productos CMIP6 se post-procesan para estimar evapotranspiración potencial vía la ecuación de Thornwaite, que parametriza las salidas del tanque de almacenamiento capilar en el modelo TETIS.

Teniendo en cuenta la resolución espacial de los productos climatológicos provenientes de GCMs, típicamente es recomendable considerar una estrategia de desagregación espacial para acoplar los datos globales a la región de estudio. En el marco de este estudio, se aplicó una estrategia de desagregación estadística basada en implementar una transformación cuantil entre los datos de CMIP6 y los mapas de precipitación obtenidos para el procedimiento de calibración del modelo hidrológico. Así,

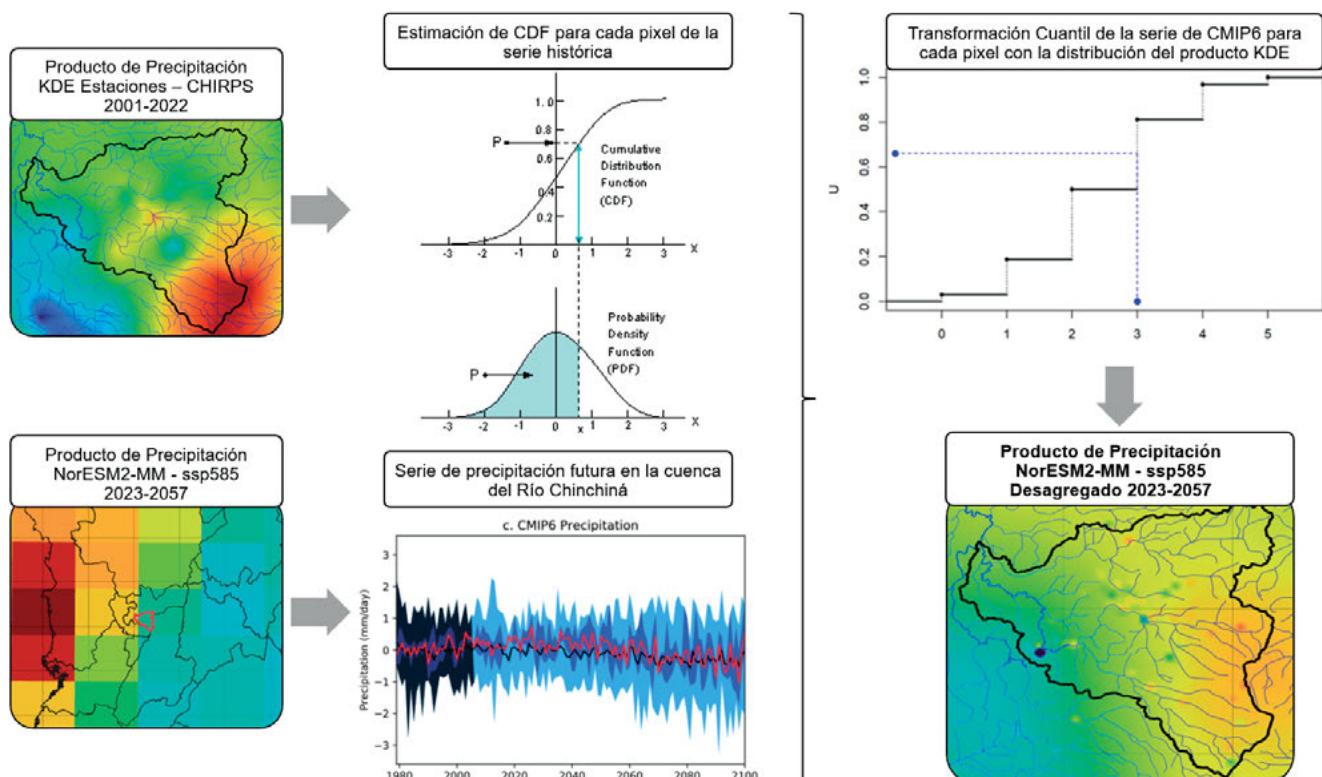


Figura A21 | Procedimiento de desagregación de los datos de precipitación de CMIP6 mediante Transformación Cuantil.

del producto de CMIP6 se obtiene una serie de tiempo que representa la celda en el cual se encuentra contenida la cuenca del río Chinchiná, y se realiza un análisis probabilístico para conocer los cuantiles de la serie. Conociendo los cuantiles de los valores de precipitación futura que se obtiene de este producto, se “transforman” los cuantiles a la distribución de probabilidades de cada celda del producto de precipitación histórica, utilizado para la calibración. La desagregación permite obtener mapas de lluvia ajustados a la escala de modelación hidrológica, donde se tiene una resolución de píxel de 100 m, y ajustado a las precipitaciones históricas de cada localización, de acuerdo con el análisis de la precipitación realizado previamente. En la Figura A21, se presenta un esquema que resume el procedimiento de desagregación de los mapas obtenidos del producto de CMIP6 para la cuenca del río Chinchiná.

ANEXO 3 RESULTADOS DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO

Para la calibración del modelo de hidrológico, se seleccionó como referencia la estación de caudal El Retiro, propiedad del Instituto Nacional de Hidrología, Climatología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), que se encuentra ubicada en el cierre de la cuenca del río Chinchiná. Esta estación posee un registro que inicia en 1970 y culmina en 2014. Sin embargo, dado que la estimación de la precipitación se realizó entre 2001 y 2020, solamente se tiene disponible para calibración, el período 2001-2014. Así, este período se dividió en dos etapas: 2001-2007 como período de calibración, y 2008-2014 como período de validación temporal. Adicionalmente, se seleccionaron otras tres estaciones de caudal al interior de la cuenca del río Chinchiná, para realizar la validación de los parámetros de calibración, y se selecciona una estación adicional en la cuenca vecina del río Tapias para la calibración del modelo de sedimentos, ya que la cuenca del Chinchiná no cuenta con una estación de aforo de sedimentos. Dadas las anteriores consideraciones, en la Tabla A31 se presenta el listado de estaciones implementadas en el proceso de calibración y validación del modelo, y en la Figura A31 se muestra la distribución espacial de las estaciones de caudal seleccionadas.

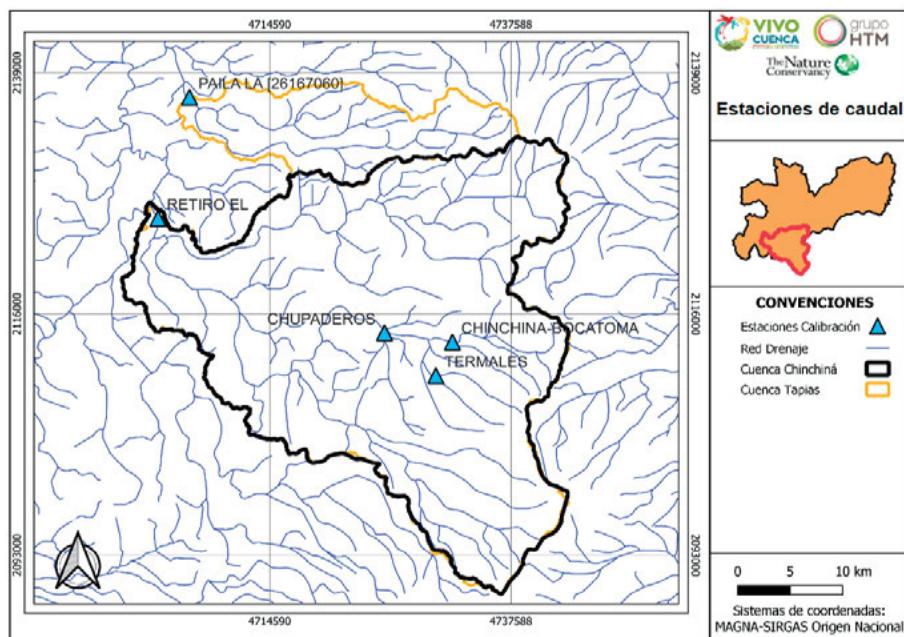
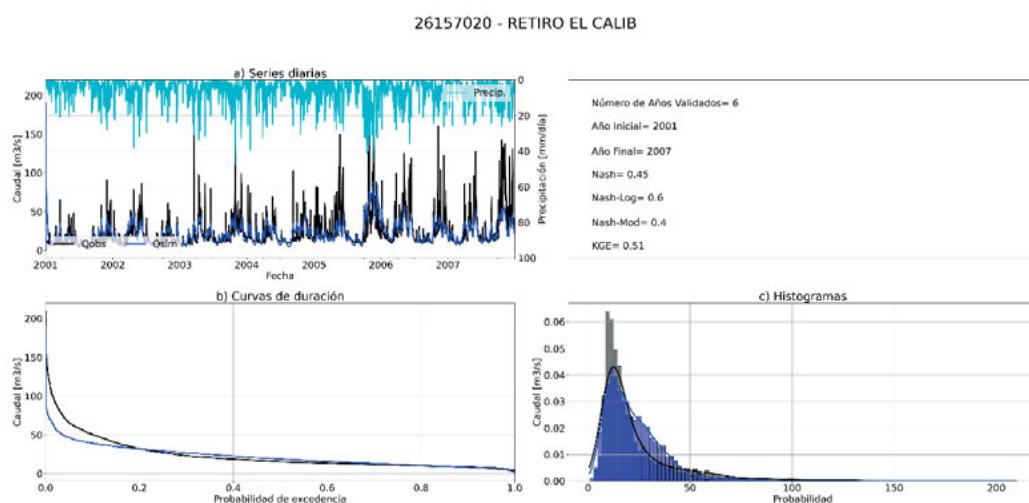
Después de haber definido las cuencas tributarias a las estaciones de calibración, se procedió con la calibración de los modelos hidrológicos utilizando el método *Shuffle Complex Evolution* (SCE-UA). Previamente, se exploraron diferentes tamaños de celda tal que se tuviera una solución de compromiso entre eficiencia computacional y detalle en la representación de los procesos hidrológicos. Bajo este enfoque, se exploraron tamaños de celda entre 50 m y 200 m, determinándose que 100 m es un tamaño de celda adecuado que cumple con los criterios planteados. Así pues, los resultados que se presentan en este trabajo corresponden a modelos implementados a una resolución espacial de 100 m. Bajo este contexto, en la Figura A32 se presenta los resultados de simulación utilizando los mejores parámetros de calibración que pudieron obtenerse para la cuenca del río Chinchiná hasta la estación El Retiro. En esta figura (y en las figuras subsecuentes de comparación) se muestran las series de caudales diarios simulados y observadas, las curvas de duración de caudales diarios y el histograma de frecuencias de los caudales, y los valores de la función objetivo obtenidos para la calibración o validación.

Los resultados de calibración para la estación El Retiro muestran que los criterios de eficiencia en el ajuste para la calibración son superiores al 45%, lo cual sugiere un buen ajuste de las series simuladas con respecto las de referencia aforadas en las estaciones. Gráficamente, se observa que el modelo calibrado simula adecuadamente los caudales que tienen más del 15% de probabilidad de excedencia, los cuales incluyen caudales medios y mínimos (de recesión) y abarcan la mayor parte de horizonte temporal de calibración. A pesar de ello, el modelo no reproduce adecuadamente los caudales máximos de la serie objetivo. Este comportamiento respecto a los caudales máximos es típico en modelos hidrológicos de simulación continua implementados a escala diaria debido al proceso de agregación temporal de la lluvia observada en las estaciones; comportamiento que ha sido reportado ampliamente en la literatura científica. En este sentido, el procedimiento de agregación de la lluvia a resolución diaria elimina las precipitaciones pico que generan los eventos de crecida que pueden ser efectivamente observados en las estaciones de aforo de caudales, lo cual limita las capacidades predictivas en este tipo de modelos. De ello sigue que puede considerarse que una calibración satisfactoria se da en la medida en que la mayor parte de la curva de duración de caudales observada quede satisfactoriamente reproducida, como es el caso del modelo implementado. En resumen, la calibración obtenida para el modelo implementado se considera como aceptable bajo el criterio de la reproducción de la curva de duración.

En la Figura A33 se presenta la comparativa entre las series de Sólidos Suspendidos Totales (SST) simulados en la estación La Paila, en la cuenca del río Tapias, utilizando los parámetros hidrológicos calibrados para la cuenca del río Chinchiná. En esta figura se muestra la comparación de las series de SST diarias, mensuales y anuales simuladas y observadas en la estación de calibración,

Tabla A31 | Estaciones con registros de caudal seleccionadas para la calibración y validación del modelo.

Código	Nombre	Entidad	Cuenca	Tipo	Inicio	Fin
26157020	RETIRO EL [26157020]	IDEAM	Río Chinchiná	Calibración	2001	2007
26157080	CHUPADEROS	IDEAM	Río Chinchiná	Validación	2001	2011
AMC_001	CHINCHINA-BOCATOMA	Aguas Manizales	Río Chinchiná	Validación	2008	2015
AMC_010	TERMALES	Aguas Manizales	Río Chinchiná	Validación	2005	2015
26167060	PAILA LA [26167060]	IDEAM	Río Tapias	Calibración Sedimentos	2001	2007

**Figura A31** | Mapa de localización de estaciones de aforo de caudal objetivo de calibración y validación del modelo hidrológico.**Figura A32** | Comparación de la serie de caudal simulada contra la observada en la estación El Retiro, con el modelo calibrado para la estación El Retiro.

y además se muestra la comparación entre las series de caudal sólido y líquido simuladas por el modelo. En cuanto a la serie diaria, se evidencia que la serie simulada presenta problemas para la representatividad de la serie de SST observada en la estación La Paila, pues las condiciones de variabilidad general de la serie observada no son capturadas por la simulación. Esta situación es atribuible al hecho de que la serie observada es derivada de una curva de calibración de sedimentos que, a partir de los registros de caudal de la estación, permite estimar una concentración de sólidos suspendidos totales, lo que genera una incertidumbre importante en cuanto a estos registros. Si la ecuación de calibración para convertir caudales sólidos (Q_s) a líquidos (Q_l) no es potencial, de la forma $Q_s = aQ_l^b$, no se puede representar la variabilidad de las concentraciones de los sedimentos a diferentes escalas espacio temporales. En este sentido, cabe recordar que las concentraciones de sedimentos varían en escala logarítmica y su estimación es altamente sensible, ya sea a los valores ajustados de los parámetros, a la forma de la ecuación que relaciona los caudales líquidos y sólidos o al procedimiento de muestreo de los datos de calibración de la ecuación de transformación.

Fuera de lo anterior, se puede evidenciar que la serie observada no corresponde a las rachas de precipitación registradas pues, tanto en la serie diaria y en la mensual y en eventos de baja precipitación, los SST observados tienen picos que no se encuentran registrados en la serie de precipitación. Por el contrario, la serie simulada es un reflejo de la lluvia que entra a la cuenca, en todas las escalas temporales, siguiendo entonces la consecuencia del fenómeno físico de producción de sedimentos, donde se espera que la concentración de estos dependa directamente de las rachas de precipitación por efecto de la producción de sedimento en ladera y el consecuente arrastre aguas abajo. En este punto se debe destacar el limitante que implica no contar con estaciones de caudales sólidos dentro de la cuenca del río Chinchiná, dado que tanto el tamaño como la forma de la cuenca del río Tapias, pueden producir diferentes efectos en el transporte de sedimentos que aquellos esperables en la cuenca del río Chinchiná. A pesar de esta limitante en la disposición de datos, se debe enfatizar que sobre la cuenca del río Tapias se calibra únicamente el factor corrector de producción de sedimentos y se usan los mismos factores correctores de los componentes hidrológicos calibrados para las series observadas en la cuenca del río Chinchiná, con lo cual se espera que los efectos de imprecisión ocasionados por el proceso de traslación del parámetro sean mínimos en las series simuladas para los diferentes escenarios. En la serie anual de SST promedio que se obtiene una vez se calibra el factor corrector del modelo sedimentológico para esta cuenca se puede apreciar que, si bien la serie simulada no sigue exactamente el comportamiento de la observada, en términos generales los picos y la variabilidad de las series coinciden, mostrando una tasa de producción de sedimentos muy similar en ambos casos, lo cual es el objetivo final de este proceso de simulación. En términos cuantitativo, se obtuvo un coeficiente de eficiencia de Nash cercano al 20% durante el proceso de calibración del factor corrector. Aunque puede parecer un valor bajo, se considera aceptable dado el contexto de escasez de

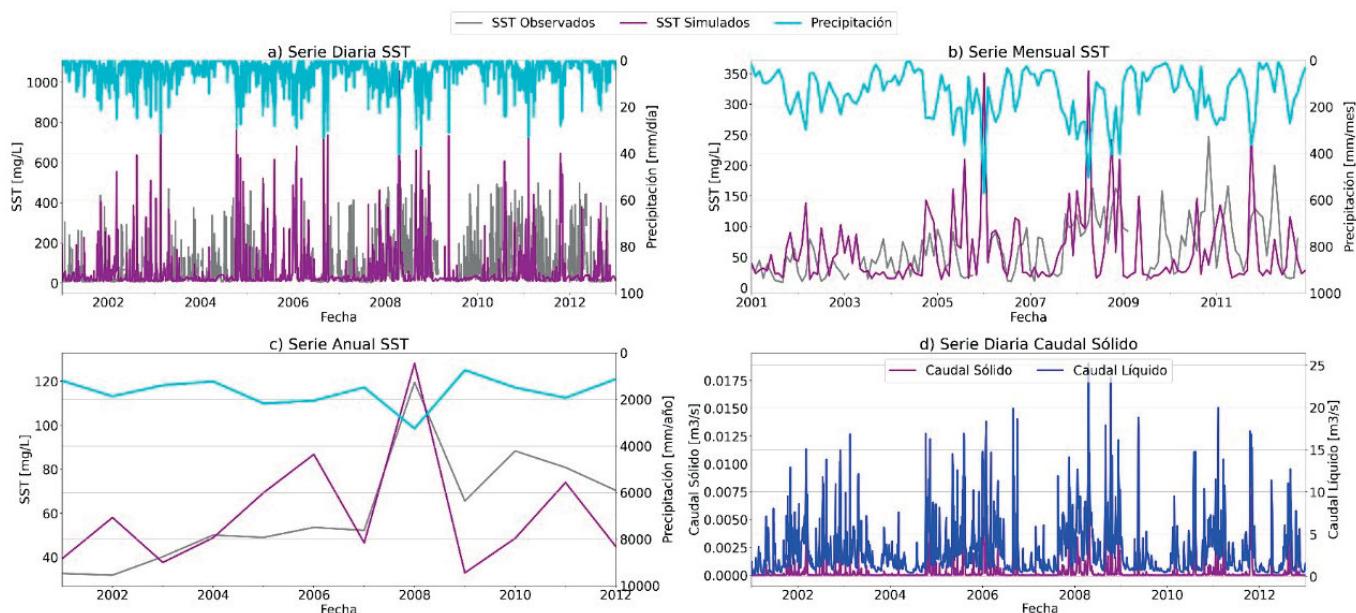


Figura A33 | Comparación de la serie de Sólidos Suspensos Totales simulada contra la observada en la estación La Paila, con el modelo calibrado para la estación El Retiro.

información de sedimentos y los extraños comportamientos de las observaciones disponibles. Aunque es evidente que existe una limitante para el modelo en cuanto a la estimación de los sedimentos a escala diaria, a escala mensual o anual, se puede ver que el balance global de la producción de sedimentos se mantiene consistente dentro de la cuenca en términos de la respuesta a períodos húmedos y secos por la influencia de la precipitación. De ello sigue que es posible realizar análisis de intervención sobre el territorio con este modelo en dichas escalas temporales, que son precisamente las escalas de interés en procesos de planificación ambiental. Bajo este contexto, se considera que el modelo, si bien no ofrece el mejor detalle posible respecto a la producción de sedimentos a escala diaria, sí permite realizar análisis inferencial en cuanto la tasa de producción de sedimentos a escala de gestión.

En adelante, se presentan los resultados de la validación del modelo comparando las simulaciones obtenidas con los factores correctores calibrados, para otras estaciones de medición y para la estación de calibración en diferentes intervalos de tiempo. En este sentido, se plantea una validación espaciotemporal del modelo. La Figura A34 presenta el resultado de simulación en la estación Chupaderos (parte media de la cuenca del río Chinchiná) durante el período de calibración en El Retiro. Este resultado muestra un estadístico de eficiencia de 0.33, lo cual muestra un ajuste aceptable entre las series observada y simulada, si bien se baja el rendimiento respecto al 0.45 obtenido en la comparación con la serie de calibración. A pesar de esto, los hidrogramas muestran una representatividad significativa entre sí y la tendencia de variabilidad adecuada. También se observa que la estimación de la lluvia llevada a cabo para este modelo es muy consistente puesto que los picos y las recessiones de caudal coinciden en la mayoría de los momentos de las series tanto de calibración como de validación y su distribución espacial dentro de la cuenca es representativa de todas las fuentes de información usadas para la estimación de los capos diarios de caudal.

A la luz de estos resultados, se podría inferir que la calibración obtenida permite representar los caudales diarios de la cuenca del río Chinchiná tanto para la parte bajo como para la parte media de la misma. Sin embargo, para validar tal afirmación, y para comprobar la capacidad predictiva del modelo en la parte alta de la cuenca, se realizó la validación con la estación Chinchiná-Bocatoma. Los resultados de validación espacial para la estación Chinchiná-Bocatoma se presentan en la Figura A35 y no son tan favorables como los presentados para la estación Chupadero. Se encontró un descenso significativo de la eficiencia en la reproducción de los caudales observados (de un 45% en calibración se pasa a un 15% en validación espacial) y falta de representatividad de los caudales medio y mínimos y, en consecuencia, de la curva de duración observada. Resultados análogos se encontraron al aplicar la validación espacial en la estación Ternales. Ahora bien, si se considera que las estaciones Chinchiná-Bocatoma y Ternales son administradas por Aguas de Manizales y las estaciones Chupadero y El Retiro son operadas por el IDEAM, se podría plantear que existen disparidades entre los procedimientos de calibración de las secciones de aforo por parte de los dos operadores. En otras

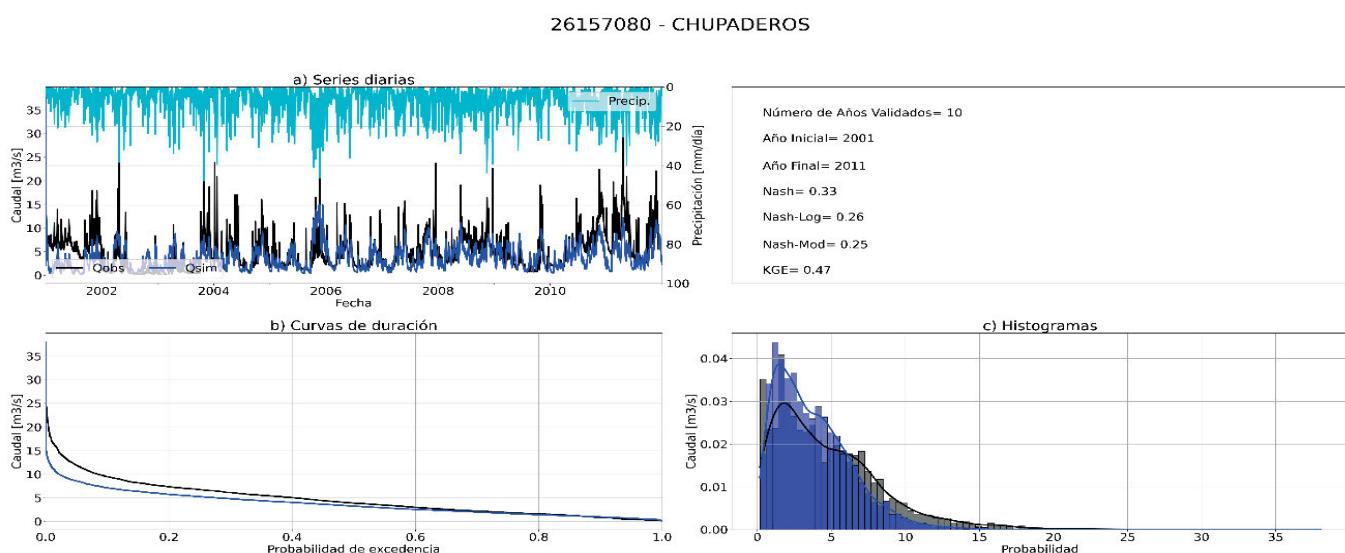


Figura A34 | Comparación de la serie de caudal simulada contra la contra la observada en la estación Chupaderos, con el modelo calibrado para la estación El Retiro.

palabras, usando las técnicas de aforo de los dos operadores en la misma sección, se encontrarían caudales diferentes al hacer la transformación de nivel medido mediante la curva de la sección.

Asumiendo lo anterior, se considera que el conjunto de parámetros calibrados en la estación El Retiro no podría representar los caudales aforados en las estaciones de Aguas de Manizales y se realizó un refinamiento de la estimación de los factores correctores para mejorar la representatividad de los caudales aforados en las estaciones de Aguas de Manizales en la parte alta de la cuenca. En otras palabras, se recalibró el modelo durante el proceso de validación para dar más consistencia espaciotemporal de los mismo a la luz de los datos disponibles. Dicho procedimiento consistió en correr el algoritmo del SCE-UA para obtener un nuevo conjunto de factores correctores, pero teniendo como objetivo esta vez reproducir la serie de Chinchiná-Bocatoma. Así, en la Figura A36 se presenta la comparativa de la serie observada en la estación Chinchiná-Bocatoma, con la simulación del modelo

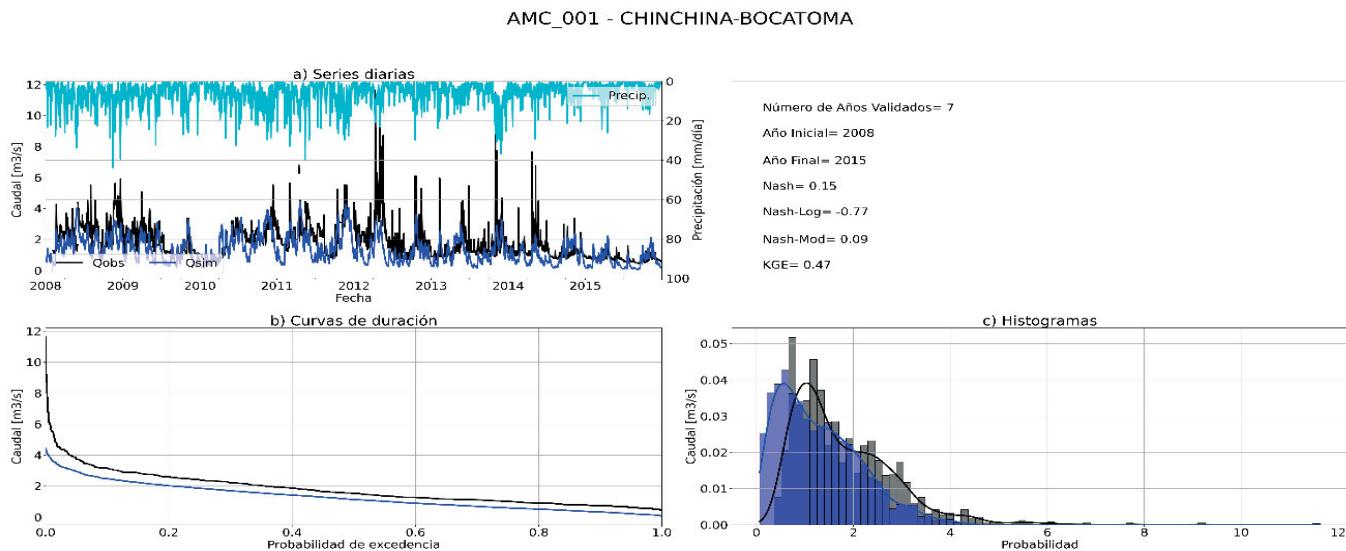


Figura A35 | Comparación de la serie simulada contra la observada en la estación Chinchiná-Bocatoma, con el modelo calibrado para la estación El Retiro.

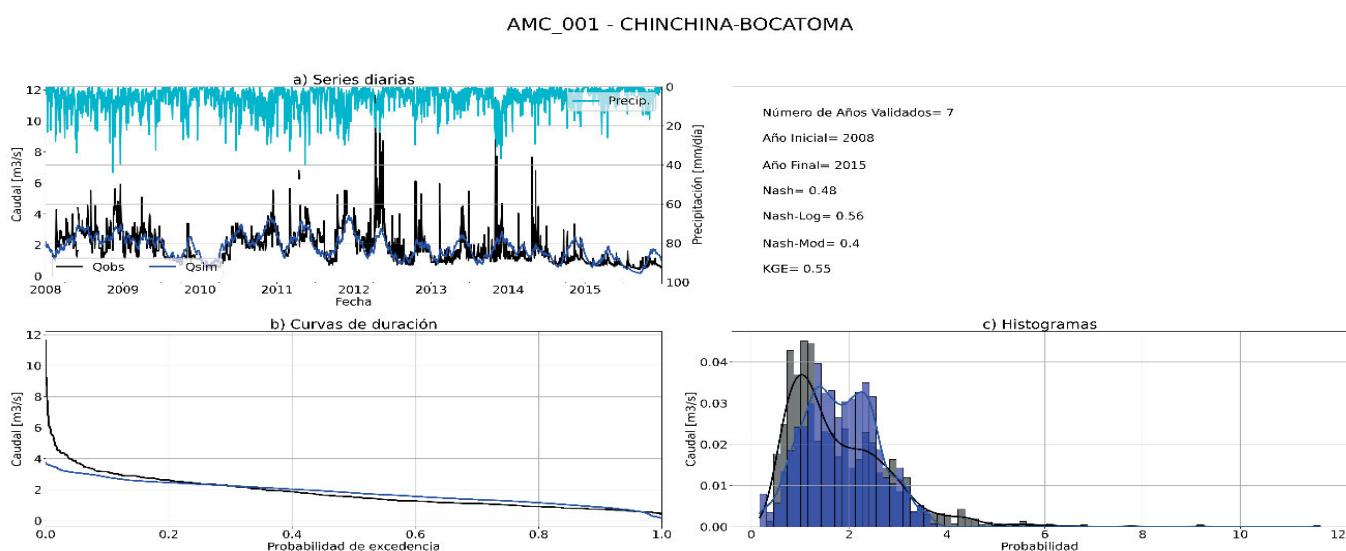


Figura A36 | Comparación de la serie simulada contra la observada en la estación Chinchiná-Bocatoma, con el modelo calibrado para la estación Chinchiná-Bocatoma.

bajo este nuevo conjunto de parámetros calibrados. Los resultados muestran que se logra aumentar significativamente el ajuste de las series simuladas, obteniendo un valor del estadístico de Nash de 0.48, que es el reflejo de un buen ajuste entre las series, manifestando una muy buena reproducción de la curva de duración observada.

En la Tabla A32 se presentan los valores de los factores correctores obtenidos para las dos calibraciones discutidas, incluyendo el factor corrector del modelo de sedimentos calibrado para la cuenca del río Tapias. En general, se nota que la mayoría de los parámetros de ambos modelos son muy parecidos, con excepción de aquellos que tienen que corregir las velocidades de traslación de la escorrentía ladera y canal abajo. El hecho de que estos parámetros sean los que se modifiquen durante el refinamiento de parámetros, confirma la hipótesis de las disparidades entre técnicas de aforo, dado que ellos son los que dominan la reproducción de los caudales, sin importar el almacenamiento de agua en los diferentes compartimientos de la cuenca. Considerando lo anterior, se puede decir que el modelo ha sido validado, con la salvedad de que se debe usar un conjunto de parámetros para simular los caudales a la salida de la cuenca (calibrados con la estación el retiro) y otros para las cuencas de la parte alta (calibrados para la estación Chinchiná Bocatoma).

Tabla A32 | Valores de los factores correctores calibrados para la cuenca del río Chinchiná en las estaciones El Retiro y Chinchiná Bocatoma, representativos de la parte alta de la cuenca y la salida de la cuenca. FCsed estimado para la estación La Paila.

Factor Corrector	Calibración Estación El Retiro	Calibración Estación Chinchiná-Bocatoma
FCEtp	0.89	0.72
FCKs	1.01	1.19
FCKp	1.00	1.00
FC2	1.96	0.38
FC3	94.90	95.52
FC4	39.16	7.90
FC5	0.26	0.60
FCHu	0.64	0.71
FCHg	101.01	97.26
FCsed	250.00	250.00