



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Trade offs y sinergias de servicios ecosistémicos potenciales con base en cambios de coberturas vegetales

Laura Isabel Arango Carvajal

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agrarias, Área Curricular de Bosques y Conservación Ambiental
Medellín, Colombia
2021

***Trade offs* y sinergias de servicios ecosistémicos potenciales con base en cambios de coberturas vegetales**

Laura Isabel Arango Carvajal

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:
Magíster en Bosques y Conservación Ambiental

Director:

Ph.D. Juan Diego León Peláez

Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín

Codirector:

Ph.D. Juan Camilo Villegas Palacio

Universidad de Antioquia

Línea de Investigación:

Servicios Ecosistémicos

Grupo de Investigación:

Restauración Ecológica de Tierras Degradadas en el Trópico

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias, Área Curricular en Bosques y Conservación Ambiental
Medellín, Colombia

2021

*“Débil es la inteligencia de los hombres,
y falsas muchas veces sus reflexiones;
el cuerpo mortal es un peso para el alma;
estando hecho de barro, oprime la mente,
en la que bullen tantos pensamientos.*

*Con dificultad imaginamos las cosas de la tierra,
y trabajosamente hallamos lo que está a nuestro alcance.*

Pero, ¿quién puede descubrir las cosas celestiales?

*Nadie puede conocer tus planes
sino aquel a quien das sabiduría*

y sobre quien desde el cielo envías tu Santo Espíritu.”

Sabiduría 9: 14-18

A Bertha Lía y Ramón Isidro

Agradecimientos

El sentimiento de gratitud que tengo hacia todos aquellos involucrados en este proceso es sin duda la mayor riqueza que me ha dejado este tiempo. Quiero agradecer en primer lugar a Dios, de quién viene todo lo bueno y perfecto que se nos da (Santiago 1:17). Agradezco profundamente a mis padres y hermanas por su compañía, paciencia, soporte y amor; por ser mi pilar y mayor motivación.

A los profesores Juan Diego León y Juan Camilo Villegas por todo el tiempo brindado en el acompañamiento y guianza durante este proceso, por sus enseñanzas, correcciones, dedicación y buen humor. A la profesora Clara Villegas por haberme confiado el desarrollo de este proyecto. A Marta Nelly Vargas, de quién admiro el amor para desempeñar su trabajo, por su excelente orientación y acompañamiento incluso desde antes de iniciar el posgrado. A la Universidad Nacional de Colombia, facultad de Ciencias Agrarias sede Medellín y al Área Curricular en Bosques y Conservación Ambiental por abrirme sus puertas.

De manera muy especial quiero agradecer a aquellos que sin ningún interés dedicaron tardes enteras en transmitirme sus aprendizajes y habilidades. El resultado de este trabajo es gracias a todos ustedes: Andrés González, Jesús Galarcio, David Duque, Alejandro Montealegre, Geusep Ortega y Santiago Valencia. A Jessica Sánchez y Juan David Chimá, sin quienes seguir adelante hubiese sido imposible, jamás habrá una forma de compensar tanto apoyo.

A Jenny Machado, Empresas Públicas de Medellín (EPM), Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y a la Gobernación de Antioquia por la información suministrada. A Colciencias por proveer los recursos económicos para esta investigación a través del Proyecto “Trayectorias de sistemas socio-ecológicos y sus determinantes en cuencas estratégicas en un contexto de cambio ambiental. Código 110180863961” Convocatoria 808-2018 Proyectos de ciencia, tecnología e innovación y su contribución a los retos de país.

Resumen

La demanda sobre los recursos naturales se ha incrementado durante los últimos años, favorecida por el aumento poblacional, desencadenando presiones sobre los ecosistemas tropicales de montaña, y alteraciones significativas a las coberturas vegetales naturales y los usos del suelo asociados. Esta dinámica a su vez puede derivar en una variación de las funciones ecosistémicas y comprometer la capacidad de dichos ecosistemas para proveer bienes y servicios. En ese sentido, se hace necesario profundizar en el conocimiento de la dinámica de los servicios en el tiempo y sus interacciones, especialmente aquellos relacionados con los recursos agua y suelo, y que pueden ser susceptibles a los cambios de las coberturas vegetales. En este trabajo, se evalúan las relaciones de *trade offs* y sinergias de los servicios ecosistémicos potenciales de regulación hídrica y control de la erosión, en la cuenca estratégica de Rio Grande ubicada en los Andes Colombianos, la cual es fundamental para el abastecimiento de agua, la generación de energía hidroeléctrica y la producción agropecuaria de la región. Se generaron mapas de coberturas de la tierra a partir de clasificaciones supervisadas basadas en píxel, sobre imágenes Landsat para los años 1997, 2009 y 2019 y se incluyeron tres escenarios hipotéticos posibles: coberturas naturales, cultivos y pastos. Posteriormente, se emplearon las herramientas de modelación SWAT y RUSLE para representar los servicios ecosistémicos en cada uno de los escenarios planteados. Las transiciones de las coberturas y la intensidad de los cambios de los servicios entre los escenarios 1997-2009, 2009-2019, 1997-2019, 2019-Coberturas naturales, 2019-Cultivos y 2019-Pastos; se evaluaron píxel a píxel, y a partir de este resultado, se implementó un indicador haciendo uso del álgebra de mapas, para identificar la posibilidad de que se haya generado *trade off* o sinergia en cada píxel. Se encontró que, durante las últimas dos décadas, no ha habido variaciones significativas en los servicios evaluados en la cuenca, debido a la alta permanencia de las coberturas vegetales. En general las relaciones de sinergias predominaron bajo todos los escenarios, sin embargo, solo para las transiciones asociadas a 2019-Coberturas naturales se presentaron sinergias incrementales o de ganancia de los servicios. Se identificó además que, para algunas transiciones de

coberturas determinadas, pueden presentarse tanto *trade offs* como sinergias, lo que pone en evidencia la complejidad de las asociaciones entre los factores ambientales de un ecosistema. Nuestros hallazgos indican que el conocimiento y la valoración de las interacciones entre los servicios ecosistémicos sobre escenarios actuales y futuros, son fundamentales en la definición de herramientas de gestión y planificación del territorio, especialmente en áreas estratégicas.

Palabras clave: *transiciones de coberturas, regulación hídrica, control a la erosión del suelo, servicios ecosistémicos potenciales, modelación, sinergias, trade offs.*

Trade offs and synergies of potential ecosystem services based on landcover changes: Abstract

The demand on natural resources has increased in recent years, favored by population growth, triggering pressures on tropical mountain ecosystems and significant alterations to natural vegetation cover and associated land uses. This dynamic in turn can lead to a variation in ecosystem functions and compromise the capacity of these ecosystems to provide goods and services. In this sense, it is necessary to deepen the knowledge of the dynamics of services over time and their interactions, especially those related to water and soil resources, which may be susceptible to changes in vegetation cover. In this work, trade-offs and synergies of potential ecosystem services of water regulation and erosion control are evaluated in the Rio Grande strategic watershed located in the Colombian Andes, which is fundamental for water supply, hydroelectric power generation and agricultural production in the region. Land cover maps were generated from supervised pixel-based classifications on Landsat images for the years 1997, 2009 and 2019 and included three possible hypothetical scenarios: natural cover, crops and pastures. Subsequently, SWAT and RUSLE modeling tools were used to represent the ecosystem services in each of the scenarios. Cover transitions and intensity of service changes between the 1997-2009, 2009-2019, 1997-2019, 2019-Natural Cover, 2019-Crops and 2019-Pasture scenarios were evaluated pixel by pixel, and based on this result, an indicator was implemented using map algebra to identify the possibility of trade off or synergy in each pixel. It was found that, during the last two decades, there have been no significant variations in the services evaluated in the basin, due to the high permanence of vegetation cover. In general, synergistic relationships predominated under all scenarios; however, only for the transitions associated with 2019-Natural Cover were there incremental synergies or gains in services. It was also identified that, for some given cover transitions, both tradeoffs and synergies can occur, highlighting the complexity of associations between environmental factors in an ecosystem. Our findings indicate that knowledge and valuation of the interactions between ecosystem services in current and future scenarios are fundamental in the definition of land management and planning tools, especially in strategic areas.

Keywords: *land cover transitions, Hydrologic regulation, soil erosion control, potential ecosystem services, modeling, synergies, trade offs.*

Contenido

Pág.

Resumen.....	IX
Lista de figuras.....	XV
Lista de tablas	XVII
1. Introducción.....	1
2. Desarrollo metodológico.....	5
2.1 Área de Estudio	5
2.2 Insumos de información y herramientas informáticas	7
2.3 Coberturas vegetales.....	8
2.3.1 Generación de mapas	9
2.3.2 Validación de los mapas generados	13
2.3.3 Transición de las coberturas vegetales	14
2.3.4 Escenarios de coberturas.....	14
2.4 Representación de la Regulación Hídrica	15
2.4.1 Datos y configuración del modelo	15
2.4.2 Generación de caudal a la salida del embalse	16
2.4.3 Calibración y validación del modelo	17
2.4.4 Índice de regulación hídrica.....	18
2.5 Representación del Control de la erosión	18
2.5.1 Cálculo de los factores de la RUSLE.....	19
2.5.2 Control de la erosión	22
2.6 Análisis de sinergias y <i>Trade offs</i> entre los servicios ecosistémicos	22
2.6.1 Índice de cambio de los servicios ecosistémicos.....	23
2.6.2 <i>Trade offs</i> y Sinergias espacio - temporales de los servicios ecosistémicos.....	23
3. Resultados	25
3.1 Mapas de coberturas vegetales	25
3.1.1 Validación de los mapas de coberturas vegetales.....	26
3.1.2 Transiciones de las coberturas vegetales.....	27
3.2 Representación de la Regulación hídrica.....	31
3.2.1 Calibración y validación del modelo SWAT	31
3.2.2 Regulación hídrica	32
3.3 Representación del Control de la erosión	37
3.3.1 Erosión bajo los diferentes escenarios	37
3.3.2 Control de la erosión	39

3.4	<i>Trade offs</i> y sinergias entre los servicios ecosistémicos potenciales	40
3.4.1	Índice de cambio de los servicios ecosistémicos	41
3.4.2	<i>Trade offs</i> y sinergias entre los servicios ecosistémicos	42
4.	Discusión y conclusiones	49
	Bibliografía	55
A.	Anexo: Scripts	63
B.	Anexo: Caracterización de insumos para modelación	64
C.	Anexo: Análisis general de sensibilidad de parámetros para la calibración de SWAT.....	66
D.	Anexo: Relaciones hidrológicas en SWAT.....	69
E.	Anexo: Resultados asociados a la generación de caudal sintético en la salida del embalse Rio Grande II	70
F.	Anexo: Mapas asociados al cálculo de la RUSLE	72
G.	Anexo: Mapas asociados a los índices de cambio de los servicios ecosistémicos, los <i>trade offs</i> y las sinergias y para los periodos 1997-2009 y 2009-2019	74

Lista de figuras

Pág.

Figura 2-1 Área de estudio: A) Ubicación de la cuenca de Río Grande, B) Coberturas de la tierra (año 2019), C) unidades de suelo y D) pendientes.	6
Figura 2-2 Clasificación de las coberturas vegetales en la cuenca. Visualización en fotografías de campo (primera columna), en imágenes de alta resolución de Google Earth (segunda columna) y en Landsat en la combinación de bandas 4-5-3. La imagen de Landsat fue empleada para la clasificación supervisada y las imágenes de alta resolución para la validación de dicha clasificación.	10
Figura 2-3 Escenario de Coberturas: Cobertura vegetal natural, Cultivo de papa y Pastos	14
Figura 3-1 Coberturas vegetales para los años 1997, 2009 y 2019 en la cuenca de Río Grande.	25
Figura 3-2 Matriz de validación o error en la clasificación de las coberturas vegetales para el año 2019. Las categorías del mapa se presentan en las columnas, y las categorías de referencia en la imagen satelital de alta resolución, en las filas. El valor total en la parte inferior corresponde al número de muestras tomadas para cada categoría.....	27
Figura 3-3 Transición de las coberturas vegetales para los periodos 1997-2009, 2009-2019 y 1997-2019 para la cuenca de Río Grande.	29
Figura 3-4 Caudales mensuales observados y simulados para la salida de la cuenca y su desempeño asociado en las fases de calibración y validación del modelo	32
Figura 3-5 Comparación mensual, trimestral (temporada lluvia – sequía) y anual, entre los escenarios correspondientes a los años 1997, 2009 y 2019 para los flujos de evapotranspiración (ET), escorrentía superficial (SURQ), recarga profunda (DA), percolación (PERC), contribución de las aguas subterráneas al caudal (GW_Q) y rendimiento hídrico (WYLD). Las barras en la parte superior muestran la precipitación media asociada a la temporalidad y es la misma para todos los escenarios. Las variables corresponden a medidas ponderadas por unidad de respuesta hidrológica para cada mes.	34
Figura 3-6 Comparación mensual, trimestral (temporada lluvia – sequía) y anual, entre los escenarios hipotéticos de cobertura natural, cultivos y pastos para los flujos de evapotranspiración (ET), escorrentía superficial (SURQ), recarga profunda (DA), percolación (PERC), contribución de las aguas subterráneas al caudal (GW_Q) y rendimiento hídrico (WYLD). Las barras en la parte superior muestran la precipitación media asociada a la temporalidad y es la misma para todos los escenarios. Las variables corresponden a medidas ponderadas por unidad de respuesta hidrológica para cada mes	35

Figura 3-7 Distribución espacial del Índice de regulación hídrica en A) año 1997, B) año 2009, C) año 2019, D) escenario de coberturas naturales, E) escenario de cultivos y F) escenario de pastos.	36
Figura 3-8 Erosión en la cuenca de Río Grande: A) máxima, B) asociada al año 1997, C) asociada al año 2009, D) asociada al año 2019, E) escenario de coberturas naturales, F) escenario de cultivos y G) escenario de pastos.	38
Figura 3-9 Control de la erosión en la cuenca de Río Grande: A) asociada al año 1997, B) asociada al año 2009, C) asociada al año 2019, D) escenario de coberturas naturales, E) escenario de cultivos y F) escenario de pastos.	40
Figura 3-10 Índices de cambio de la regulación hídrica y el control de la erosión bajo los escenarios de análisis.	42
Figura 3-11 <i>Trade offs</i> y sinergias de los servicios ecosistémicos potenciales de interés en los escenarios de análisis.	43
Figura 3-12 Análisis de componentes principales para las transiciones en las que se presentaron tanto <i>trade offs</i> como sinergias bajo los escenarios de análisis.	46

Lista de tablas

Pág.

Tabla 2-1 Descripción de los insumos utilizados en el desarrollo metodológico y fuentes respectivas	7
Tabla 2-2 Herramientas informáticas empleadas para el procesamiento de información y modelación.....	8
Tabla 2-3 Áreas destinadas a cultivos de papa, tomate de árbol y aguacate por municipio en la cuenca de Río Grande, para los años 2000, 2009 y 2019. (Adaptado de UPRA, 2021).	12
Tabla 2-4 Diseño de muestreo para la validación de los mapas de coberturas	13
Tabla 2-5 Valores propuestos para el factor C según el tipo de cobertura vegetal, y homologación para este estudio. Adaptado de Sepúlveda, 2013.	21
Tabla 2-6 Valores del factor P según la pendiente de terreno para los cultivos transitorios. Adaptado de Wischmeier & Smith, 1978.	22
Tabla 2-7 Clasificación de la erosión en función de la cantidad de pérdida de suelo. Adaptado de Sepúlveda, 2013.	22
Tabla 3-1 Área y porcentaje por cobertura vegetal para cada uno de los años.	26
Tabla 3-2 Matriz de cambios en las coberturas vegetales en el periodo 1997 – 2009. Valores expresados en hectáreas y probabilidades de transición en porcentaje.	28
Tabla 3-3 Matriz de cambios en las coberturas vegetales en el periodo 2009 – 2019. Valores expresados en hectáreas y probabilidades de transición en porcentaje.	29
Tabla 3-4 Matriz de cambios en las coberturas vegetales en el periodo 1997 – 2019. Valores expresados en hectáreas y probabilidades de transición en porcentaje.	31
Tabla 3-5 Estadísticas de rendimiento del modelo SWAT para la calibración y validación	32
Tabla 3-6 Comparación de los resultados de erosión en la cuenca de Río Grande para los diferentes escenarios.	37
Tabla 3-7 Comparación de los resultados de control de la erosión en la cuenca de Río Grande para los diferentes escenarios.	39
Tabla 3-8 Trade offs y sinergias asociadas a las transiciones bajo el escenario de análisis 1997-2019. El signo negativo hace alusión a la disminución en el servicio ecosistémico y el positivo al aumento. SR indica que no hay relación entre los servicios asociada a la transición.....	44
Tabla 3-9 Trade offs y sinergias asociadas a las transiciones bajo los escenarios de análisis 2019-Coberturas naturales y 2019-Cultivos. El signo negativo hace alusión a la disminución en el servicio ecosistémico y el positivo al aumento. SR indica que no hay relación entre los servicios asociada a la transición.....	45

Tabla 3-10 Trade offs y sinergias asociadas a las transiciones bajo el escenario de análisis 2019 – Pastos. El signo negativo hace alusión a la disminución en el servicio ecosistémico y el positivo al aumento. SR indica que no hay relación entre los servicios asociada a la transición.45

1. Introducción

A lo largo de la historia los ecosistemas han sido altamente moldeados por decisiones antrópicas para su uso y manejo (Jia et al., 2014). Durante las últimas décadas, estas intervenciones se han agudizado en áreas tropicales de Latinoamérica (Gibbs et al., 2010), principalmente por la creciente demanda de bienes y servicios, para suplir las necesidades de las poblaciones, relacionadas con la provisión de alimentos, servicios energéticos y agua (García-Leoz et al., 2018; Vallet et al., 2018), produciendo el reemplazo de muchos paisajes naturales por sistemas urbanos o agropecuarios productivos (agrícolas, ganaderos, agrosilvopastoriles, entre otros) (Uribe et al., 2020). Estos cambios en las coberturas vegetales derivan en perturbaciones que pueden desencadenar en la pérdida de la biodiversidad, la degradación de los ecosistemas, la alteración de sus funciones ecológicas y la reducción en su capacidad para ofertar bienes y servicios (Mouchet et al., 2014; Wolff et al., 2017).

Por estas razones, se ha venido promoviendo la importancia de estudiar los servicios ecosistémicos, que se asocian con los beneficios que los seres humanos obtienen directa o indirectamente de los ecosistemas (Ruiz et al., 2020; Sun et al., 2020; Zhao et al., 2018). Estos servicios resultan de las funciones ecosistémicas (Schmalz et al., 2016), entendidas como las características, propiedades o comportamientos de los componentes de cada ecosistema y que se integran efectivamente a los servicios, cuando, por ejemplo, una comunidad puede beneficiarse directamente de ellas (Goldenberg et al., 2017). Así, puede establecerse que la conexión entre las funciones y los servicios ecosistémicos está dada por la oferta potencial del servicio (o servicio potencial), esto es, la capacidad o rendimiento máximo e hipotético que tiene un sistema en particular y sus subconjuntos, de proveer un paquete específico de bienes y servicios, considerando que no haya beneficiarios dentro de un determinado periodo de tiempo (Burkhard et al., 2012; Goldenberg et al., 2017; Jones et al., 2016).

El sistema de Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos, ha propuesto una categorización de dichos servicios en tres grupos (Haines-Young & Potschin-Young, 2018): i. Servicios de provisión que cubre todos los productos energéticos y materiales nutricionales y no nutricionales de los sistemas vivos, así como los productos abióticos (i.e. alimentos, agua dulce, madera y combustible); ii. Servicios de regulación que considera todas las formas en que los organismos vivos pueden mediar o moderar el medio ambiente que afecta la salud, seguridad o la comodidad humana, junto con sus equivalentes abióticos (i.e. regulación de las tasas de erosión y de los flujos de agua, protección contra tormentas); y iii. Servicios culturales que comprenden todos los productos no materiales, y normalmente no rivales y no consuntivos (consumibles), de los ecosistemas (bióticos y abióticos) que afectan el estado físico y mental de las personas. (i.e. promoción de la salud, disfrute de los sistemas vivos). De manera particular, los cambios en las coberturas vegetales hacia usos antrópicos, pueden aumentar la presión sobre la oferta potencial en relación con los servicios de provisión y de regulación, los cuales juegan un papel fundamental en el mantenimiento de los recursos renovables (Li et al., 2018; Vallet et al., 2018).

Los ecosistemas tropicales de montaña, proveen estos servicios no sólo para la población asentada allí, sino también para las áreas urbanas localizadas cerca de ellos (De Groot et al., 2002; García-Leoz et al., 2018); sin embargo, son altamente vulnerables al cambio climático y la actividad humana (Balthazar et al., 2015; Suescún et al., 2018). En las cuencas hidrográficas de montaña de muchas zonas de Colombia se favorece la generación de servicios como la regulación del flujo del agua y el control de la erosión (García-Leoz et al., 2018; Rosito, 2015), asociados a la interacción entre el capital natural de los recursos hídricos, edáficos y vegetales (Haines-Young & Potschin-Young, 2018; Machado et al., 2019). La regulación hídrica indica la capacidad de un sistema, para capturar y almacenar agua de tormentas, reducir la escorrentía directa y los picos de inundación, así como liberar agua más lentamente durante la temporada seca, de tal manera que los flujos de agua se mantienen estables en el tiempo (Tarigan et al., 2016). El caso de los cambios de coberturas naturales a usos antrópicos del suelo, se asocia con cambios en la infiltración, mayor escorrentía instantánea y reducción de la interceptación del dosel (Suescún et al., 2017; Toohey et al., 2018). Asimismo, estos cambios influyen en la variación de las características del suelo (estructura, contenido de materia orgánica y composición de sus fracciones minerales), que determinan directamente la partición

hidrológica de la precipitación neta en escorrentía, infiltración y el almacenamiento de la humedad en el suelo (Jaramillo, 2002; Rueda, 2008).

Por otro lado el control de la erosión, entendido como la capacidad de los ecosistemas para regular la cantidad de suelo erosionado (Bogdan et al., 2016), depende directamente de la cobertura vegetal (Machado, 2018; Vanacker et al., 2014), puesto que su presencia ofrece protección a la superficie del suelo contra el impacto directo de las gotas de lluvia a través de su follaje e incrementa el contenido de materia orgánica, como resultado de la descomposición del mantillo o restos vegetales en su superficie (Suescún et al., 2017), reduce la evaporación del agua en la superficie, y amarra el suelo a través de sus raíces, contrarrestando el desprendimiento y arrastre de material (Barrera et al., 2013). Asimismo, la presencia de raíces en el suelo ayuda a la conformación de conglomerados firmes y difíciles de romper, y previene en gran medida la ocurrencia de movimientos en masa (Brea & Balocchi, 2010).

En general, es sabido que entre los servicios ecosistémicos, como la regulación hídrica y el control de la erosión, que responden a variables en común (Spake et al., 2017), se presentan relaciones que pueden estar impulsadas, por ejemplo, por el cambio de uso de la tierra (He et al., 2020). Si bien, la humanidad ha aumentado su capacidad de provisión al transformar los ecosistemas naturales (Li et al., 2018), existe una creciente evidencia de que las opciones de manejo que mejoran la oferta en uno de los servicios, pueden resultar en disminuciones en otros (Jia et al., 2014). Esta situación se ha demostrado a diferentes escalas espaciales: global, continental, nacional, y local (Martín-López et al., 2012). Las interacciones o relaciones entre los servicios se han identificado en dos sentidos principalmente: relaciones de “*trade offs*” o compensación, que describen precisamente esta situación antagónica que implica el deterioro en algún sentido de un servicio a fin de incrementar el suministro de otro (Ruiz et al., 2020) o, por el contrario, relaciones de sinergia, que tienen lugar cuando múltiples servicios mejoran o disminuyen simultáneamente (Martín-López et al., 2012). Estas relaciones pueden darse uni- o bidireccionalmente y debido sus características espaciales y temporales, puede ser complejo determinar sus causas (Lorca et al., 2015).

Recientemente se han desarrollado herramientas de modelación para la representación, cuantificación y visualización de los servicios ecosistémicos (Cong et al., 2020) y la evaluación de sus relaciones a través de análisis estadístico, comparación de mapas,

análisis de escenarios y simulación de modelos (Li et al., 2018; Neugarten et al., 2018). Sin embargo, a la fecha, la mayoría de los estudios que han empleado estas herramientas, se desarrollan bajo escenarios espaciales y temporales por separado (Sun et al., 2020; Vallet et al., 2018), compilando el comportamientos de los servicios mediante un análisis general de toda el área de estudio, lo que imposibilita entender la influencia directa de las transiciones de las coberturas vegetales en los cambios de los servicios y por lo tanto en sus relaciones. Es por ello que se hace necesario un análisis espacio - temporal simultáneo, a fin de profundizar en la dinámica completa del ecosistema. Así, el entendimiento de las sinergias y *trade offs* que ocurren entre múltiples servicios ecosistémicos bajo diferentes escenarios de transición de coberturas, puede facilitar una efectiva toma de decisiones en ecosistemas estratégicos, asegurando el flujo variado de servicios y resultados eficientes en la planificación y gestión del uso de la tierra (Martín-López et al., 2012; Vallet et al., 2018; Zhao et al., 2018).

En cuencas estratégicas de montaña como la Cuenca del Río Grande en los Andes colombianos (Uribe et al., 2020), donde la provisión de diferentes servicios ecosistémicos asociados a los recursos agua y suelo es reconocida, pero donde además se presenta una acelerada degradación de sus sistemas naturales (Ramírez, 2014), es fundamental conocer la dinámica de dichos servicios, y las relaciones funcionales entre estos, considerando las alteraciones que resultan de las transiciones de las coberturas vegetales. Por lo tanto, el objetivo de este proyecto es contribuir a la comprensión de las relaciones de *trade offs* y sinergias de los servicios ecosistémicos potenciales de regulación hídrica y control de la erosión, a partir de escenarios de transiciones espaciales y temporales de las coberturas vegetales en la cuenca. Para ello, se procedió a: i. identificar la distribución de las coberturas vegetales de la cuenca mediante un mapeo para los años 1997, 2009 y 2019; ii. Determinar el comportamiento espacial de los servicios potenciales de regulación hídrica (bajo el modelo SWAT) y control de la erosión (bajo la propuesta de ECOSER) y su variación temporal entre los años indicados y bajo tres escenarios posibles de coberturas; y iii. Analizar las relaciones de *trade offs* y sinergias entre los servicios potenciales de interés.

2. Desarrollo metodológico

En el presente trabajo se realizó el análisis de algunos *trade offs* y sinergias que se generan en la oferta potencial de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica y control de la erosión, por el efecto del cambio en la cobertura vegetal, en la cuenca de Río Grande en Antioquia. Para ello, se emplearon diferentes herramientas de modelación que permitieron tanto la representación espacial de las coberturas vegetales, como de los servicios de interés, en tres momentos en el tiempo: 1997, 2009 y 2019 y en tres escenarios supuestos: Cobertura vegetales naturales, pastos y cultivos transitorios. A continuación, se describe el desarrollo metodológico propuesto.

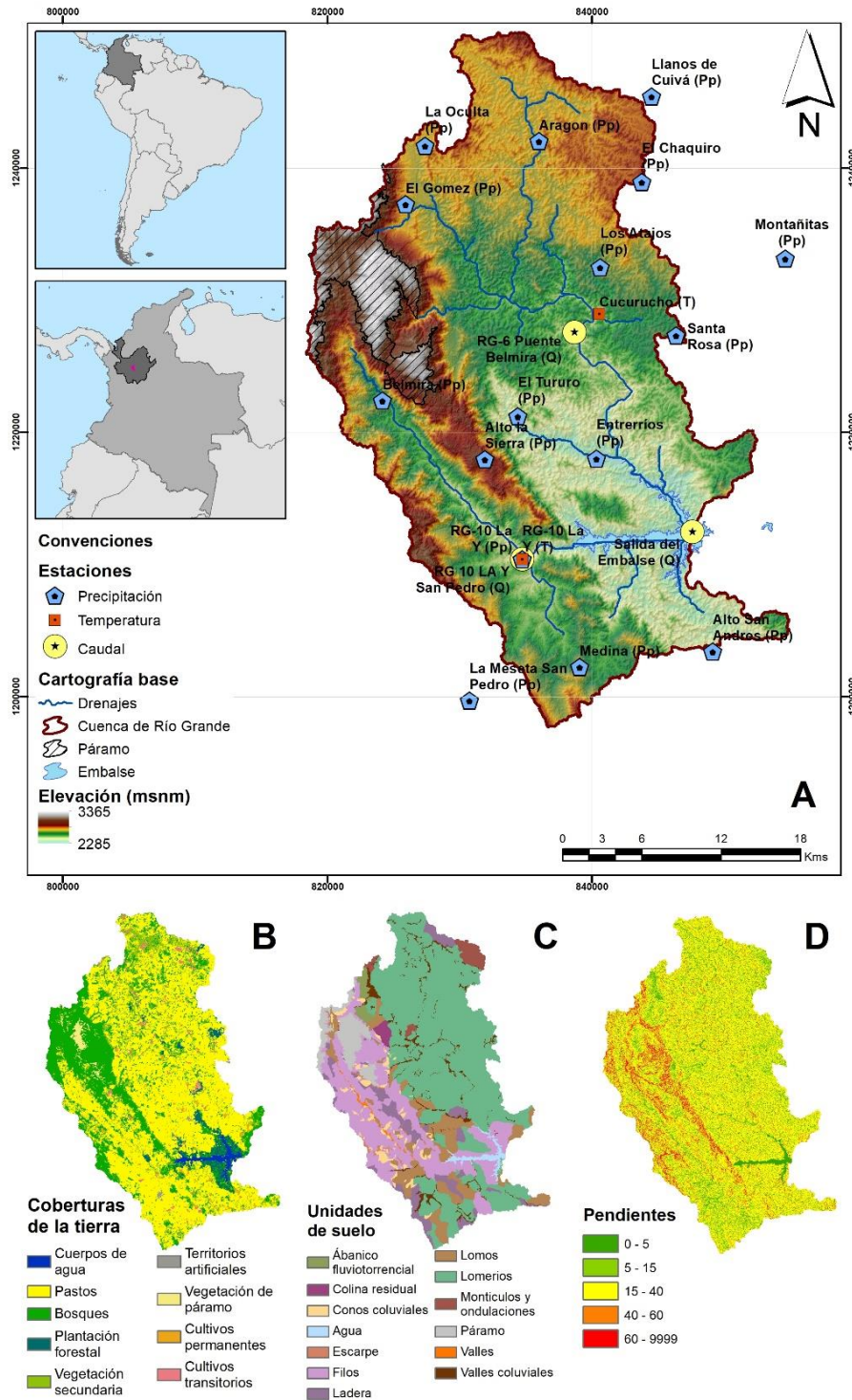
2.1 Área de Estudio

El área de interés comprende la parte alta de la cuenca de Río Grande, localizada en el Altiplano Norte del departamento de Antioquia, en la región central de los Andes Colombianos, con alturas que varían entre los 2229 y los 3314 msnm (Uribe et al., 2020) (Figura 2-1). Esta parte de la cuenca tiene una extensión aproximada de 1032 km², con temperaturas que varían entre 13,1 y 17,2 °C, y una precipitación media anual cercana a 2150 mm (Corantioquia & UNAL, 2015), distribuida en un régimen bimodal con dos temporadas húmedas (abril-mayo y octubre-noviembre) y dos temporadas secas (diciembre-febrero y junio-agosto) (Poveda et al., 2014). (Suescún et al., 2017)

En la región predomina una topografía ondulada de colinas con pendientes suaves. Los suelos son, en su mayoría, derivados de ceniza volcánica, de baja fertilidad, muy ácidos, con deficiencia en fósforo y calcio, y un contenido de materia orgánica medio a alto (Suescún et al., 2017). Las zonas de vida que predominan en la región según la clasificación de Holdridge, 1987 son: bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB),

bosque húmedo montano bajo (bh-MB) y bosque muy húmedo montano (bmh-M) (Corantioquia & UNAL, 2015).

Figura 2-1 Área de estudio: A) Ubicación de la cuenca de Río Grande, B) Coberturas de la tierra (año 2019), C) unidades de suelo y D) pendientes.



Actualmente, el uso del suelo, en su mayoría está dominado por actividades asociadas con la ganadería de leche que ha desencadenado la siembra de pasto sobre una extensión significativa del territorio, sumado a los cultivos de papa, tomate de árbol, aguacate, algunos productos de pancoger y plantaciones forestales (Ramírez, 2014). En la parte noroccidental de la cuenca se encuentra el Distrito de Manejo Integrado de los Páramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioquia, como figura de protección para el páramo de Santa Inés y otros subpáramos (Machado et al., 2019).

Las corrientes principales de la cuenca, que corresponden a la quebrada Las Ánimas y los ríos Grande y Chico, son captadas en el sistema de aprovechamiento múltiple del embalse de Rio Grande II. Allí se genera energía eléctrica mediante las centrales de la Tasajera y Niquía, y se abastece entre el 30% y el 45% del agua potable empleada en el Valle de Aburrá a través la planta de agua potable Manantiales. Por lo anterior esta cuenca se considera estratégica y de gran importancia en la región (Uribe et al., 2020; Vera, 2018).

2.2 Insumos de información y herramientas informáticas

Para el desarrollo de este estudio se requirió información espacial tanto en formato ráster como vector, además de bases de datos de información climática y de cultivos. Esta información se obtuvo a través de fuentes oficiales y empresas privadas que operan en la región, geoportales de libre acceso, y estudios desarrollados en la cuenca (Tabla 2-1). Asimismo, fue necesario implementar procesos y modelos haciendo uso de diversas herramientas, las cuales se indican en la Tabla 2-2.

Tabla 2-1 Descripción de los insumos utilizados en el desarrollo metodológico y fuentes respectivas

Insumo	Tipo	Resolución / Escala	Fuente
Modelo de elevación Digital (DEM)	Ráster	12.5 m	Alos Palsar ¹
Divisoria de la cuenca	Vector	1:25.000	CORANTIOQUIA
Red hídrica, subcuencas, DRMI, áreas estratégicas y zonas de vida	Vector	1:25.000	CORANTIOQUIA
Unidades de suelo	Vector	1:50.000	UT-GRA (Machado, 2018)
Registro de las estaciones de precipitación	Base de datos	Información para toda la cuenca	IDEAM ² , EPM ³

Insumo	Tipo	Resolución / Escala	Fuente
Registro de las estaciones de Temperatura	Base de datos	Información para toda la cuenca	EPM ³
Registro de las estaciones de Caudal	Base de datos	Información para toda la cuenca	EPM ³
Propiedades texturales de los suelos	Base de datos	Información para puntos en la cuenca	UT-GRA (Machado, 2018)
Áreas destinadas a cultivos en la cuenca	Base de datos	ha	Ministerio de Agricultura ⁴
Áreas destinadas a cultivos en la cuenca	Base de datos	ha	Gobernación de Antioquia ⁵

¹<https://asf.alaska.edu/data-sets/sar-data-sets/alos-palsar/>²<http://dhime.ideam.gov.co/atencionciudadano/>³Empresas Públicas de Medellín⁴<https://www.agronet.gov.co/estadistica/Paginas/home.aspx?cod=59>⁵[https://sedelectronica.antioquia.gov.co/tramites/](https://sedeelectronica.antioquia.gov.co/tramites/)**Tabla 2-2** Herramientas informáticas empleadas para el procesamiento de información y modelación

Fase	Herramienta	Uso
Generación de mapas de coberturas vegetales y usos del suelo	QGis 3.16.0 integrado a GRASS 7.8.4	Procesamiento
	Google Earth Engine	Clasificación supervisada
	Image Composition Tool	Pre-procesamiento y composición de imágenes de satélite
	Semi Automatic Classification	Pos-procesamiento
	Google Earth Pro	Detección de cultivos
Modelación de la red hidrológica	RS Minerve	Simulación de caudal a la salida del embalse
	Modelo GR4J	Simulación de caudal a la salida del embalse
Modelación de la regulación hídrica	ArcGIS 10.4.1	Procesamiento del modelo
	SWAT 2012	Implementación del modelo, entrada de datos
	SWAT CUP 2019	Calibración y validación de caudales
Modelación del control de la erosión	QGis 3.16.0 integrado a GRASS 7.8.4	Procesamiento
	ECOSER	Plugins para aplicación de la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)

2.3 Coberturas vegetales

Diferentes estudios realizados en la cuenca de Río Grande, han enfatizado en la influencia de las coberturas vegetales y de sus transiciones en el comportamiento del ecosistema, y en especial, en la respuesta de diversos servicios ecosistémicos (García-Leoz et al., 2018; Machado et al., 2019; Ramírez, 2014; Suescún et al., 2017; Vera Ramirez, 2018). Aquí se

pretendió evaluar ese comportamiento en tres momentos en el tiempo que corresponden a los años 1997, 2009 y 2019 además de tres escenarios supuestos. Para ello, se generaron mapas de coberturas vegetales correspondientes a cada periodo, y posteriormente se analizaron las transiciones que tuvieron lugar entre ellos.

2.3.1 Generación de mapas

Para la adquisición de las imágenes satelitales se empleó la herramienta *Image Pre-processing Tool*¹ en *Google Earth Engine*². Esta herramienta crea una imagen compuesta seleccionando la mejor versión de cada píxel de una serie de múltiples imágenes en un periodo de tiempo determinado. (Hurni, Heinimann, et al., 2017; Vanonckelen et al., 2015).

La zona definida para la búsqueda de las imágenes Landsat que contienen el periodo de registro más largo, comprende el cuadrante generado entre dos coordenadas en grados decimales; punto 1 (lat: 6.376372, long:-75.203271) y punto 2 (lat: 6.864048, long: -75.734048), que abarca toda la cuenca de Río Grande. La resolución de las imágenes es de 30 metros y la temporalidad establecida fue del 01 de enero al 30 de diciembre de cada año de interés. Solo en el año 2009 fue necesario considerar una composición de 3 años (2008, 2009 y 2010) dada la alta nubosidad de la época.

Una vez obtenidas las imágenes, se aplicó una clasificación supervisada mediante un script (*JavaScript*) en *Google Earth Engine* (Anexo A) (Kulkarni & Lowe, 2016), que considera las diferentes reflectancias entre los píxeles. Las siete categorías de coberturas definidas correspondieron a las más representativas en la cuenca (Ramírez, 2014): territorios artificializados, cuerpos de agua, pastos, vegetación secundaria, vegetación de páramo, plantaciones forestales y bosques. Posteriormente, se tomaron al menos 45 muestras para cada una de las clases, visualizando la imagen en la combinación de bandas 4-5-3 (infrarrojo cercano, infrarrojo medio y rojo), ya que esta combinación permite una adecuada diferenciación visual entre coberturas (Figura 2-2) (INEGI, 2010).

1

https://www.cde.unibe.ch/research/projects/a_tool_for_satellite_image_preprocessing_and_composition/index_eng.html

²<https://earthengine.google.com/>

Cada una de las imágenes se procesó con el clasificador subpíxel Random Forest con 100 árboles de decisión (Qu et al., 2021). De esta manera se obtuvieron los mapas de cobertura vegetal a escala 1:50.000, dada su buena resolución espectral (7 bandas) que permite hacer combinaciones que facilitan la visualización y clasificación de coberturas de la tierra. El plugin de QGIS *Semi Automatic Classification* fue empleado para el pos-procesamiento (Congedo, 2021), con el fin de afinar los mapas mediante un filtrado por medio del cual se eliminaron las celdas aisladas, asignándoles el valor de las celdas a su alrededor, y una suavización para corregir los límites abruptos entre categorías.

Figura 2-2 Clasificación de las coberturas vegetales en la cuenca. Visualización en fotografías de campo (primera columna), en imágenes de alta resolución de Google Earth (segunda columna) y en Landsat en la combinación de bandas 4-5-3. La imagen de Landsat fue empleada para la clasificación supervisada y las imágenes de alta resolución para la validación de dicha clasificación.






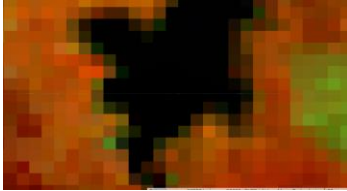


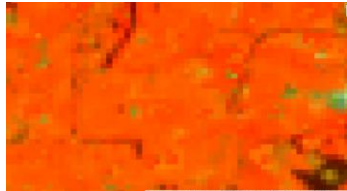


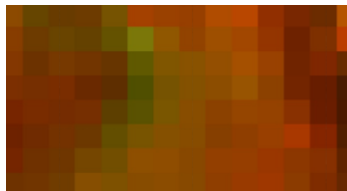


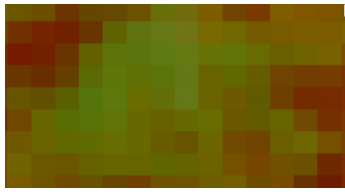

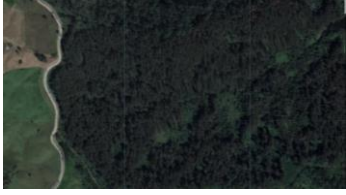






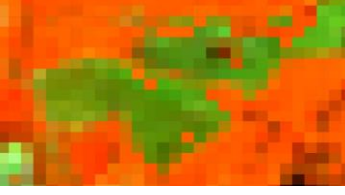


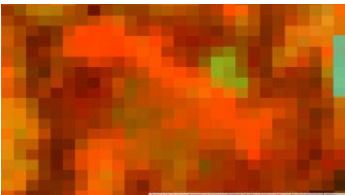



	Foto en campo	Google Earth	Landsat
Territorios artificializados			
Cuerpos de agua			
Pastos			
Vegetación secundaria			

	Foto en campo	Google Earth	Landsat
Vegetación de páramo			
Plantación Forestal			
Bosques			
Cultivos (suelos preparados, transitorios - papa, permanentes - tomate de árbol)			
			
			

Posteriormente se incluyeron las categorías correspondientes a cultivos transitorios (papa) y permanentes (tomate de árbol y aguacate), que no se habían considerado en la clasificación supervisada debido a que espectralmente en las imágenes satelitales Landsat, no se podían diferenciar de otras coberturas, como los pastos y la vegetación secundaria. Para ello, se consultó la información disponible en las Evaluaciones

Agropecuarias Agrícolas EVAs, acerca del área (ha) destinada a cada uno de los cultivos en los años correspondientes a los mapas de coberturas.

Este es un sistema básico que usa la Secretaría de Agricultura de la Gobernación de Antioquia, para la construcción de estadísticas sectoriales y municipales anuales respecto a actividades agropecuarias, áreas destinadas a la producción, áreas cosechadas y rendimiento de los cultivos. Esta información es compilada a nivel nacional por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural a través de la Unidad de Planificación Rural Agropecuaria UPRA, en donde está disponible para su consulta (UPRA, 2021).

Una vez conocidas las áreas destinadas a la producción de cada categoría de cultivos en los años correspondientes a los mapas o en los años más cercanos disponibles (Tabla 2-3), se procedió a usar la herramienta *Google Earth Pro* y la combinación de imágenes de alta resolución como referencia, para generar polígonos contemplando todas las zonas en donde se pudieran visualizar estas coberturas específicas, hasta alcanzar áreas cercanas a las reportadas por la Gobernación de Antioquia (UPRA, 2021). Una vez obtenidos todos los polígonos se unificaron según las categorías y se llevaron a formato ráster con las demás coberturas. De esta manera se calculó el porcentaje de área de cada cobertura para cada mapa.

Tabla 2-3 Áreas destinadas a cultivos de papa, tomate de árbol y aguacate por municipio en la cuenca de Río Grande, para los años 2000, 2009 y 2019. (Adaptado de UPRA, 2021).

Municipio	Área sembrada 2000 (ha)			Área sembrada 2009 (ha)			Área sembrada 2019 (ha)		
	Papa	Tomate de árbol	Aguacate	Papa	Tomate de árbol	Aguacate	Papa	Tomate de árbol	Aguacate
Belmira	145.2	0	0	362.9	0	0	771.2	0	14.5
San Pedro de los Milagros	493.5	127.8	0	1276.1	52	84.6	89.0	63.4	115.5
Entrerriós	160	540	0	40	10	0	500	300	40
Santa Rosa de osos	798	798	0	196.8	683.6	0	720.9	500.6	25.5
Donmatías	16.2	17.2	0	16.2	15.3	11.1	19.3	21	1.3
Yarumal	60.3	0	0	0	82.5	6.5	25.9	13.1	6.5
Total	1673.2	1482.9	0	1892.1	843.4	102.1	2126.2	898.2	203.3
Total año	3156.2			2837.6			3227.7		

2.3.2 Validación de los mapas generados

Para evaluar la precisión de los resultados obtenidos con el procedimiento propuesto en la generación de los mapas de coberturas, se empleó el diseño de muestreo “*Stratified Random*”, uno de los métodos sugeridos por Olofsson et al., 2014 que permite obtener una muestra con cada una de las clases de coberturas y que representa adecuadamente la clasificación en todo el mapa. Este método se empleó con el mapa del año 2019, dado que para esta fecha se cuenta con imágenes satelitales de alta resolución, lo que permite comparar el mapa clasificado con las coberturas reales. Inicialmente el tamaño de la muestra está determinado por:

$$n = \frac{(\sum W_i S_i)^2}{[S(O)]^2 + (1/N) \sum W_i S_i^2} \approx \left(\frac{\sum W_i S_i}{S(O)} \right)^2 \quad (2.1)$$

donde n es el número de puntos de muestreo a distribuir en la zona de estudio, $S(O)$ es el error estándar de la precisión U_i que se quiere lograr $(U_i(1 - U_i))^{1/2}$; W_i es la proporción de área para cada clase i en el mapa; y S_i es la desviación estándar de la clase i . Dado que N corresponde al número de píxeles en el mapa y suele ser muy grande, la segunda expresión en el denominador puede ser ignorada. Así se obtuvo un tamaño de muestra de 900 píxeles con un error estándar de 0,01 (ver Tabla 2-4).

Tabla 2-4 Diseño de muestreo para la validación de los mapas de coberturas

Cobertura	Proporción área (W_i)	Precisión deseada (U_i)	Error estándar de U_i , $S(O)$	Distribución final muestra
Cuerpos de agua	0.0093	0.9	0.3	50
Pastos	0.5638	0.9	0.3	250
Bosques	0.2217	0.9	0.3	150
Plantación Forestal	0.025	0.9	0.3	100
Vegetación secundaria	0.1521	0.9	0.3	125
Territorios artificiales	0.0024	0.9	0.3	50
Vegetación de Páramo	0.0075	0.9	0.3	50
Cultivos Permanentes	0.0065	0.9	0.3	50
Cultivos Transitorios	0.0118	0.9	0.3	75

La distribución de las muestras (píxeles) se hizo considerando menores cantidades a las clases de coberturas con menos presencia en la cuenca y mayor cantidad a las de mayor interés (Olofsson et al., 2013). Para distribuir espacialmente los puntos se empleó un script de Python en QGIS y la librería *PyQGIS*. Posteriormente se realizó una inspección manual

punto a punto a fin de validar si la cobertura asignada por la clasificación a cada píxel, correspondía a la cobertura visualizada mediante un conjunto de imágenes Landsat y de Google Earth de alta resolución. El resultado de la precisión de esta inspección se expresó mediante una matriz de error de número de muestras.

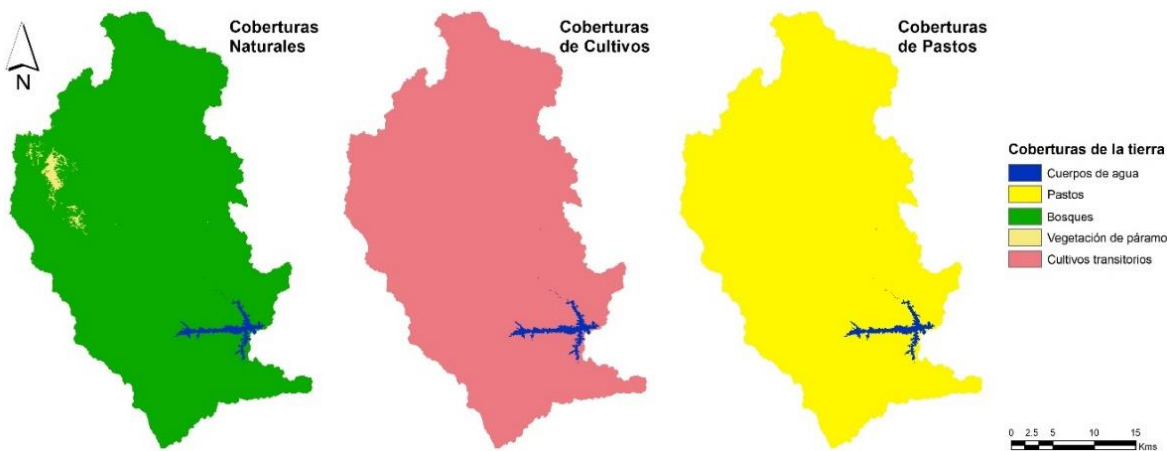
2.3.3 Transición de las coberturas vegetales

A partir de los mapas de coberturas generados, se identificaron los cambios ocurridos en las coberturas consideradas, en los períodos de tiempo 1997-2009, 2009-2019 y 1997-2019. Esto se hizo implementando nuevamente el plugin de QGIS *Semi Automatic Classification* en su opción *Land Cover Change* (Congedo, 2021), que arroja el análisis multitemporal de coberturas terrestres, generando una matriz de 9*9 con todas las posibles transiciones entre coberturas que pueden ocurrir en cada píxel. Posteriormente se reclasificaron los resultados (Rozario et al., 2017).

2.3.4 Escenarios de coberturas

Se consideraron tres escenarios extremos de coberturas, para evaluar los potenciales envolventes de comportamiento en la cuenca en términos de regulación hídrica y el control de la erosión (ver Figura 2-3).

Figura 2-3 Escenario de Coberturas: Cobertura vegetal natural, Cultivo de papa y Pastos



El primero de ellos (Escenario 1) corresponde a la posibilidad de reforestación y recuperación de la cobertura vegetal natural de la cuenca, dominada por la presencia de bosques y la vegetación de páramo. El segundo de ellos presenta la posibilidad de

deforestación total de la cuenca para usos agrícolas, dominado por los cultivos transitorios, que en este caso corresponde a cultivos de papa (Escenario 2). El tercer escenario corresponde a la deforestación total, para el establecimiento de usos pastoriles, por lo que la cobertura dominante son los pastos (Escenario 3).

2.4 Representación de la Regulación Hídrica

El modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT por sus siglas en inglés) fue usado para la representación de la regulación hídrica en la Cuenca del Río Grande. Este es un modelo semidistribuido que emplea información específica sobre el clima, propiedades del suelo, topografía y vegetación, para representar los procesos físicos asociados al movimiento del agua (Zhang et al., 2020). En este caso, el procesamiento se desarrolla en unidades de respuesta hidrológica (HRU), que corresponden a áreas con las posibles combinaciones entre cobertura de la tierra, suelo y pendiente en la cuenca (Uribe et al., 2020).

El modelo usa ecuación de balance hídrico (Neitsch et al., 2011):

$$SW_t = SW_0 + \sum R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw} \quad (2.2)$$

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm H₂O), SW_0 es el contenido inicial de agua en un día (mm H₂O), t es el tiempo (días), R_{day} es la cantidad de precipitación en un día (mm H₂O), Q_{surf} es la cantidad de escorrentía superficial en un día (mm H₂O), E_a es la cantidad de evapotranspiración en un día (mm H₂O), W_{seep} es la cantidad de agua que se percola en el perfil de suelo en un día (mm H₂O) y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día (mm H₂O).

2.4.1 Datos y configuración del modelo

Los datos de entrada del modelo corresponden a los mapas de coberturas vegetales generados en el proceso descrito anteriormente en una escala de 1:50.000 y que fueron homologados a los usos del suelo. El mapa de suelos a esta misma escala, fue obtenido del estudio regional desarrollado por Machado, 2018, así como las características de los suelos (Anexo B). Para la caracterización topográfica de la cuenca se empleó un Modelo

de Elevación Digital extraído de Alos Palsar. La información hidrometeorológica correspondiente a precipitación diaria, temperatura máxima y mínima diaria fue suministrada por Empresas Públicas de Medellín (EPM) y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). La humedad relativa, la radiación solar y la velocidad del viento fueron simuladas mediante la herramienta *Weather Generator Data* de SWAT (ver Tabla 2-1).

La configuración del modelo se desarrolló empleando la extensión ArcSWAT 2012.10.4.21 en ArcGIS 10.4.1. La información espacial se proyectó en el sistema de referencia Magna Transversal Mercator. El modelo fue construido en una escala mensual para el periodo comprendido entre los años 2002 y 2018. La delimitación de la cuenca se obtuvo empleando la herramienta *Watershed delimitation*, encontrando un área aproximada de 1032 km² hasta la salida del Embalse Río Grande II, que a su vez comprende 31 subcuencas con un área de acumulación de flujo de 2000 ha. Para la delimitación de las HRUs se consideró el área mínima cartografiada para los mapas de suelos y coberturas vegetales correspondiente a 6.25 ha, obteniendo 2029, 2068, 2045, 766, 719 y 719 HRUs para los años 2019, 2009, 1997, Escenario 1, Escenario 2 y Escenario 3 respectivamente. La pendiente fue definida en 5 rangos: 0 -5 %, 5-15 %, 15-40 %, 40-60% y del 60% en adelante, como propone Uribe et al., 2020 para la misma cuenca.

2.4.2 Generación de caudal a la salida del embalse

Para la calibración y validación del modelo SWAT se requiere una estación de caudal a la salida de la Cuenca. En este caso, se cuenta con dos estaciones de registro al interior de la cuenca que corresponden a San Pedro RG-10 La Ye y RG-6 Puente Belmira (ver Figura 2-1), pero no con una estación a la salida de la cuenca, por lo que se generó una serie sintética que representara el comportamiento de este caudal. Para ello se empleó el software RS MINERVE, que es una plataforma de distribución gratuita diseñada para simular la formación y propagación de flujos en sistemas de superficie libre, mediante el modelado de redes hidrológicas e hidráulicas complejas usando un esquema conceptual semidistribuido (Hidalgo et al., 2020).

Para la simulación de los procesos de lluvia-escorrentía, la plataforma contempla cinco modelos hidrológicos: GSM, SOCONT, SAC-SMA, GR4J y HBV (García Hernández et al., 2020). En este caso, se operó con el modelo GR4J que ha sido ampliamente empleado en

el trópico con ajustes aceptables frente a los demás métodos (Lujano et al., 2020), y que representa una ventaja al contemplar sólo cuatro indicadores de calibración, y la entrada de datos de precipitación y temperatura, disponibles para la cuenca de estudio; lo que hace el trabajo de iteración del modelo más liviano (Astorayme et al., 2015).

La simulación se ejecutó para el periodo comprendido entre los años 1998 y 2018, con dos años de calentamiento (1998 y 1999), y se empleó la estación RG-6 Puente Belmira como comparador. Los resultados asociados al caudal sintético generado reflejaron la buena predictibilidad del modelo con un índice de 0.66, correspondiente a la función objetivo y una con alta correlación lineal entre lo observado y simulado, para la estación RG-6 Puente Belmira, aquí empleada como comparador (ver Anexo E).

2.4.3 Calibración y validación del modelo

Para la calibración y validación del modelo se adaptaron los pasos descritos por Abbaspour, 2015 y Hoyos et al., 2019. Los periodos empleados fueron 2012-2018 y 2002-2008 respectivamente, con dos años de calentamiento en cada periodo. Estos periodos incluyen años normales, húmedos y secos. Se empleó el software SWAT-CUP 2019, con el algoritmo SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting) que cuenta con la predicción de una incertidumbre del 95% (95PPU) obtenida por un proceso iterativo.

En este caso se cuenta con tres puntos de registro de caudal con una descarga mensual promedio, dos al interior de la cuenca (estaciones San Pedro RG-10 La Ye y RG-6 Puente Belmira; cuencas 27 y 16) y uno a la salida del embalse (cuenca 25). Para el análisis de sensibilidad se partió de un conjunto de parámetros con sus rangos de valores compilados a partir de la revisión literaria de estudios en el trópico con condiciones similares a las de la zona de estudio. Con estos rangos de parámetros en SWAT CUP, se realizó una primera iteración de 500 simulaciones, para identificar cuáles eran significativos, es decir aquellos con valor $p < 0.05$ (Anexo C).

Para la calibración, se realizó una iteración de 1000 simulaciones, con los rangos de parámetros ajustados en los parámetros significativos. Además, se incluyeron seis parámetros considerados importantes según el análisis de sensibilidad uno por uno y su influencia en el comportamiento de los flujos hídricos (Anexo C). Posteriormente se compararon las relaciones entre los flujos arrojados por el modelo, con las relaciones

hídricas encontradas en otros estudios con condiciones similares a la cuenca de estudio (Hoyos et al., 2019) (Anexo D). Se consideraron buenas simulaciones cuando la función objetivo, en este caso el coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS), presentó un buen rango de desempeño (0.6 - 0.75).

En este punto, se validó la calibración corriendo una nueva iteración con igual número de simulaciones y el rango de parámetros calibrados anteriormente, para el periodo predefinido de 2002-2008. Para los demás escenarios de coberturas de interés se corrieron nuevas iteraciones con las características de la validación.

2.4.4 Índice de regulación hídrica

A partir de la modelación con SWAT, se obtiene una distribución de la precipitación en las diferentes particiones del ciclo hidrológico que da cuenta del comportamiento del agua en el sistema. Con el fin de valorar la capacidad de regulación hídrica a partir de la distribución de estos flujos se desarrolló el *Índice de Regulación Hídrica* IRH que identifica la predominancia del agua que alcanza la superficie a escurrir por medio de escorrentía directa (SURQ) o a percolar (PERC).

$$IRH = \frac{PERC - SURQ}{PERC + SURQ} \quad (2.3)$$

De esta manera, si:

- IRH = 0, la proporción de agua que es escurre es igual a la que se percola.
- IRH > 0, la proporción de agua que se percola es mayor a la que se escurre, lo que se interpreta como mayor capacidad de regulación hídrica del sistema.
- IRH < 0, la proporción de agua que se escurre es mayor a la que se percola y por tanto hay una menor capacidad de regulación hídrica del sistema.

2.5 Representación del Control de la erosión

Para estimar el control de la erosión se consideró la base conceptual de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE). Esta ecuación predice pérdidas medias

anuales de sedimentos de acuerdo con factores climáticos, topográficos, edáficos y de uso y cobertura del suelo (Mohammed et al., 2020). El protocolo colaborativo ECOSER, sugiere su uso para la estimación del control de la Erosión (2.6), y ofrece practicidad en el cálculo de los parámetros empleados, mediante el desarrollo de *Plugins* para herramientas SIG, teniendo en cuenta algunos ajustes para ecosistemas tropicales (Barral et al., 2020). La ecuación que define la RUSLE es:

$$A_i = R_i * K_i * L S_i * C_i * P_i \quad (2.4)$$

Donde A_i es la pérdida media anual de sedimentos por erosión hídrica (Ton/año), R_i es el factor erosivo de las lluvias o índice de erosividad, el factor K_i es la susceptibilidad del suelo a la erosión, $L S_i$ es un factor que combina la longitud del flujo y el grado de la pendiente, los factores C_i de cobertura y P_i de prácticas de conservación, representan una reducción de las pérdidas de sedimentos por protección de cobertura vegetal y buenas prácticas de manejo, i representa el píxel.

Empleando esta ecuación el modelo estima la capacidad de la vegetación de un determinado píxel i para mantener el suelo en su lugar (control de la erosión), mediante la comparación de las tasas de erosión en ese píxel versus las tasas de erosión que tendría ese píxel sin vegetación presente A_{max} (suelo desnudo). La estimación RUSLE para suelo desnudo se calcula como:

$$A_{max} = R_i * K_i * L S_i \quad (2.5)$$

Por lo tanto, el control de la erosión de un píxel i es igual a la diferencia entre $A_{max} - A_i$ (2.6) (Barral, 2016).

2.5.1 Cálculo de los factores de la RUSLE

- **Factor de erosividad (R):** dado que no se cuenta con información detallada de eventos de precipitación a una escala intrahoraria en el área de estudio, se usó la ecuación de Perez & Mesa, 2010. Esta ecuación, que ha sido empleada en el trópico y representa adecuadamente la intensidad de la lluvia en términos de su energía cinética.

$$R = 1.19254 * (Pmed)^{1.7014} \quad (2.7)$$

Donde $Pmed$, es la precipitación media (mm/año) de cada píxel en la zona de estudio.

- **Factor de erodabilidad (K):** este factor corresponde a la pérdida media anual de suelo por unidad de R (factor de erosividad de la lluvia), para condiciones de suelo desnudo, labrado según la dirección de la pendiente, sin prácticas de conservación y sobre una ladera de 5 grados y 22 m de longitud (Kirby & Morgan, 1984). Su cálculo parte de relaciones entre los porcentajes de arena, limo y arcillas, y materia orgánica (Anexo B).

$$100K = 2,1M^{1.14}(10^{-4})(12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3) \quad (2.8)$$

Donde M corresponde a (% limo+arena muy fina)*(100-%arcilla), a es % de materia orgánica, b es código de estructura de suelo y c es la clase de permeabilidad. En este caso, se empleó el Plugin de GRASSGIS integrado a QGIS *r.uslek* que usa el método del Nomograma de Wischmeier & Smith, 1978 para asociar estas relaciones con el valor respectivo de K a cada tipo de suelo presente en la cuenca.

- **Factor de longitud y grado de pendiente (LS):** Wischmeier & Smith, 1978, establecieron los factores de longitud de la pendiente (L) y grado de la pendiente (S) como un solo índice o factor topográfico. En este índice la longitud de la pendiente es la distancia desde el punto origen del flujo sobre la superficie, hasta el punto donde la pendiente disminuye lo suficiente para que ocurra la depositación, o donde la escorrentía entra en un canal definido, y la pendiente es el campo o segmento de pendiente expresado en porcentaje. Este factor topográfico expresa la relación entre la pérdida de suelo en una ladera de pendiente y longitud dada, y la que se puede producir en condiciones de pendiente de 5° y 22 metros de longitud ($LS = 1$). Para el trópico, Barrios R., 2000, propone su cálculo a partir de la pendiente del terreno (p):

$$LS = 0,009(p)^2 + 0.0789(p), \text{ para } p \leq 30\%; \quad (2.9)$$

$$LS = 025558(p) + 3.248 \text{ para } p > 30\% \quad (2.10)$$

El protocolo colaborativo ECOSER, cuenta con un Plugin llamado *Factor LS* que puede instalarse en ARCGIS o QGIS y que fue empleado para calcular este factor siguiendo la propuesta de Barrios R., 2000.

- **Factor de cobertura vegetal (C):** el factor C representa la relación de pérdida de suelo a partir de un estado de labranza y barbecho continuo (Wischmeier & Smith, 1978), esto debido a que las coberturas del suelo actúan como protectores o potencializadores de la erosión según su clase. Así, cuando un suelo está cubierto se considera menos susceptible a la erosión en comparación con los suelos desnudos (Jiménez Arcia, 2019). Sepúlveda, 2013, compiló los diferentes estudios que se han desarrollado en Colombia, para la determinar el valor del factor C adecuado a cada tipo de cobertura en este territorio. A partir de esta compilación, se asignaron los valores de C a los mapas de coberturas que se habían clasificado anteriormente (Tabla 2-5).

Tabla 2-5 Valores propuestos para el factor C según el tipo de cobertura vegetal, y homologación para este estudio. Adaptado de Sepúlveda, 2013.

Cobertura	Cobertura Homologada	Factor C
Cuerpos de agua	Cuerpos de agua artificiales	0
Pastos	Pastos limpios	0.13
Bosques	Bosque natural denso	0.0034
Plantación forestal	Plantación forestal	0.0095
Vegetación secundaria	Arbustos y matorrales	0.0259
Territorios artificializados	Tejido urbano continuo	0
Vegetación de Páramo	Vegetación de páramo y subpáramo	0.0574
Cultivos permanentes	Otros cultivos permanentes	0.079
Cultivos transitorios	Tubérculos	0.435

- **Factor de prácticas de manejo (P):** corresponde a la proporción de pérdida de suelo con una práctica de apoyo como cultivo en contorno, barreras vivas, o cultivo en terrazas, con respecto a aquella con labranza en el sentido de la pendiente (Wischmeier & Smith, 1978). Con la implementación de prácticas de manejo de cultivos, se busca mantener los niveles productivos de los suelos mediante un sistema adecuado de siembra (Sepúlveda, 2013). En este caso se propone una serie de valores de factor P para los cultivos transitorios, en donde se asumen prácticas de manejo en franjas de contorno y surcos irrigados. Para las demás coberturas estudiadas

(incluyendo los cultivos permanentes, pastos y plantaciones forestales), el valor asociado al factor P corresponde a 1 dado que, en la práctica, no se evidencian medidas de conservación del suelo que puedan contrarrestar la erosión (Sepúlveda, 2013).

Tabla 2-6 Valores del factor P según la pendiente de terreno para los cultivos transitorios.
Adaptado de Wischmeier & Smith, 1978.

Pendiente del terreno (%)	Cultivo en franjas de contorno y surcos irrigados
1-2	0.3
3-8	0.25
9-12	0.3
13-16	0.35
17-20	0.4
>20	0.45

2.5.2 Control de la erosión

Se calcularon los factores de la RUSLE y para cada uno de los periodos propuestos con los mapas de coberturas (2019, 2009 y 1997) y los escenarios de coberturas naturales, pastos y cultivos transitorios. Posteriormente aplicando las ecuaciones 2.2 y 2.3 se computaron los resultados el control de la erosión correspondiente a cada escenario y se clasificaron en siete categorías (Tabla 2-7) como se muestra a continuación.

Tabla 2-7 Clasificación de la erosión en función de la cantidad de pérdida de suelo.
Adaptado de Sepúlveda, 2013.

Clase	Tipo de erosión	Pérdida de suelo ton/ha/año
1	Natural	< 1
2	Baja	1 - 3
3	Media	3 - 5
4	Alta	5 - 10
5	Muy Alta	10 - 20
6	Severa	20 - 30
7	Muy Severa	> 30

2.6 Análisis de sinergias y Trade offs entre los servicios ecosistémicos

La valoración y análisis de los trade offs y las sinergias se planteó bajo los siguientes escenarios de transición: 1997 – 2009, 2009 – 2019; 1997 – 2019; 2019 – Coberturas naturales, 2019 – Cultivos y 2019 – Pastos.

2.6.1 Índice de cambio de los servicios ecosistémicos

Para estimar la variación temporal de los servicios ecosistémicos potenciales estudiados, se empleó el índice de cambio propuesto por He, 2020. Cuando el valor de índice es positivo implica un incremento del servicio y cuando es negativo un decrecimiento. Este índice se aplicó píxel a píxel a cada uno de los escenarios contemplados en el cálculo de los servicios potenciales de regulación hídrica y control de la erosión.

$$ICSE = \frac{SE_f - SE_i}{|SE_i|} \quad (2.11)$$

Donde $ICSE$ es el índice de cambio del servicio ecosistémico, SE_f es el valor del servicio en el estado final del periodo evaluado y SE_i representa el valor en el estado inicial.

2.6.2 Trade offs y Sinergias espacio - temporales de los servicios ecosistémicos

Con el cálculo de los índices de cambio de los servicios ecosistémicos, se obtiene la variación temporal de cada uno de ellos en un periodo de tiempo determinado. Partiendo de este resultado y con el fin de analizar las relaciones entre los servicios, se desarrolló un condicional que se ejecuta haciendo uso de la calculadora ráster en ARCGIS, por medio del cual, píxel a píxel, se logró identificar si los cambios en los servicios se comportan en una relación de sinergia (ambos aumentan o disminuyen) o de *trade offs* (mientras uno aumenta, el otro disminuye). Al asociar el resultado de este condicional con las transiciones de las coberturas vegetales encontradas en el apartado 2.3.3 para cada escenario, es posible identificar los tipos de relaciones que ocurren en toda la cuenca y su magnitud, y filtrar la información según la transición que pretenda analizar.

Condicional (2.12):

- si $ICRH > 0$, y $ICCE > 0$, ó $ICRH < 0$, y $ICCE < 0$, entonces $STO = \left(\frac{|ICRH|}{R_{ICRH}}\right) + \left(\frac{|ICCE|}{R_{ICCE}}\right)$
- si $ICRH > 0$, y $ICCE < 0$, ó $ICRH < 0$, y $ICCE > 0$, entonces $STO = -1 * \left(\left(\frac{|ICRH|}{R_{ICRH}}\right) + \left(\frac{|ICCE|}{R_{ICCE}}\right)\right)$

Considerando que $ICRH$ es el índice de cambio de la regulación hídrica, $ICCE$ es el índice de cambio del control de la erosión, STO hace referencia a la posibilidad de que en un píxel

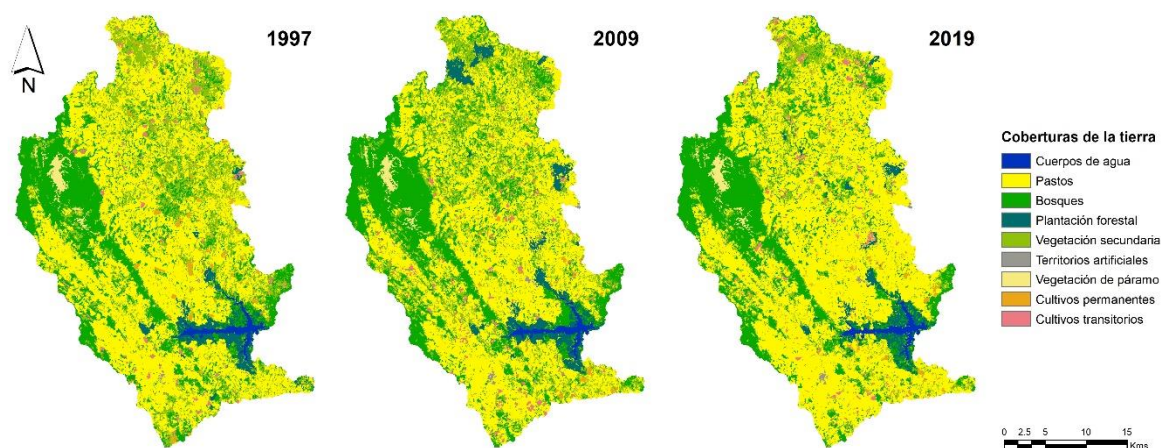
se haya generado *trade offs* o sinergia y R al rango de valores que puede tomar cada uno de los índices de cambio del servicio ecosistémico entre los diferentes escenarios evaluados. Cuando *STO* es positivo se asocia a una relación de sinergia entre los servicios y cuando es negativo a una relación de *trade offs*. Para los casos en que una misma transición pueda presetar tanto relaciones de *trade offs* como de sinergias, se empleó un análisis de componentes principales, a fin de, identificar cuáles son los factores impulsores que más influyen este comportamiento (Le Clec'h et al., 2016).

3. Resultados

3.1 Mapas de coberturas vegetales

Se obtuvieron mapas de coberturas vegetales en una escala de 1:50.000 para los años 1997, 2009 y 2019. Las nueve categorías de coberturas para cada uno de los mapas fueron: cuerpos de agua (CA), pastos (P), bosques (B), plantaciones forestales (PF), vegetación secundaria (VS), territorios artificializados (TA), vegetación de páramo (VP), cultivos permanentes (CP) y cultivos transitorios (CT).

Figura 3-1 Coberturas vegetales para los años 1997, 2009 y 2019 en la cuenca de Río Grande.



De la Tabla 3-1 se observa que en estos tres momentos del tiempo, las coberturas predominantes fueron los pastos, seguidos de los bosques y de la vegetación secundaria. Sin embargo, se observa un aumento en el área empleada para pastos en contraste con la disminución significativa de la vegetación secundaria en el año 2019 frente al año 1997, mientras que los bosques permanecieron estables. Se observó además un aumento

significativo en el área destinada a las plantaciones forestales hacia el año 2009, así como los territorios artificializados. Los cambios en las demás coberturas se presentaron en menor proporción.

Tabla 3-1 Área y porcentaje por cobertura vegetal para cada uno de los años.

Cobertura Vegetal	1997		2009		2019	
	área (ha)	área (%)	área (ha)	área (%)	área (ha)	área (%)
Cuerpos de agua	1151,1	1,1	1063,2	1,0	1129,6	1,1
Pastos	52202,3	50,6	48608,4	47,1	59793,8	58
Bosques	22303,1	21,6	24245,8	23,5	23036,8	22,3
Plantación forestal	2898,3	2,8	4545,4	4,4	3021,1	2,9
Vegetación secundaria	21360,5	20,7	21682,8	21,0	12774,6	12,4
Territorios artificializados	119,0	0,1	210,7	0,2	195,3	0,2
Vegetación de páramo	909,1	0,9	882,6	0,9	957,9	1,0
Cultivos permanentes	992,1	1,0	535,6	0,5	789,3	0,8
Cultivos transitorios	1240,1	1,2	1401,3	1,4	1477,2	1,4
Total	103175,7	100	103175,69	100	103175,7	100

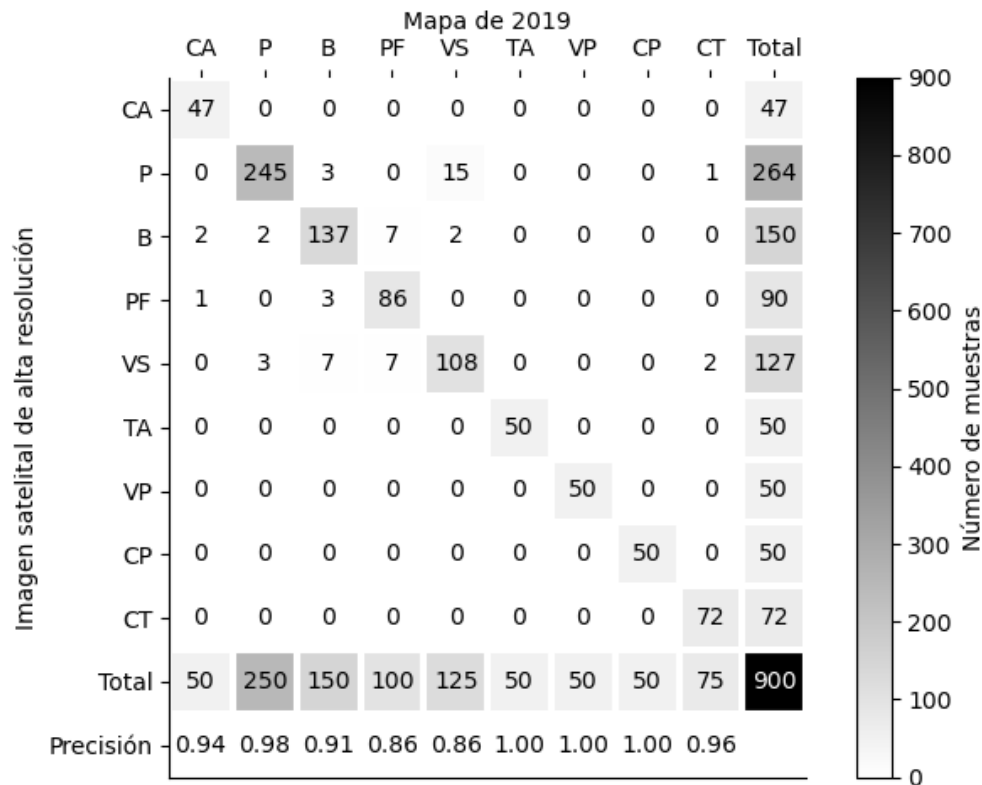
3.1.1 Validación de los mapas de coberturas vegetales

La Figura 3-2 muestra la matriz de error obtenida con el método propuesto por Olofsson et al., 2014, para la validación del método empleado en la clasificación de los mapas de coberturas vegetales. En general se observa que las métricas de precisión se encontraron entre 0.86 y 1.0 para cada categoría, es decir, hay una precisión dentro del rango esperado (por encima de 0.9). Las categorías con menor ajuste, corresponden a las plantaciones forestales (PF), que presentaron confusiones con las categorías de bosques (B) y vegetación secundaria (VS) (en un 7% de las muestras para cada caso), y la vegetación secundaria, que presentó confusiones con la categoría de pastos (P) y bosques (en un 19% y 2% de las muestras respectivamente).

Las categorías que presentaron una precisión total o completa con el 100% de las muestras bien clasificadas, corresponden a los territorios artificializados (TA), vegetación de páramo (VP) y cultivos permanentes (CP), que a su vez presentaron menor área en la cuenca y por tanto tuvieron un menor tamaño de muestra en la validación. Por otro lado, se resalta que la categoría de cultivos permanentes fue incluida en la clasificación general de manera manual, por lo que era de esperarse este resultado.

La exactitud (*Accuracy*) general del método es de 0.9389, lo que indica una buena concordancia entre las clasificaciones previstas por el algoritmo y las reales identificadas manualmente en imágenes satelitales de alta resolución para todas las coberturas, es decir, que el método empleado en la clasificación de los tres mapas de coberturas para los tres diferentes periodos en el tiempo, cuenta con una buena validación.

Figura 3-2 Matriz de validación o error en la clasificación de las coberturas vegetales para el año 2019. Las categorías del mapa se presentan en las columnas, y las categorías de referencia en la imagen satelital de alta resolución, en las filas. El valor total en la parte inferior corresponde al número de muestras tomadas para cada categoría.



3.1.2 Transiciones de las coberturas vegetales

En general se observa que aproximadamente el 70% de las coberturas vegetales conserva su área y distribución en el tiempo. En el período 1997-2009, con excepción de las coberturas asociadas a la vegetación secundaria, cultivos permanentes y cultivos transitorios, tanto el área como su distribución en la cuenca, se conservaron en un 75% o más; lo que representa una alta probabilidad de permanencia o estabilidad de coberturas (diagonal principal en Tabla 3-2). En general, las coberturas de plantación forestal (56.8%),

territorios artificializados (80%), cultivos transitorios (13%) y vegetación secundaria (1.5%) presentaron un aumento significativo en el área total para el año 2009 con relación al año 1997; mientras que, las coberturas de pastos (6.9%) y cultivos transitorios (46.0%) disminuyeron.

Tabla 3-2 Matriz de cambios en las coberturas vegetales en el periodo 1997 – 2009. Valores expresados en hectáreas y probabilidades de transición en porcentaje.

		Cobertura 2009									
Cobertura 1997		CA	P	B	PF	VS	TA	VP	CP	CT	Total
	CA	1012,7	10,6	39	71,5	16,44	0,9	0	0	0	1151,1
		88%	0,9%	3,4%	6,2%	1,43%	0,1%	0%	0%	0%	
	P	0,1	39327,8	1427,2	648,5	9595,32	102,6	2,6	264,6	833,6	52202,3
		0%	75,3%	2,7%	1,2%	18,38%	0,2%	0%	0,5%	1,6%	
	B	21,2	1109,8	18606,7	684,3	1668,57	0,9	43,7	83,2	84,8	22303,1
		0,1%	5%	83,4%	3,1%	7,48%	0%	0,2%	0,4%	0,4%	
	PF	24,9	174,7	374,3	2154,0	155,05	0,5	0	9,2	5,6	2898,3
		0,9%	6%	12,9%	74,3%	5,35%	0%	0%	0,3%	0,2%	
	VS	4,3	6428,4	3562,3	952,7	9774,50	2,9	79,9	152,1	384	21360,5
		0%	30,1%	16,7%	4,5%	45,80%	0%	0,4%	0,7%	1,8%	
	TA	0	9,0	0,5	2,6	4,83	102,1	0	0	0	119
		0%	7,6%	0,5%	2,2%	4,05%	85,7%	0%	0%	0%	
VP	0	0,8	135,7	0	16,26	0	756,4	0	0	909	
	0%	0,1%	14,9%	0%	1,79%	0%	83,2%	0%	0%		
CP	0	749,3	28,7	10,2	134,77	0	0	17	52,2	992,1	
	0%	75,5%	2,9%	1%	13,58%	0%	0%	1,7%	5,3%		
CT	0	786,8	66,0	21,7	314,75	0,5	0	9,5	40,9	1240,1	
	0%	63,4%	5,3%	1,7%	25,38%	0%	0%	0,8%	3,3%		
Total		1063,2	48597,1	24240,4	4545,4	21680,48	210,3	882,6	535,6	1401,2	103175,7

En este periodo un total de 9595,3 ha cambiaron de pastos a vegetación secundaria con una probabilidad de transición del 18,4%, y a su vez la vegetación secundaria presentó transiciones hacia pastos y bosques con áreas de 6428,4 y 3562,3 ha y probabilidades de transición del 30,1% y 16,7% respectivamente. Asimismo, se presentaron cambios en los cultivos permanentes hacia pastos y vegetación secundaria con 749,3 y 134,8 ha y probabilidades de transición del 75,5% y 13,6%, y cambios de cultivos transitorios también a pastos y vegetación secundaria con 786,8 y 314,8 ha y probabilidades de transición del 63,4% y 25,4%. Por otro lado, los bosques, aunque conservaron su área y distribución en un 83,4%, presentaron transiciones con 1109,8 ha hacia pastos equivalente a una

probabilidad de cambio del 5%, y 1668,6 ha hacia vegetación secundaria y probabilidad de cambio 7,5%.

Figura 3-3 Transición de las coberturas vegetales para los periodos 1997-2009, 2009-2019 y 1997-2019 para la cuenca de Rio Grande.

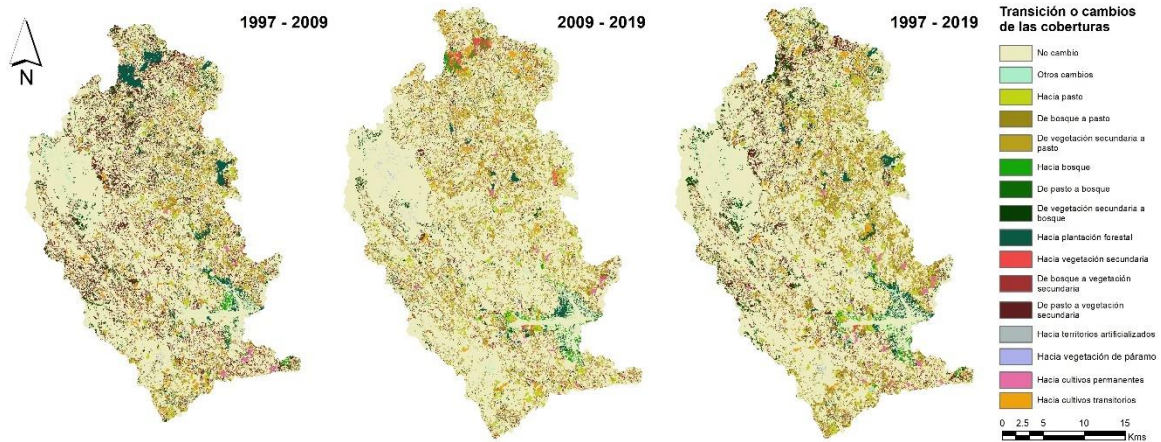


Tabla 3-3 Matriz de cambios en las coberturas vegetales en el periodo 2009 – 2019. Valores expresados en hectáreas y probabilidades de transición en porcentaje.

		Cobertura 2019									
		CA	P	B	PF	VS	TA	VP	CP	CT	Total
Cobertura 2009	CA	995,5	35,0	5,9	16,6	9,5	0,7	0	0	0	1063,2
		93,6%	3,3%	0,6%	1,6%	0,9%	0,1%	0%	0%	0%	
	P	10,6	44764,9	602,5	100,2	2161,2	38,2	2,7	304,2	624,1	48608,4
		0%	92,1%	1,2%	0,2%	4,5%	0,1%	0%	0,6%	1,3%	
	B	37,9	1996,2	19372,9	661,7	1856,4	1,2	137	85,2	97,4	24245,8
		0,2%	8,2%	79,9%	2,7%	7,7%	0%	0,6%	0,4%	0,4%	
	PF	73,6	699,9	859,1	2074,6	815,2	0,2	0	2,6	20,2	4545,4
		1,6%	15,4%	18,9%	45,6%	17,9%	0%	0%	0,1%	0,4%	
	VS	11,2	10706,7	2075,1	160,2	7803,2	4,3	9,7	223,1	689,4	21682,8
		0,1%	49,4%	9,6%	0,7%	36%	0%	0%	1%	3,2%	
	TA	0,9	56,0	0,9	1,3	0,9	150,8	0	0	0	210,7
		0,4%	26,6%	0,4%	0,6%	0,4%	71,5%	0%	0%	0%	
VP	0	0	65,9	0	8,1	0	808,5	0	0	882,6	
	0%	0%	7,5%	0%	0,9%	0%	91,6%	0%	0%		
CP	0	349,1	13,8	4,7	47,4	0	0	119,6	1,2	535,6	
	0%	65,2%	2,6%	0,9%	8,8%	0%	0%	22,3%	0,2%		
CT	0	1186	40,8	2,1	72,7	0	0	54,7	45,0	1401,3	
	0%	84,6%	2,9%	0,2%	5,2%	0%	0%	3,9%	3,2%		
Total		1129,6	59793,8	23036,8	3021,1	12774,6	195,3	957,9	789,3	1477,2	103175,7

Para el año 2019 se observaron disminuciones significativas en las áreas correspondientes a las coberturas de vegetación secundaria (41,1%), plantaciones forestales (33,5%) y bosques (5%), en relación con el año 2009, y a su vez un aumento considerable de la cobertura de pastos (23,0%) (Tabla 3-1). Estas transiciones están relacionadas entre sí, puesto que 10706,68 ha de vegetación secundaria, 699,9 ha de plantaciones forestales y 1996,2 ha de Bosque, se convirtieron en pastos con probabilidades de transición del 49,4%, 15,4% y 8,2% respectivamente (Tabla 3-3).

La matriz de cambios indica además que los cultivos permanentes y transitorios presentaron altas probabilidades de transición hacia pastos con 65,2% y 84,6%. Por su parte la disminución en la vegetación secundaria está también asociada a cambios hacia bosques con 2075,1 ha y 9,6% de probabilidad de transición. Las plantaciones forestales se transformaron a bosques con 859,1 ha y 18,9% de probabilidad de transición, y a vegetación secundaria con 815,2 ha y 17,9% de probabilidad de transición.

En este período de tiempo las áreas correspondientes a cuerpos de agua, pastos, bosques y vegetación de páramo y su distribución en la cuenca se conservaron en un 75% o más; mientras que las plantaciones forestales, la vegetación secundaria, los cultivos permanentes y los cultivos transitorios presentaron transiciones significativas permaneciendo solo en el 45,6%, 36%, 22,3% y 3,2% respectivamente. En general un 73.7% de las coberturas se mantuvieron estables en la cuenca, indicando una alta probabilidad de permanencia al igual que en el periodo anterior.

Para el período completo de análisis, es decir, 1997-2019, (Tabla 3-4) se observó una disminución importante en el área con vegetación secundaria, al pasar de 21341,1 ha en 1997 a 12773,4 ha en 2009, es decir, del 40.2%; lo que se evidencia con la transición hacia pastos con 10659,1 y a bosques con 3321,1 ha. Por su parte, los cultivos permanentes también presentaron disminuciones al pasar de 992,1 ha a 789,3 ha (20.4%), mientras que los cultivos transitorios aumentaron al pasar de 1240,1 ha a 1477,1 (19,1%) lo que sugiere una tendencia mayor a permanecer por parte de estos últimos frente a los primeros. En la transición inversa, la mayor parte de las áreas destinadas a ambos tipos de cultivos 22 años atrás eran destinadas a pastos o vegetación secundaria.

Las demás categorías de vegetación consideradas en el análisis de este periodo presentaron incrementos en su área total y probabilidad de permanencias mayores por

encima del 75%, a excepción de las plantaciones forestales, que presentaron probabilidad de transición hacia bosques del 19.6%, hacia pastos del 14.6% y a vegetación secundaria del 7.9%. A su vez, los bosques presentaron probabilidades de transición del 9.78% hacia pastos, 6.2% hacia vegetación secundaria y del 3.7% hacia plantaciones forestales.

Tabla 3-4 Matriz de cambios en las coberturas vegetales en el periodo 1997 – 2019. Valores expresados en hectáreas y probabilidades de transición en porcentaje.

		Cobertura 2019									
		CA	P	B	PF	VS	TA	VP	CP	CT	Total
Cobertura 1997	CA	1030	52,5	16,4	29,9	21,8	0,7	0	0	0	1151,1
		89,5%	4,6%	1,4%	2,6%	1,9%	0,1%	0%	0%	0%	
	P	2,1	44613,7	1309,1	190,4	4885,8	100,9	5,4	367,9	727,1	52202,3
		0%	85,5%	2,5%	0,4%	9,4%	0,2%	0%	0,7%	1,4%	
	B	42,7	2180,7	17629,7	815,9	1376,9	0,6	72,4	119,6	64,6	22303,1
		0,2%	9,8%	79,1%	3,7%	6,2%	0%	0,3%	0,5%	0,3%	
	PF	46,3	424	567,9	1590,3	228,2	0	0	7,2	34,4	2898,3
		1,6%	14,6%	19,6%	54,9%	7,9%	0%	0%	0,3%	1,2%	
	VS	8,4	10659,1	3321,1	380,5	6032,4	2,4	71,3	246,9	619,0	21341,1
		0,04%	50%	15,6%	1,8%	28,3%	0%	0,3%	1,1%	2,9%	
	TA	0,1	23,3	1,5	1,3	3	89,8	0	0	0	119,
		0,1%	19,6%	1,3%	1,1%	2,5%	75,5%	0%	0%	0%	
	VP	0	0	88,1	0	12,7	0	808,3	0	0	909,1
		0%	0%	9,7%	0%	1,4%	0%	88,9%	0%	0%	
CP	0	883,4	27,1	6,8	43,3	0	0	29	2,6	992,1	
	0%	89,1%	2,7%	0,7%	4,4%	0%	0%	2,9%	0,7%		
CT	0	944,4	71,1	6,1	169,5	0,5	0,5	18,7	29,4	1240,1	
	0%	76,2%	5,7%	0,5%	13,7%	0%	0%	1,1%	2,4%		
Total		1129,6	59781	23031,8	3021,1	12773,4	194,9	957,9	789,3	1477,1	103156,2

3.2 Representación de la Regulación hídrica

3.2.1 Calibración y validación del modelo SWAT

Para obtener el mejor desempeño del modelo en la calibración se incluyeron 12 parámetros que están asociados principalmente a las condiciones del suelo y al comportamiento de las aguas subterráneas y de la escorrentía (ver Anexo C). De acuerdo con las estadísticas propuestas por Moriasi, 2015 los resultados de la calibración y la validación del modelo están asociados a un buen rendimiento en las tres estaciones de medición (Tabla 3-5).

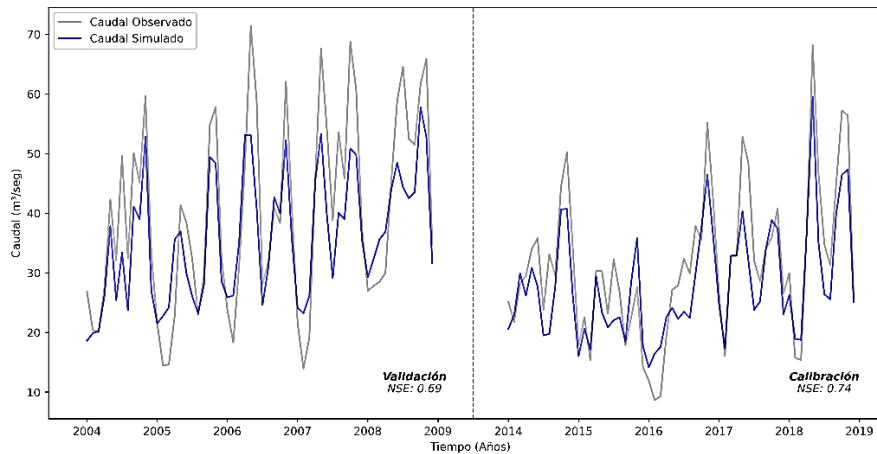
Así mismo, los resultados gráficos de las predicciones mensuales de caudal en general son satisfactorios, aun cuando no se logra representar con precisión los valores extremos en las estaciones de medición disponibles (Figura 3-4). En el anexo C se presentan las estadísticas de rendimiento asociadas a los escenarios de coberturas vegetales y los caudales simulados y observados correspondientes a las estaciones al interior de la cuenca: RG-6 Puente Belmira (16) y estación San Pedro RG-10 La Ye (27).

Tabla 3-5 Estadísticas de rendimiento del modelo SWAT para la calibración y validación

Periodo de modelación	Estadístico					Clasificación del rendimiento (Moriasi et al., 2015)
	Estación*	NS	PBIAS	RSR	R ²	
Calibración	16	0.76	-9.30	0.49	0.80	Bueno
	25	0.74	10.20	0.51	0.83	
	27	0.78	-8.70	0.47	0.86	
Validación	16	0.70	-3.10	0.55	0.72	Bueno
	25	0.69	9.90	0.55	0.81	
	27	0.76	-3.70	0.49	0.84	

* Estación RG-6 Puente Belmira (16), estación San Pedro RG-10 La Ye (27) y salida del embalse (25).

Figura 3-4 Caudales mensuales observados y simulados para la salida de la cuenca y su desempeño asociado en las fases de calibración y validación del modelo



3.2.2 Regulación hídrica

Los flujos hidrológicos asociados a las representaciones para los años 1997, 2009 y 2019 se presentan en la Figura 3-5, en donde se identificó un que no hay diferencias significativas (menor p-value corresponde a 0.4 en la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, que contempla la no normalidad en los datos) para estos tres escenarios (ver Anexo D), lo que puede estar asociado a la baja tasa de cambio en la proporción y distribución de las coberturas vegetales en la cuenca (Tabla 3-1 y Tabla 3-4).

En general se observa que, bajo los escenarios asociados a las coberturas de los años 1997, 2009 y 2019 (Figura 3-5), los componentes del balance hídrico más sensibles a la estacionalidad de la lluvia son la escorrentía, la percolación y el rendimiento hídrico, con un comportamiento proporcional directo. Por el contrario, la recarga profunda, que es significativamente menor a los demás componentes del balance, y el caudal base muestran un comportamiento más estable durante todos los meses del año. Además, cabe resaltar que todos los componentes tienden a presentar una mayor variabilidad de los datos en los meses y épocas húmedas (MAM – SON), en relación con las épocas secas (DEF – JJA). Lo anterior podría indicar una baja capacidad para regular los flujos, lo que implica, para las épocas de sequía una significativa disminución en el flujo total frente al aumento en las épocas húmedas. El comportamiento unimodal de la evapotranspiración puede estar asociado a la parametrización (índice de área foliar) y homologación de la cobertura para la configuración del modelo que responde a un régimen de precipitación diferente al del área de estudio.

Frente a los escenarios de coberturas (Figura 3-6), se evidencia la fuerte influencia de la variación de las coberturas sobre la regulación hídrica (mayor p-value de 1.02^{-9} para la prueba de Kruskal-Wallis). Se resaltan las diferencias entre los escenarios para las particiones del balance hídrico, bajo las temporalidad mensual, trimestral y anual; además de la marcada influencia de la estacionalidad de la lluvia. Por ejemplo, la escorrentía directa es menor en las coberturas vegetales naturales, frente a los demás escenarios, pero además presenta una menor variabilidad en las temporadas húmedas, lo que sugiere una mayor capacidad para controlar este flujo, en contraste con los cultivos que presentan valores mayores y más variables mes a mes. Asimismo, la percolación, que también es sensible a la estacionalidad de la lluvia, presenta valores mayores en las coberturas naturales, mientras que los cultivos presentan los menores.

Figura 3-5 Comparación mensual, trimestral (temporada lluvia – sequía) y anual, entre los escenarios correspondientes a los años 1997, 2009 y 2019 para los flujos de evapotranspiración (ET), escorrentía superficial (SURQ), recarga profunda (DA), percolación (PERC), contribución de las aguas subterráneas al caudal (GW_Q) y rendimiento hídrico (WYLD). Las barras en la parte superior muestran la precipitación media asociada a la temporalidad y es la misma para todos los escenarios. Las variables corresponden a medidas ponderadas por unidad de respuesta hidrológica para cada mes.

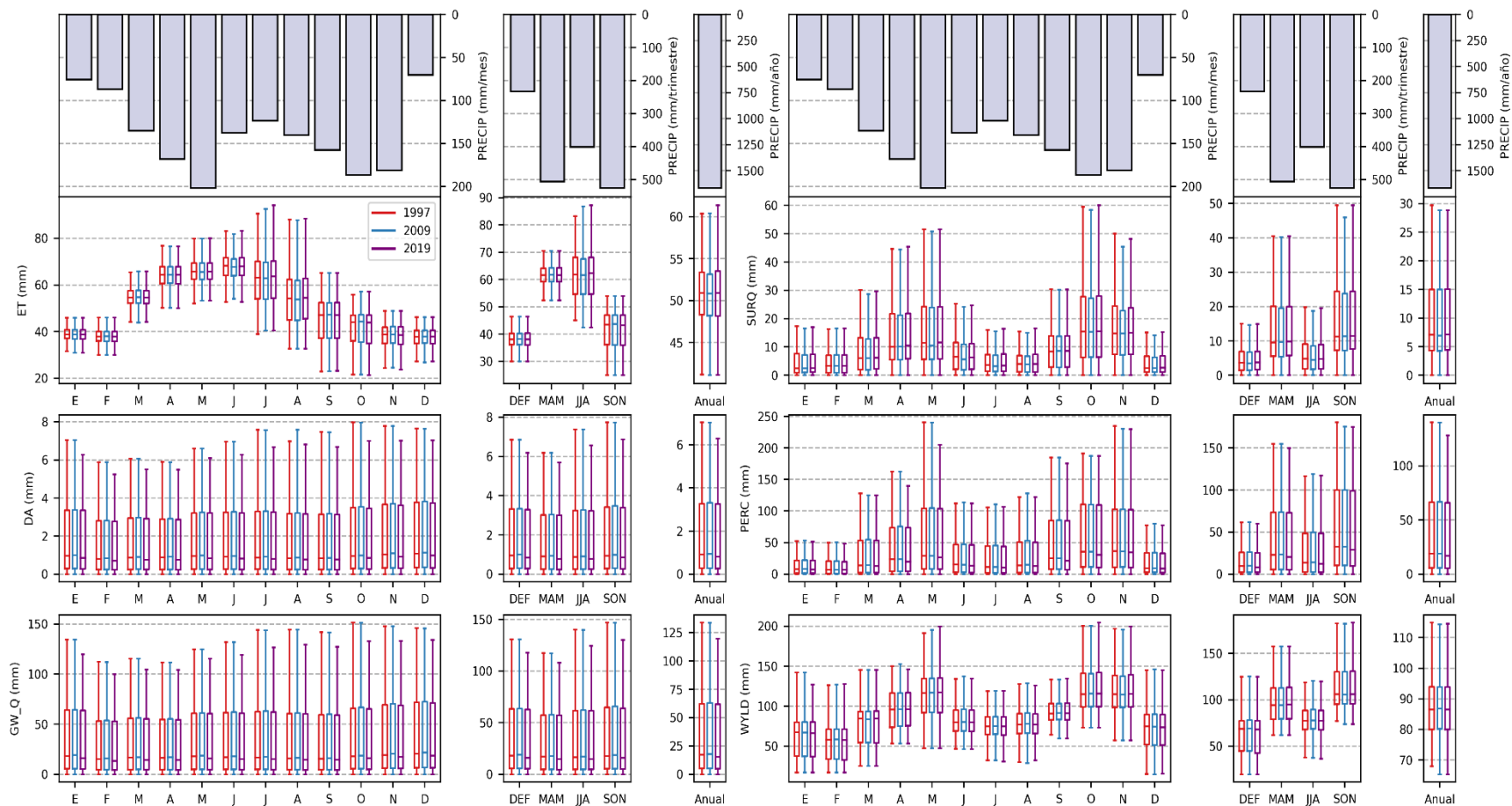
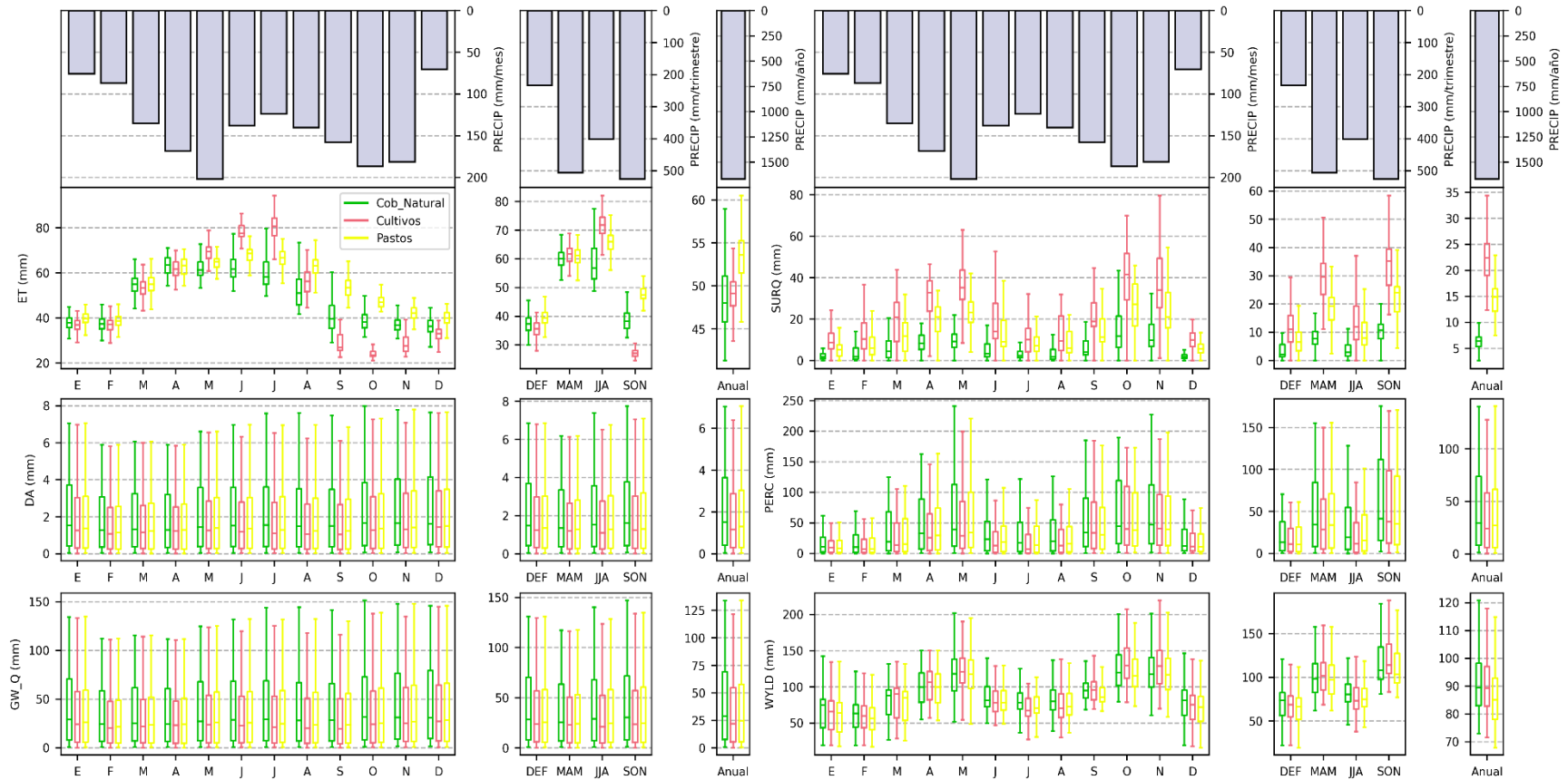
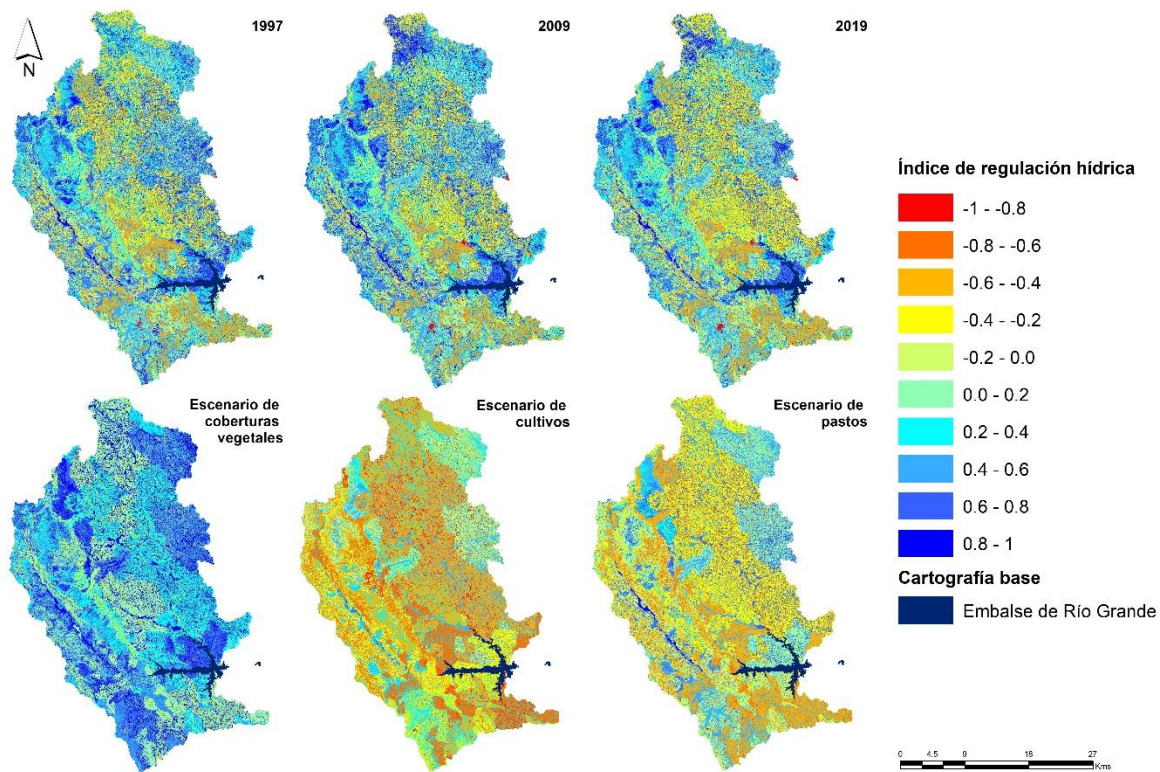


Figura 3-6 Comparación mensual, trimestral (temporada lluvia – sequía) y anual, entre los escenarios hipotéticos de cobertura natural, cultivos y pastos para los flujos de evapotranspiración (ET), escorrentía superficial (SURQ), recarga profunda (DA), percolación (PERC), contribución de las aguas subterráneas al caudal (GW_Q) y rendimiento hídrico (WYLD). Las barras en la parte superior muestran la precipitación media asociada a la temporalidad y es la misma para todos los escenarios. Las variables corresponden a medidas ponderadas por unidad de respuesta hidrológica para cada mes



En cuanto al rendimiento hídrico la cobertura natural favorece el aumento del flujo en las épocas de sequía (DEF – JJA). Así, la presencia mayoritaria de la cobertura natural en la cuenca ofrece una mayor capacidad de regulación conforme la escorrentía directa se reduce mientras se genera un aumento de la percolación y el flujo base, aumentando el rendimiento hídrico. Lo contrario a lo que sucede con los pastos y cultivos, donde el comportamiento de los componentes es inverso.

Figura 3-7 Distribución espacial del Índice de regulación hídrica en A) año 1997, B) año 2009, C) año 2019, D) escenario de coberturas naturales, E) escenario de cultivos y F) escenario de pastos.



Finalmente se encuentra que el escenario dominado por los pastos refleja un comportamiento similar a los escenarios asociados a las coberturas de los años 1997, 2009 y 2019, en donde es la cobertura dominante. Esto se refleja también en la distribución espacial del índice de regulación hídrica en la cuenca. En general se muestra una mayor capacidad de regulación hídrica asociada a las coberturas naturales, seguida por el escenario de pastos y finalmente por los cultivos (Figura 3-7). Es importante resaltar que el escenario de coberturas actuales (2019) muestra que las dos terceras partes del área en la cuenca tienen un índice de regulación hídrica positivo.

3.3 Representación del Control de la erosión

3.3.1 Erosión bajo los diferentes escenarios

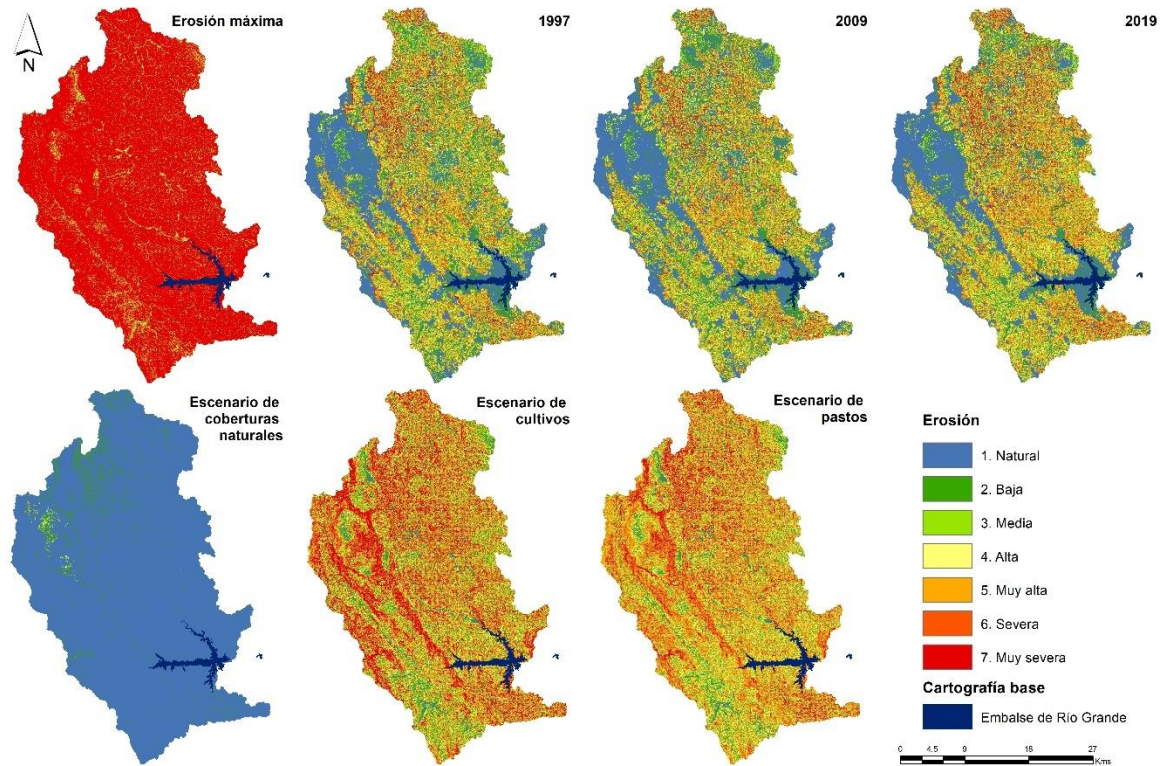
Los factores correspondientes a la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) fueron calculados para cada escenario propuesto y los mapas asociados se presentan en el Anexo F. La erosión para los escenarios de los años 1997, 2009 y 2019, presenta comportamientos similares (Figura 3-8, ver también Tabla 3-6), debido a la alta probabilidad de permanencia de las coberturas en la cuenca (69.7%). La erosión máxima, por su parte, presenta en la mayor parte del área una tendencia a la erosión muy severa, con un promedio de suelo perdido de 110.1 ton/ha.año, situación que en los demás escenarios se ve compensada al considerarse la presencia de la cobertura vegetal. Las coberturas para los años 1997, 2009 y 2019 generan una capacidad para reducir la pérdida de suelo aproximadamente 13 veces por encima del escenario de erosión máxima.

En la zona noroccidental de la cuenca donde se presentan las mayores pendientes del área de estudio se evidencia, por ejemplo, como las diferentes coberturas pueden influenciar en la susceptibilidad a la erosión, puesto que cuando hay presencia de bosque predomina una erosión natural, mientras que en ausencia de cobertura o al variarla a cultivos o pastos, se presentan erosiones severas a muy severas. Un comportamiento similar se observa alrededor del embalse donde en los diferentes escenarios predominan los bosques y las plantaciones forestales.

Tabla 3-6 Comparación de los resultados de erosión en la cuenca de Río Grande para los diferentes escenarios.

Escenario	Valores máximos de erosión (ton/ha.año)	Erosión promedio (ton/ha.año)	Desviación estándar (ton/ha.año)	Erosión total promedio en la cuenca (ton/año)
E máxima	1143.3	110.1	83.1	11303316.3
1997	148.6	7.6	9.7	778864.8
2009	148.6	7.0	9.1	719161.8
2019	148.6	8.3	9.9	854343.6
Cobertura Natural	20.9	0.4	0.4	40959.3
Cultivos	223.8	20.7	16.9	2123383.2
Pastos	148.6	14.3	10.8	1468332.9

Figura 3-8 Erosión en la cuenca de Rio Grande: A) máxima, B) asociada al año 1997, C) asociada al año 2009, D) asociada al año 2019, E) escenario de coberturas naturales, F) escenario de cultivos y G) escenario de pastos.



Frente a los escenarios propuestos, se evidencia cómo las coberturas naturales tienen una mayor capacidad para reducir la pérdida de suelo frente a los pastos y los cultivos en un orden de 36 y 52 veces, respectivamente (0.4 ton/ha.año frente a 14.3 y 20.7 ton/ha.año en promedio). Se evidencia entonces que tanto los valores promedio de erosión como la erosión total es mayor para los cultivos, seguidos por los pastos; aun así, bajo el escenario actual, la presencia de cultivos es mucho menor en la cuenca en relación con los pastos que predominan en un 57% del área. En ese sentido, el escenario de pastos y los correspondientes a los años 1997, 2009 y 2019 presentan el mismo valor máximo de erosión en la cuenca, y valores de desviación estándar muy cercanos. En promedio, la distribución de las coberturas en la cuenca para los años evaluados logra apenas controlar un poco menos de la mitad de la erosión que se generaría bajo el escenario hipotético asociado a pastos (Tabla 3-6).

3.3.2 Control de la erosión

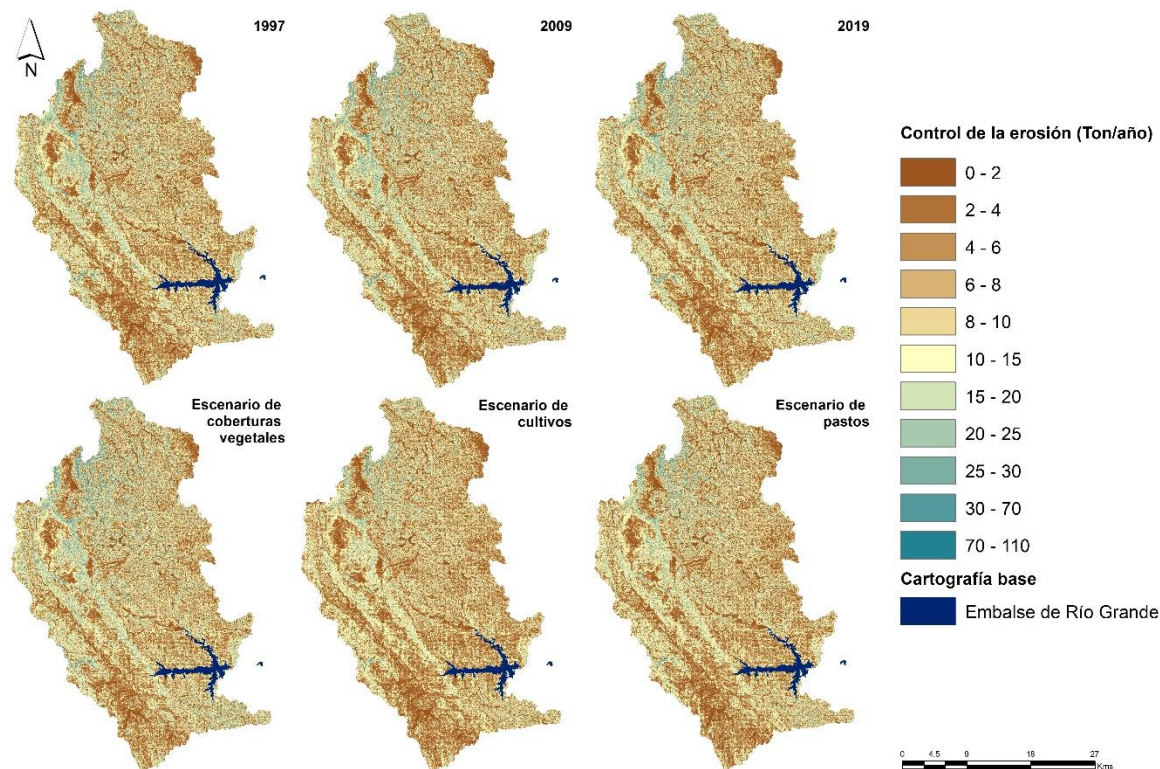
Se puede evidenciar la capacidad que ejerce la presencia de la cobertura vegetal para controlar la pérdida de suelo, pues se encuentra que para los escenarios asociados a los años 1997, 2009 y 2019, en la cuenca de Río Grande el control puede estar por encima de los 10 millones de toneladas de sedimentos al año y para los escenarios de cultivos y pastos por encima de los 9 millones de toneladas (Tabla 3-7). En general, las zonas de la cuenca donde se ejerce un menor control de la erosión por parte de las diferentes coberturas vegetales corresponden a los valles y valles coluviales donde a su vez se presenta una menor pendiente por lo que, en general, la erosión que se genera es menor incluso bajo los escenarios hipotéticos de pastos y los cultivos. Un comportamiento similar ejerce la zona donde actualmente se encuentra el páramo (Figura 3-9).

En general los escenarios asociados a los años 1997, 2009 y 2019 en promedio logran controlar cantidades similares de erosión (102.5 ton/ha.año), mientras que los bosques desarrollan un control superior, cercano a 110 ton/ha.año. Un menor control de la erosión se evidenció por los cultivos y pastos con valores cercanos a 90 y 96 ton/ha.año respectivamente. Es importante notar que aún en los años analizados, donde la cobertura de pastos es dominante, se controlan en total unas 750.000 toneladas más frente al escenario donde los pastos cubren el 100% de la cuenca.

Tabla 3-7 Comparación de los resultados de control de la erosión en la cuenca de Río Grande para los diferentes escenarios.

Mapa	Valores mínimos de control (Ton/ha.año)	Valores máximos de control (Ton/ha.año)	Control promedio (Ton/ha.año)	Control promedio en la cuenca (ton/año)
1997	0	994.7	102.6	10523477.3
2009	0	1012.3	103.1	10583516.3
2019	0	994.7	101.8	10448334.5
Cobertura Natural	0	1139.4	109.7	11261721.8
Cultivos	0	919.5	89.5	9179294.9
Pastos	0	994.7	95.8	9834345.1

Figura 3-9 Control de la erosión en la cuenca de Río Grande: A) asociada al año 1997, B) asociada al año 2009, C) asociada al año 2019, D) escenario de coberturas naturales, E) escenario de cultivos y F) escenario de pastos.



3.4 Trade offs y sinergias entre los servicios ecosistémicos potenciales

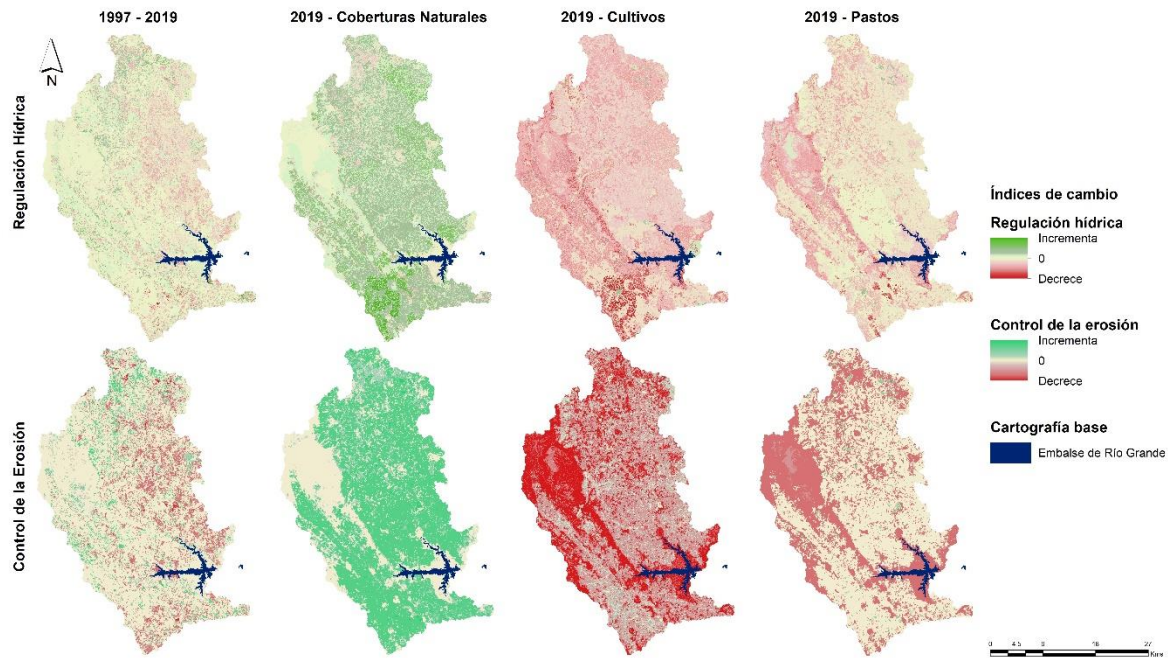
En este trabajo se analizan *trade offs* y sinergias de los servicios ecosistémicos evaluados en relación a los escenarios de transición 1997 - 2019, 2019 – Coberturas naturales, 2019 – Cultivos y 2019 – Pastos, debido a que como se observó en las secciones anteriores (3.1, 3.2 y 3.3) en los periodos correspondientes a los años 1997 - 2009 y 2009 – 2019, se encontró que las tasas de transiciones de las coberturas son bajas, lo que a su vez se ve reflejado en el comportamiento de los servicios ecosistémicos y de sus interacciones (Anexo G).

3.4.1 Índice de cambio de los servicios ecosistémicos

En la Figura 3-10 se muestran los mapas relacionados con el índice de cambio espacializado de la regulación hídrica y el control de la erosión para los escenarios de análisis. Estos cambios corresponden directamente a las transiciones de las coberturas vegetales ya que es el único factor que varía entre los mapas iniciales y finales de cada escenario. Para el período 1997 - 2019, se evidenció estabilidad en cada uno de los servicios, lo que se debe principalmente a la permanencia y distribución de las áreas con presencia de pastos y bosques. Es importante resaltar que las zonas donde el aumento o disminución de los servicios coinciden, podrían señalar una relación directa entre los servicios. Además, es notorio que el decrecimiento en ambos servicios se encuentra en la parte oriental de la cuenca, donde predomina la transición VS-P; mientras que, en la parte occidental se identifican incrementos en ambos servicios relacionados con transiciones hacia B y VS (ver Figura 3-3.)

Para el escenario hipotético 2019-Coberturas Naturales, se observó un incremento general en ambos servicios, lo que era de esperarse. Únicamente se identificó disminución en el servicio de regulación hídrica en la zona nororiental que para el año 2019 está asociado a la cobertura de VS, señalando que ésta, puede presentar una mejor respuesta del servicio que la cobertura B. En el escenario 2019-Cultivos, se percibió una disminución significativa en ambos servicios. En el caso de la regulación hídrica, solo hubo incremento para la transición TA-CT, mientras que para el control de la erosión se identificó ganancia del servicio en la transición P-CT, especialmente en las zonas de menor pendiente en la zona de estudio. Finalmente, para el escenario 2019-Pastos se encontró una estabilidad en gran parte de la cuenca por la predominancia de la cobertura P para el año 2019, mientras que en las demás transiciones se destacó un decrecimiento en ambos servicios, a excepción de las transiciones VP-P y TA-P.

Figura 3-10 Índices de cambio de la regulación hídrica y el control de la erosión bajo los escenarios de análisis.



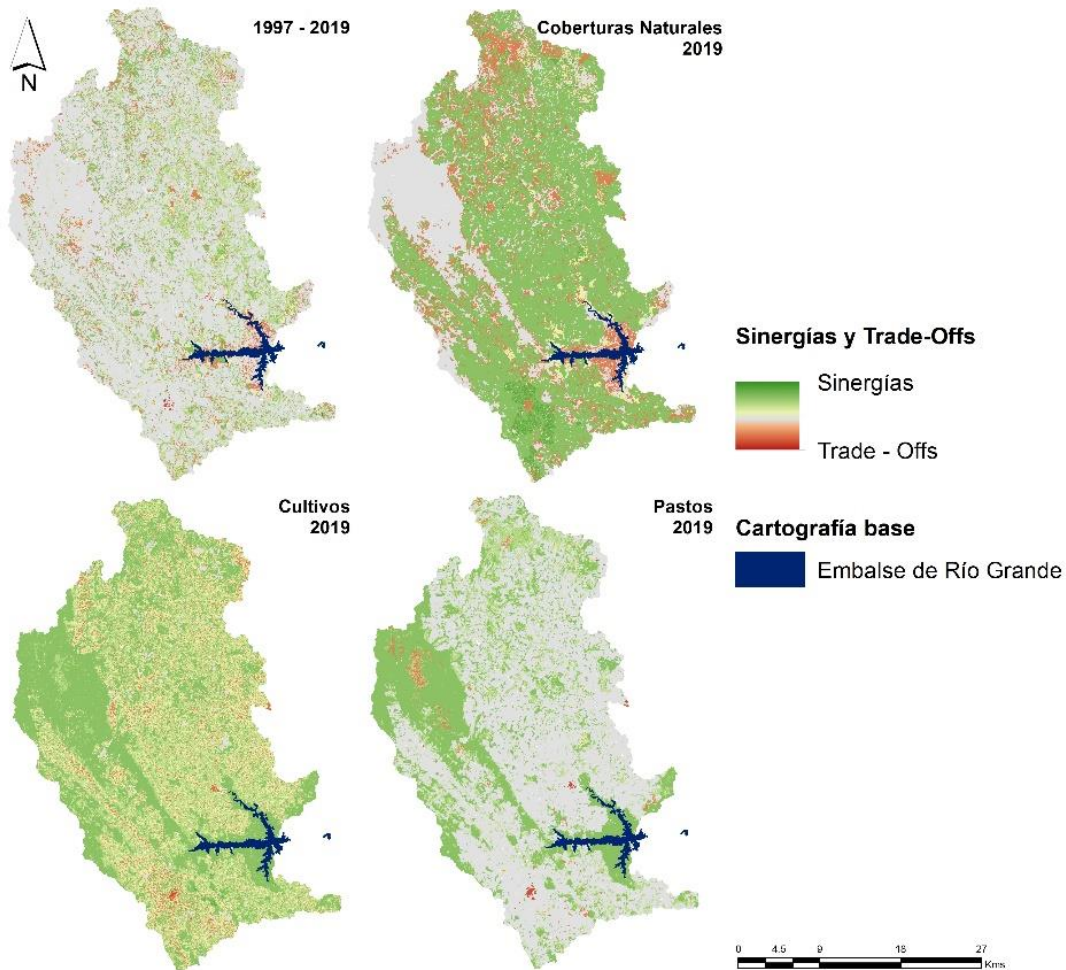
3.4.2 Trade offs y sinergias entre los servicios ecosistémicos

De las 81 transiciones posibles en el escenario 1997 - 2019, se presentaron 45 asociadas a algún tipo de relación entre los servicios y 8 donde no se presentó variación en la oferta de al menos uno de los servicios, por lo cual no se asoció a ninguna relación. En general, la mayor parte de la cuenca no mostró alteración frente a la oferta de los servicios por la permanencia de las coberturas en el tiempo. Para este período se evidenciaron aproximadamente 30140 ha que presentaron alguna relación entre los servicios, de las cuales 23893 ha corresponden a sinergias y 6247 ha a *trade offs* (Tabla 3-8).

Es importante resaltar que las relaciones de sinergia pueden implicar tanto un aumento en ambos servicios, como es el caso de las transiciones P-VS y P-B con áreas de 4803 y 1273 ha respectivamente; como también de decrecimiento en la oferta de servicios como se presentó en las transiciones VS-P y B-P con áreas de 10528 y 2095 ha, respectivamente. En el caso de los *trade offs*, las transiciones predominantes corresponden a VS-B y B-VS, donde en el primer caso se identificó incremento en el

servicio de control de la erosión y disminución en el servicio de regulación hídrica; contrario al segundo caso por la naturaleza misma de esta transición.

Figura 3-11 *Trade offs* y sinergias de los servicios ecosistémicos potenciales de interés en los escenarios de análisis.



En el escenario 2019-Coberturas Naturales (Tabla 3-9), predominaron las relaciones de sinergia que son mayores en la región suroccidental de la cuenca. Al igual que en el escenario anterior, la transición en la que sobresalen los *trade offs* es VS-B con 11527 ha, mientras que en la transición P-B se destaca la sinergia positiva o de aumento entre los servicios con 59002 ha. Por otro lado, en el escenario 2019-Cultivos (Tabla 3-9) aunque predominan las relaciones de sinergia, son de menor magnitud a las presentadas en el escenario 2019-Coberturas Naturales, y además corresponden a sinergias de decrecimiento (P-CT y B-CT con 51296 y 22514 ha respectivamente).

Para el escenario 2019-Pastos (Tabla 3-10), se observó gran permanencia de los servicios, sin embargo, las transiciones B-P con 22514 ha y VS-P con 12514 ha presentan sinergias de disminución, lo que implica una pérdida significativa en la oferta de los servicios. Cabe resaltar que, tanto para este caso como para los demás escenarios hipotéticos, las transiciones desde TA a otras categorías de coberturas, presentan relaciones de *trade offs*, principalmente debido a que en estas zonas no se origina erosión por la impermeabilización asociada al asfalto, lo que a su vez favorece la escorrentía, dinámica que cambia de manera inversa con la introducción de una cobertura vegetal.

Tabla 3-8 Trade offs y sinergias asociadas a las transiciones bajo el escenario de análisis 1997-2019. El signo negativo hace alusión a la disminución en el servicio ecosistémico y el positivo al aumento. SR (Sin Relación) indica que no hay relación entre los servicios asociada a la transición.

Transición	Área (ha)	ICCE	ICRH	Relación
P-P	44096		-	SR
B-P	2095	-	-	Sinergia
P-B	1273	+	+	Sinergia
PF-P	405	-	-	Sinergia
B-B	17222			SR
P-PF	184	+	+	Sinergia
VS-P	10528	-	-	Sinergia
PF-B	284	+	+	Sinergia
	245	+	-	Trade off
B-PF	307	-	-	Sinergia
	417	-	+	Trade off
P-VS	4803	+	+	Sinergia
TA-P	14	-	+	Trade off
VS-B	3258	+	-	Trade off
PF-PF	1518		-	SR
B-VS	1326	-	+	Trade off
P-TA	83	+	-	Trade off
VS-PF	93	+	+	Sinergia
	276	+	-	Trade off
PF-VS	207	-	+	Trade off
P-VP	3	+	-	Trade off
CP-P	735	-	-	Sinergia
	109	-	+	Trade off
VP-B	82	+	+	Sinergia
VS-VS	5943		+	SR
B-VP	68	-	-	Sinergia
P-CP	290	+	+	Sinergia

Transición	Área (ha)	ICCE	ICRH	Relación
	57	+	-	Trade off
CT-P	658	+	+	Sinergia
	208	+	-	Trade off
CP-B	25	+	+	Sinergia
B-CP	114	-	-	Sinergia
P-CT	541	-	-	Sinergia
	146	-	-	Sinergia
CT-B	64	+	+	Sinergia
CP-PF	6	+	+	Sinergia
VP-VS	10	+	+	Sinergia
TA-TA	75			SR
VS-VP	67	-	-	Sinergia
PF-CP	7	-	-	Sinergia
B-CT	63	-	-	Sinergia
CT-PF	6	+	+	Sinergia
CP-VS	38	+	+	Sinergia
VS-CP	196	-	-	Sinergia
	40	+	-	Trade off
PF-CT	34	-	-	Sinergia
CT-VS	159	+	+	Sinergia
VP-VP	797		-	SR
VS-CT	593	-	-	Sinergia
CP-CP	27		-	SR
CT-CP	16	+	+	Sinergia
CP-CT	2	-	-	Sinergia
CT-CT	25		-	SR

Tabla 3-9 Trade offs y sinergias asociadas a las transiciones bajo los escenarios de análisis 2019-Coberturas naturales y 2019-Cultivos. El signo negativo hace alusión a la disminución en el servicio ecosistémico y el positivo al aumento. SR indica que no hay relación entre los servicios asociada a la transición.

Transición	Área (ha)	ICCE	ICRH	Relación	Transición	Área (ha)	ICCE	ICRH	Relación
P-B	59002	+	+	Sinergia	P-CT	51296	-	-	Sinergia
B-B	22514		+	SR		7706	+	-	Trade off
PF-B	1184	+	+	Sinergia	B-CT	22514	-	-	Sinergia
	1648	+	-	Trade off	PF-CT	2837	-	-	Sinergia
VS-B	986	+	+	Sinergia	VS-CT	12514	-	-	Sinergia
	11527	+	-	Trade off	TA-CT	165	-	+	Trade off
TA-B	165	-	+	Trade off	VP-CT	938	-	-	Sinergia
CP-B	751	+	+	Sinergia	CP-CT	751	-	-	Sinergia
CT-B	1407	+	+	Sinergia	CT-CT	1407		-	SR
VP-VP	938			SR					

Tabla 3-10 Trade offs y sinergias asociadas a las transiciones bajo el escenario de análisis 2019 – Pastos. El signo negativo hace alusión a la disminución en el servicio ecosistémico y el positivo al aumento. SR indica que no hay relación entre los servicios asociada a la transición.

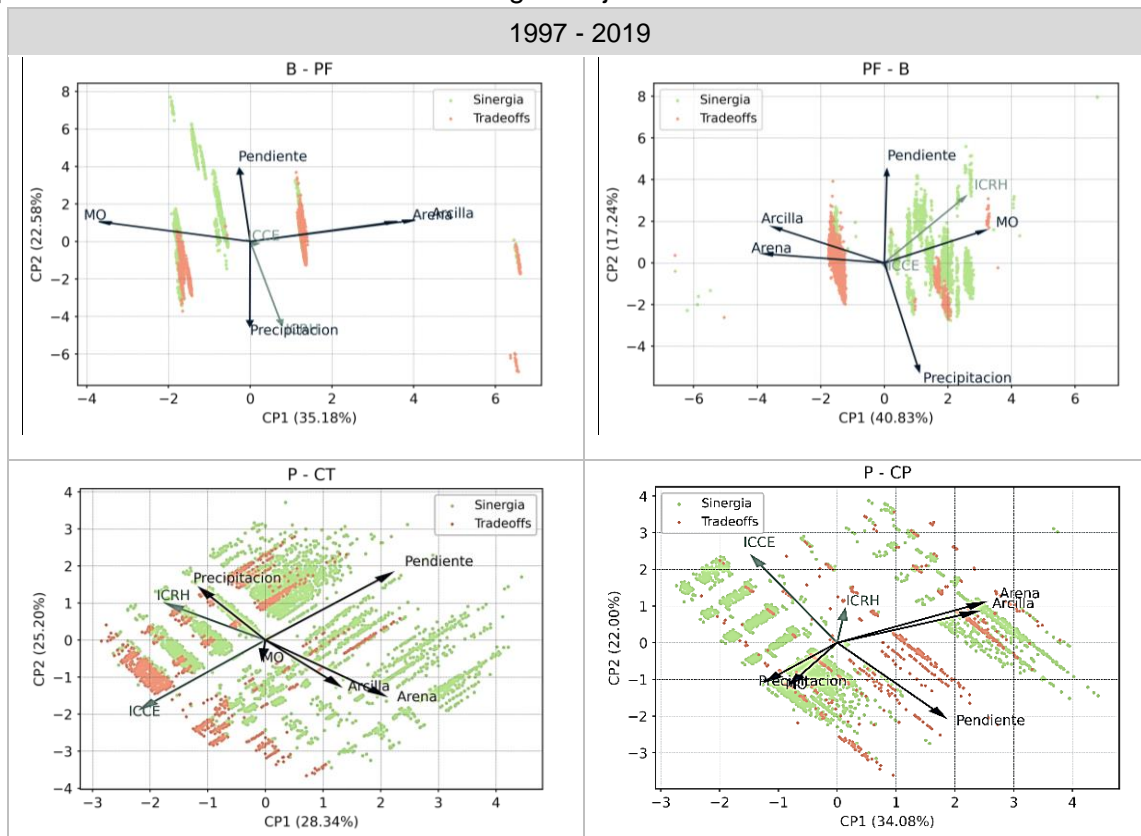
Transición	Área (ha)	ICCE	ICRH	Relación
P-P	59002		-	SR
B-P	22514	-	-	Sinergia
PF-P	2837	-	-	Sinergia
VS-P	12514	-	-	Sinergia
TA-P	165	-	+	Trade off
VP-P	445	-	-	Sinergia
	493	-	+	Trade off
CP-P	617	-	-	Sinergia
	133	-	+	Trade off
CT-P	1044	+	+	Sinergia
	362	+	-	Trade off

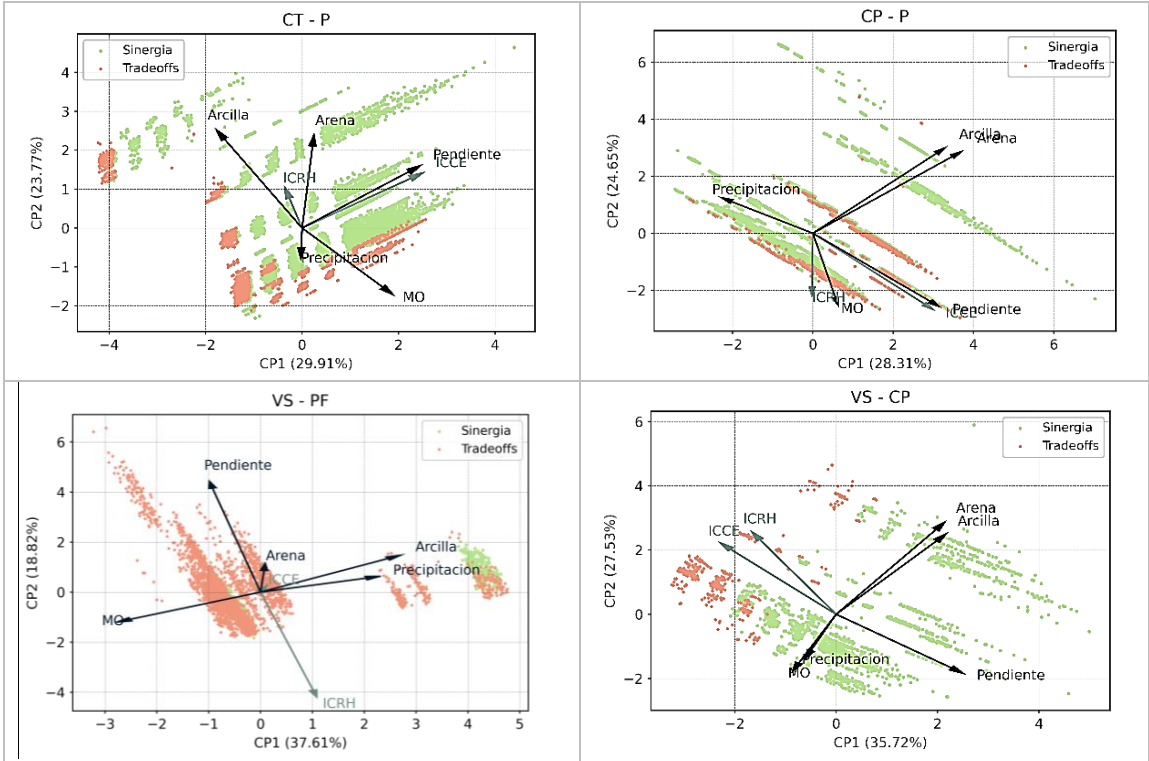
Como se evidenció en las Tablas 3.8, 3.9 y 3.10, existen transiciones en las que se pueden presentar tanto relaciones de *trade offs* como de sinergia. En estos casos, se hace evidente que la relación entre los servicios no sólo está dada por la influencia de la cobertura vegetal, sino que los demás factores climáticos y del suelo también juegan un papel importante. En la Figura 3-12, se muestran los mapas factoriales asociados al análisis de componentes principales (ACP) para cada una de estas transiciones. Para este análisis se consideraron las variables precipitación media anual, pendiente, materia orgánica (MO), arcilla y arena, ya que, explican los resultados de las relaciones en un 98% según un análisis de importancia de variables aplicado con la librería de Python *scikit-learn* sobre todos los insumos empleados para la modelación de la regulación hídrica y del control de

la erosión. Como resultado se encontró que, en 13 de los 14 casos, se explica más de aproximadamente el 50% de la varianza total de los datos.

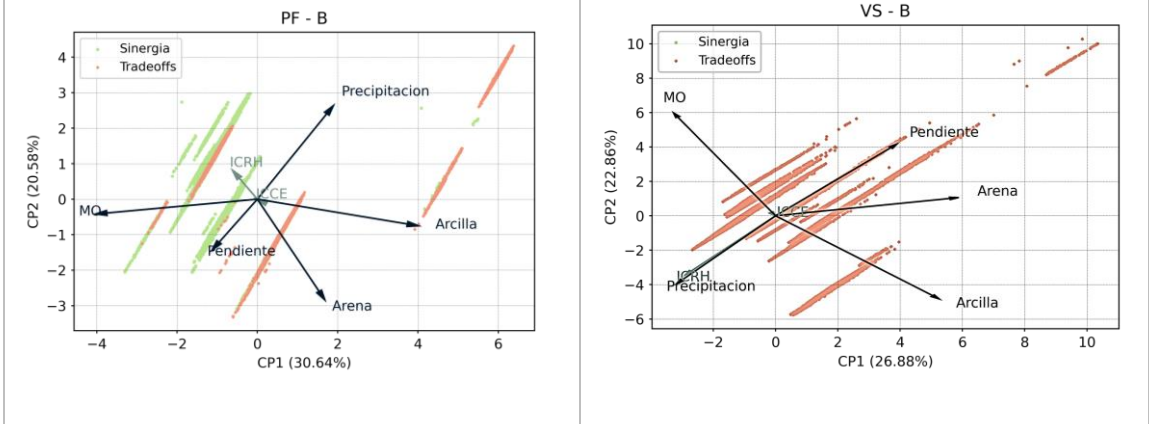
De estos casos, solamente en las transiciones VS-CP del escenario 1997-2019 y P-CT del escenario 2019-Cultivos, se presentaron relaciones de *trade offs* asociadas a diferentes índices de cambio (positivos y negativos) del control de la erosión. Bajo estas condiciones se evidenció que la pendiente explica muy bien la respuesta de cada pixel y además, se encuentran segmentados en el mapa factorial entre *trade offs* y sinergias. Contrario a ello, cuando las variaciones en las relaciones se presentaron en las sinergias tanto de incremento como de disminución de los servicios, no se logró identificar alguna tendencia entre las variables y las interacciones de los servicios, lo que podría indicar que la regulación hídrica responde a la interrelación entre todas las variables consideradas para su representación física.

Figura 3-12 Análisis de componentes principales para las transiciones en las que se presentaron tanto *trade offs* como sinergias bajo los escenarios de análisis.

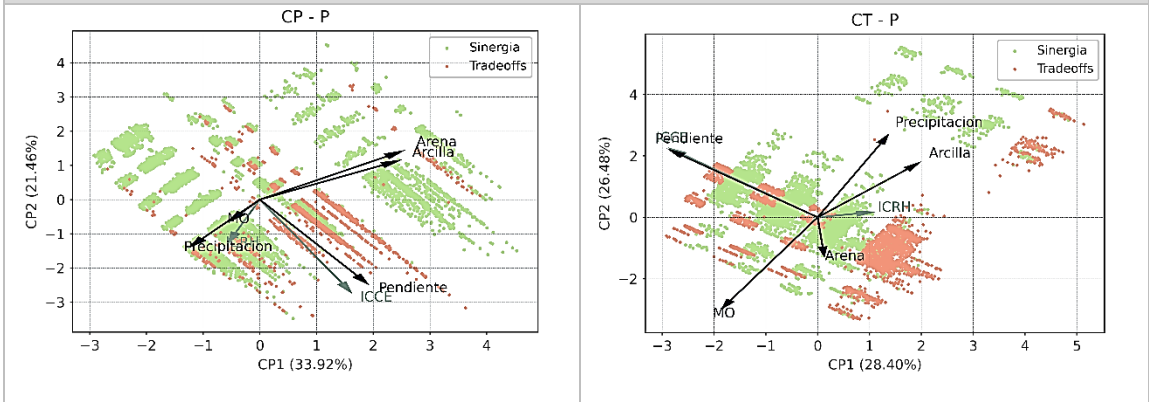


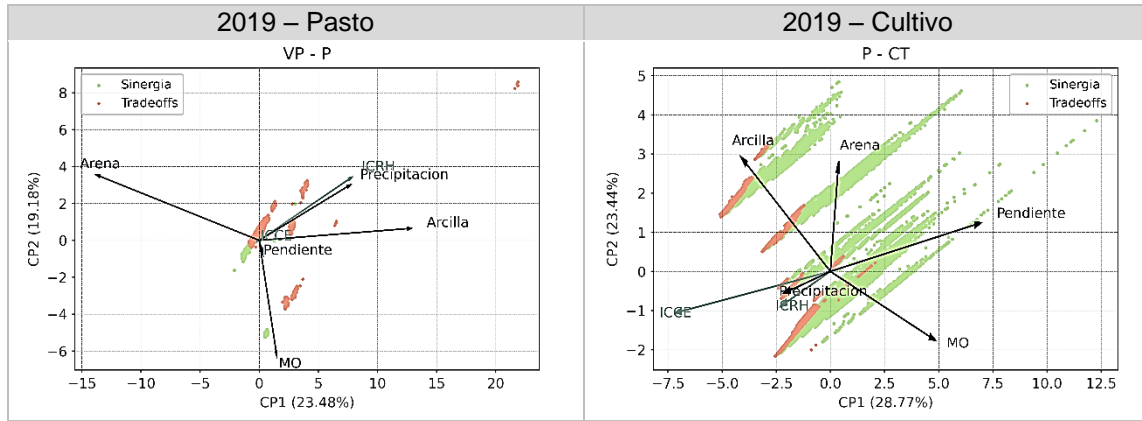


2019 – Cobertura Natural



2019 – Pasto





4. Discusión y conclusiones

Los cambios en las coberturas vegetales naturales, impulsados por los usos antrópicos del suelo, se han establecido como un factor determinante en la dinámica de los ecosistemas y en su capacidad de proveer servicios a la población (Wolff et al., 2017). De esta manera, entender las transiciones entre coberturas vegetales podría ser un pilar fundamental en la comprensión y proyección de la oferta potencial de los mismos ante escenarios de cambio ambiental (Balthazar et al., 2015). Es por esta razón que, en la presente investigación, partimos del mapeo de las coberturas vegetales en la cuenca estratégica de Río Grande (Machado et al., 2019; Uribe et al., 2020), considerando tres momentos en el tiempo durante las últimas dos décadas. Estudios previos en esta región, que han considerado los cambios temporales y espaciales de las coberturas vegetales, implementaron la clasificación supervisada de imágenes satelitales sobre escenas completas (Machado et al., 2019; Ramírez, 2014; Sepúlveda, 2013). Sin embargo en este trabajo, usamos la metodología basada en el mejor píxel, que proporciona una interpretación y clasificación de imágenes satelitales más precisa en zonas de alta nubosidad, como lo es esta área de interés (Hurni, Schneider, et al., 2017; Olofsson et al., 2014).

Frente al servicio potencial de regulación hídrica, los flujos de agua son comúnmente empleados como variables indicadoras independientes (Schmalz et al., 2016), tal como lo plantea Kearney et al., (2019) para sistemas agroforestales en el Salvador, no obstante, el índice desarrollado en este estudio, que integra la percolación y la escorrentía, permite conocer con mayor profundidad la distribución de la porción de precipitación que alcanza la superficie en el sistema, desempeñándose como un indicador de la partición del balance hídrico. Este estudio, mostró que no hay variaciones significativas para el comportamiento hidrológico en la cuenca durante las últimas dos décadas (1997-2019), lo que se puede asociar con las bajas tasas de transformación de la cobertura vegetal.

En general, la distribución de los flujos hidrológicos fue cercana a la reportada por Toohey et al., (2018) en Costa Rica y por Nunes et al., (2011) en Portugal, donde en las épocas

lluviosas, se encontraron que los niveles de escorrentía más bajos están asociados a las coberturas boscosas, seguidos de los pastos, mientras que los diferentes tipos de cultivos estudiados presentaron los mayores registros. Lo anterior sugiere que el modelo empleado (SWAT) puede representar apropiadamente el comportamiento hidrológico de la cuenca de interés (Cong et al., 2020). Además, al evaluar los escenarios hipotéticos propuestos (coberturas naturales, cultivos, y pastos), considerando temporadas húmedas y secas, los resultados también mostraron el efecto de las mismas sobre la respuesta intra-anual de la distribución de la precipitación (García-Leoz et al., 2018; Miller et al., 2007).

Nuestros resultados sugieren que las coberturas vegetales asociadas a una menor intervención antrópica pueden tener la mayor oferta en el servicio de regulación hídrica, lo cual concuerda con lo reportado en la literatura (Jones et al., 2016). Una de las razones que podría estar vinculada a la distribución particular de los flujos hidrológicos en la cobertura de cultivos transitorios, es la caracterización y parametrización de esta cobertura para SWAT, ya que resulta complejo representar adecuadamente las condiciones de la vegetación en el trópico (Hoyos et al., 2019; Uribe et al., 2020; Valencia et al., 2018). Esto ocurre especialmente para aquellos parámetros relacionados con las prácticas de manejo, como la siembra en camellones siguiendo las curvas de nivel, que actúan como una barrera a la escorrentía superficial, favoreciendo la infiltración (Suescún et al., 2017).

En la representación del control de la erosión bajo la propuesta de ECOSER, que tiene como base la RUSLE (Barral, 2016), se encontró también que, para los escenarios de 1997, 2009 y 2019, los resultados fueron similares entre ellos en términos de pérdida evitada de toneladas de suelo al año. Sin embargo, para los escenarios hipotéticos, se encontró una marcada diferencia entre la capacidad para controlar la erosión del suelo entre las coberturas naturales, y las de pastos y cultivos. En este caso, el escenario donde predominan los cultivos transitorios presentó las mayores tasas de erosión, lo que se encuentra ampliamente respaldado por la literatura (Labrière et al., 2015; Nunes et al., 2011), y que podría estar directamente relacionado con el escaso efecto protector de la superficie del terreno, ofrecido por esta cobertura vegetal, y por las constantes prácticas de labranza y remoción del suelo. Por el contrario, aun cuando el escenario de pastos está sometido a una constante intervención, el pastoreo favorece la compactación del suelo, evitando el desprendimiento de partículas y, además, la vegetación suele invadir toda la superficie impidiendo que esta quede expuesta al impacto de la lluvia (Jia et al., 2014).

Estudios previos han profundizado en la variación temporal de los servicios ecosistémicos a partir de una correlación, considerando los cambios en las zonas de estudio entre dos momentos específicos del tiempo (Le Clec'h et al., 2016; Sun et al., 2020; Vallet et al., 2018) a partir del grado de dependencia estadística entre el par de servicios analizados (e.g. coeficientes de Pearson y Spearman). No obstante, esta metodología resulta en un análisis general de toda el área, en contraste, con el índice de cambio de servicios ecosistémicos propuesto por He (2020) y empleado en este estudio, que permite un análisis píxel a píxel. De esta manera, se posibilita entender la influencia de las coberturas vegetales a un nivel de detalle que permite identificar las particularidades de cada transición sobre los cambios de estos servicios potenciales.

Tal es el caso de la disminución en el índice de cambio de la regulación hídrica con relación a la transición VS-B, en el escenario de transición 2019 – Coberturas Naturales, señalando una mayor capacidad de modulación hídrica por parte de la vegetación sucesional en la zona de media montaña tropical, incluso frente a la cobertura boscosa. Este resultado concuerda con los resultados de García-Leoz (2018) obtenidos en la zona de estudio, que sugieren un mejor control del contenido de humedad en el suelo por parte de la vegetación secundaria, permitiendo aportes laterales y profundos de manera más constante entre las temporadas hidrológicas del año, y propiciando el mantenimiento del flujo base al mantener el aporte profundo incluso en las temporadas secas.

La relación entre la regulación hídrica y el control de la erosión ha sido ampliamente estudiada debido a su naturaleza como servicios de regulación (Nunes et al., 2011). El análisis de estas interacciones está ligado no solo a las condiciones del área donde se estudia, sino también, a la metodología empleada. Por ejemplo, Vallet (2018) encontró una neutralidad espacial y temporal entre estos servicios potenciales para la zona de Corredor Biológico Volcánico Central Talamanca en Costa Rica; mientras que, Sun (2020) en la cuenca del lago Nansihu en China, identificó una relación directa de sinergia que aumentaba en las zonas de montaña con respecto a las planicies. Cabe aclarar que al igual que las correlaciones temporales, estas interacciones entre servicios normalmente se desarrollan a escala de cuenca o subcuenca, ya que se considera la escala más práctica para la medición inicial de los servicios, como generalmente ocurre con aquellos asociados al rendimiento hídrico (Sun et al., 2020).

No obstante, para este ejercicio en particular, el análisis basado en píxel fue considerado más apropiado para valorar las relaciones entre los servicios potenciales, teniendo en cuenta que en esta misma escala fueron cuantificados. En este orden de ideas, el condicional desarrollado se convierte en una herramienta útil, ya que, no solo proporciona el tipo de interacción que se da en cada píxel perteneciente a la cuenca, sino también, una magnitud asociada, favoreciendo el análisis de las relaciones entre servicios ecosistémicos en función de cada una de las transiciones de coberturas vegetales; además, su implementación a través de la calculadora ráster es simple.

Bajo los escenarios de transición estudiados, se encontró una predominancia de las relaciones de sinergia sobre las de *trade offs*, aunque se presentaron variaciones en la magnitud de éstas. Por ejemplo, para el escenario 1997 a 2019, las relaciones fueron de menor intensidad (mas cercanas a cero), en comparación con las de los escenarios 2019 – Coberturas Naturales y, 2019 – Cultivos. En términos generales, las relaciones entre los servicios tienen un comportamiento esperado, esto es, predominancia de sinergias de aumento en el escenario de transición hacia las coberturas naturales, así como sinergias de decrecimiento en los escenarios de transición hacia cultivos y pastos, y *trade offs* para las transiciones asociadas con los TA. Sin embargo, algunos casos cobran relevancia, como la relación asociada a la transición entre VS-B que presenta un marcado *trade off* ligado a la disminución de la regulación hídrica, como se mencionó anteriormente. Este caso es relevante debido a que, la VS es la tercera cobertura con más presencia en la cuenca, pero durante los últimos años ha presentado una pérdida cercana al 40%, lo que podría sugerir un detrimento significativo en la prestación de este servicio en el tiempo.

Otros casos de interés se presentaron para las transiciones bidireccionales entre B-PF, B-VS, VP-P y CT-P. Comúnmente, los análisis de las relaciones entre servicios ecosistémicos están orientados a identificar un único tipo de interacción (sinergia o *trade offs*). Pese a ello, los resultados de este estudio mostraron que, para la misma cuenca, bajo una misma transición de coberturas ligada a un periodo de tiempo o a un posible escenario, pueden presentarse ambas relaciones, lo que sugiere, una posible influencia de factores ambientales diferentes a la cobertura vegetal (Sun et al., 2020), en el comportamiento de los servicios de interés.

Estudios previos, han empleado herramientas de exploración de datos (e.g. Análisis de Componentes Principales - ACP, Análisis de Redundancia - ARD) para complementar el

conocimiento de las relaciones entre los servicios (Le Clec'h et al., 2016) y establecer causas subyacentes para tales interacciones; aun así, es importante considerar que, la correlación no necesariamente señala causalidad (Cord et al., 2017; Vallet et al., 2018). Particularmente en este ejercicio y para este tipo de transiciones, el ACP arrojó que la respuesta de las relaciones entre servicios puede estar vinculada a algunos factores específicos o también a la asociación entre ellos. Por ejemplo, se logró apreciar la influencia de la pendiente en aquellos casos donde se presentan variaciones en el control de la erosión, mientras que, para los casos en que varía la respuesta asociada a la regulación hídrica, la precipitación resulta ser el factor dominante. Esto concuerda con el análisis de factores de influencia latentes para sinergias y *trade offs* planteado por Chen et al., (2021), donde expone la implicación de estos factores en las interacciones entre servicios ecosistémicos.

Una ventaja de los resultados obtenidos radica en la representación conjunta, espacial y temporal, de las relaciones entre los servicios a través de los mapas, ya que estos facilitan la comprensión y localización de los casos de estudio puntuales que requieren mayor atención (Le Clec'h et al., 2016). De esta manera pueden asociarse directamente y con facilidad a las demás características del paisaje que han sido previamente mapeadas y que pueden ser complejas de relacionar dada la heterogeneidad espacial de las mismas (Sun et al., 2020). Además, estos resultados pueden servir de soporte para componentes programáticas en el manejo e intervención del territorio y ecosistemas estratégicos (Le Clec'h et al., 2016), puntualmente para planificación y toma de decisiones mediante instrumentos locales como el POMCA (plan de ordenación y manejo de la cuenca).

En ese orden de ideas, este análisis podría apoyar la toma de decisiones por parte de autoridades ambientales, para encontrar la dirección de uso de la tierra más adecuada para la región, identificando zonas con un alto potencial de conservación, que es favorecido por las sinergias entre los servicios de regulación evaluados, y priorizando su delimitación como áreas protegidas. Por otro lado, se los resultados pueden ser integrados a un análisis de vulnerabilidad ambiental, que identifique los posibles impactos de las transiciones de las coberturas en relación con la oferta de servicios ecosistémicos y de esta manera se puedan proponer zonas con viabilidad para la restauración. Todo esto, de la mano de las comunidades que hacen uso directo de los recursos (Li et al., 2018), identificando sus necesidades y considerando que los beneficiarios directos de la cuenca, asignan gran

importancia al suministro de agua y a los servicios de los ecosistemas de control de la erosión (Bolaños-Valencia et al., 2019).

Debido a la predominancia e incremento de las coberturas de pastos en las últimas dos décadas, este estudio sugiere a las autoridades ambientales y entes territoriales, procurar mayor atención al escenario hipotético de transición a las coberturas de pastos, como el escenario más plausible. Esto, debido a que se encontraron mayoritariamente relaciones de sinergias de decrecimiento, lo que implica una menor oferta sobre los servicios ecosistémicos potenciales de regulación estudiados; además de que, como se mencionó antes, una de las transiciones de relevancia para la última década es la de VS hacia P (disminución significativa en VS, cobertura asociada a una buena regulación hídrica). Por otro lado, se recomienda para futuras investigaciones, incluir servicios de provisión en este tipo de análisis, puesto que estos están vinculados positivamente con los usos del suelo asociados a las coberturas de cultivos y pastizales, las cuales, en el presente ejercicio, determinaron disminuciones en los índices de cambio para los servicios de regulación estudiados.

En conclusión, este estudio estableció un marco metodológico para identificar *trade offs* y sinergias entre los servicios ecosistémicos potenciales de regulación hídrica y control de la erosión, en función de las transiciones de coberturas vegetales, que se han presentado en las últimas dos décadas para la cuenca de interés y, para escenarios hipotéticos de cambio de coberturas. La inclusión de nueve clases de coberturas enriqueció la comprensión de las relaciones entre los servicios bajo transiciones poco estudiadas. Las interacciones entre el control de la erosión y la regulación hídrica fueron principalmente sinergias negativas. Para algunas transiciones de coberturas en particular, se obtuvieron ambas relaciones (*trade offs* y sinergias), por lo que este análisis sugiere no asumir una única dirección para las interacciones entre servicios. Este ejercicio ofrece un método práctico y eficaz para representar las conexiones espaciales y temporales entre los servicios de interés, y puede ser aplicado a otros servicios ecosistémicos potenciales en diversas zonas de estudio.

Bibliografía

- Abbaspour, K. (2015). SWAT-CUP SWAT Calibration and Uncertainty Programs. In *SWAT-CUP SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A user manual*.
- Arnold, J., Kiniry, R., Williams, E., Haney, S., & Neitsch, S. (2012). *SWAT Input/Output Documentation*. <https://swat.tamu.edu/media/69296/swat-io-documentation-2012.pdf>
- Astorayme, M., García, J., Suarez, W., Felipe, O., Huggel, C., & Molina, W. (2015). Modelización hidrológica con un enfoque semidistribuido en la cuenca del río Chillón, Perú. *Revista Peruana Geo Atmosférica RGPA*, 4(January), 109–124. <https://doi.org/10.5167/uzh-118228>
- Balthazar, V., Vanacker, V., Molina, A., & Lambin, E. F. (2015). Impacts of forest cover change on ecosystem services in high Andean mountains. *Ecological Indicators*, 48, 63–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.043>
- Barral, M. P. (2016). *Tutorial para el mapeo de funciones ecosistémicas y servicios ecosistémicos con protocolo ECOSER* (Vol. 1).
- Barral, M. P., Villarino, S., Levers, C., Baumann, M., Kuemmerle, T., & Mastrangelo, M. (2020). Widespread and major losses in multiple ecosystem services as a result of agricultural expansion in the Argentine Chaco. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2485–2498. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13740>
- Barrera, J. E., Rivera, J. H., & Cadena, M. E. (2013). Influencia del sistema radical de cuatro especies vegetales en la estabilidad de laderas a movimientos masales. *Cenicafé*, 64(2), 59–77. <http://biblioteca.cenicafe.org/bitstream/10778/531/1/arc064%2802%2959-77.pdf>
- Barrios R., A. G. (2000). Distribución Espacial Del Factor Ls. *Revista Forestal Venezolana*, 44(1), 57–64.
- Bogdan, S., Ileana, P., & Zaharia, L. (2016). The assessment of regulatory ecosystem services : the case of the sediment retention service in a mountain landscape in the Southern Romanian Carpathians. *Procedia Environmental Sciences*, 32, 12–27. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.008>
- Bolaños-Valencia, I., Villegas-Palacio, C., López-Gómez, C. P., Berrouet, L., & Ruiz, A. (2019). Social perception of risk in socio-ecological systems. A qualitative and quantitative analysis. *Ecosystem Services*, 38(65), 100942. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100942>
- Brea, J. D., & Balocchi, F. (2010). *Procesos de erosión - sedimentación en cauces y*

cuencas. Montevideo: Unesco.

- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Chen, J., Wang, Y., Sun, J., Liang, E., Shen, M., Yang, B., Jia, X., & Zhang, J. (2021). Precipitation dominants synergies and trade-offs among ecosystem services across the Qinghai-Tibet Plateau. *Global Ecology and Conservation*, 32(August), e01886. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01886>
- Cong, W., Sun, X., Guo, H., & Shan, R. (2020). Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. *Ecological Indicators*, 112(June 2019), 106089. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106089>
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64)(September), 3172. <https://doi.org/https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Corantioquia, & UNAL. (2015). *Actualización y ajuste Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca de los ríos Grande y Chico. Contrato 967 de 2013.*
- Cord, A. F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., & Volk, M. (2017). Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services*, 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- García-Leoz, V., Villegas, J. C., Suescún, D., Flórez, C. P., Merino-Martín, L., Betancur, T., & León, J. D. (2018). Land cover effects on water balance partitioning in the Colombian Andes: improved water availability in early stages of natural vegetation recovery. *Regional Environmental Change*, 18(4), 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1249-7>
- García Hernández, J., Foehn, A., Fluixá Sanmartín, J., Roquier, B., Brauchli, T., Paredes-Arquiola, J., & De Cesare, G. (2020). RS Minerve - Technical Manual. In *Crealp* (Vol. 2, Issue April). <https://www.crealp.ch/fr/accueil/le-crealp/telechargement-doc/category/173-manuels-utilisateur.html?download=218:rs-minerve-user-manual>
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(38), 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>

- Goldenberg, R., Kalantari, Z., Cvetkovic, V., Mörtberg, U., Deal, B., & Destouni, G. (2017). Distinction, quantification and mapping of potential and realized supply-demand of flow-dependent ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 593–594, 599–609. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.130>
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. B. (2018). Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief. *One Ecosystem*, 3:(e27108), 1–6. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>
- He, J., Shi, X., Fu, Y., & Yuan, Y. (2020). Evaluation and simulation of the impact of land use change on ecosystem services trade-offs in ecological restoration areas, China. *Land Use Policy*, 99(December), 105020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105020>
- Hidalgo, I. G., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Lerma-Elvira, N., Lopes, J. E. G., & Cioffi, F. (2020). Hydropower generation in future climate scenarios. *Energy for Sustainable Development*, 59, 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2020.10.007>
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida* (No 83). Agroamérica.
- Hoyos, N., Correa-Metrio, A., Jepsen, S. M., Wemple, B., Valencia, S., Marsik, M., Doria, R., Escobar, J., Restrepo, J. C., & Velez, M. I. (2019). Modeling streamflow response to persistent drought in a coastal tropical mountainous watershed, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Water (Switzerland)*, 11(1). <https://doi.org/10.3390/w11010094>
- Hurni, K., Heinimann, A., & Würsch, L. (2017). *Google Earth Engine Image Pre-processing Tool: Background and Methods*. https://www.cde.unibe.ch/e65013/e542846/e707304/e707386/e707390/CDE_Pre-processingTool-UserGuide_eng.pdf
- Hurni, K., Schneider, A., Heinimann, A., Nong, D. H., & Fox, J. (2017). Mapping the expansion of boom crops in Mainland Southeast Asia using dense time stacks of landsat data. *Remote Sensing*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/rs9040320>
- INEGI. (2010). *Aspectos Técnicos de las Imágenes Landsat*. https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/imgLANDSAT/doc/Aspectos_tecnicos_landsat.pdf
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente.
- Jia, X., Fu, B., Feng, X., Hou, G., Liu, Y., & Wang, X. (2014). The tradeoff and synergy between ecosystem services in the Grain-for-Green areas in Northern Shaanxi, China. *Ecological Indicators*, 43, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.028>
- Jiménez Arcia, L. (2019). *Análisis del riesgo asociado a erosión pluvial en una microcuenca en Colombia y proyecciones de pérdida de suelos bajo escenarios de cambio climático*. Universidad de Antioquia.
- Jones, L., Norton, L., Austin, Z., Browne, A. L., Donovan, D., Emmett, B. A., Grabowski, Z. J., Howard, D. C., Jones, J. P. G., Kenter, J. O., Manley, W., Morris, C., Robinson,

- D. A., Short, C., Siriwardena, G. M., Stevens, C. J., Storkey, J., Waters, R. D., & Willis, G. F. (2016). Land Use Policy Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land Use Policy*, 52, 151–162.
- Kearney, S. P., Fonte, S. J., García, E., Siles, P., Chan, K. M. A., & Smukler, S. M. (2019). Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. *Ecological Indicators*, 105(April 2017), 264–278. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.032>
- Kirby, M., & Morgan, R. (1984). *Erosión de suelos*. Editorial Limusa.
- Kulkarni, A. D., & Lowe, B. (2016). Random Forest Algorithm for Land Cover Classification. *International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication*, 4(3), 58–63. https://scholarworks.uttyler.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1002&context=compsci_fac
- Labrière, N., Locatelli, B., Laumonier, Y., Freycon, V., & Bernoux, M. (2015). Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 203, 127–139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.027>
- Le Clec'h, S., Oszwald, J., Decaens, T., Desjardins, T., Dufour, S., Grimaldi, M., Jegou, N., & Lavelle, P. (2016). Mapping multiple ecosystem services indicators : Toward an objective-oriented approach. *Ecological Indicators*, 69, 508–521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.021>
- Li, B., Chen, N., Wang, Y., & Wang, W. (2018). Spatio-temporal quantification of the trade-offs and synergies among ecosystem services based on grid-cells: A case study of Guanzhong Basin, NW China. *Ecological Indicators*, 94(January), 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.069>
- Lorca, P., Soley, R., & Boyando, D. (2015). *Identificación de los principales Trade Offs espaciales, temporales e interpersonales en Santa Rosa de Cauca*. https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/obj_3_trade_offs_santa_rosa_de_cauca.pdf
- Lujano, E., David Sosa, J., Lujano iD, R., & Lujano iD, A. (2020). Performance evaluation of hydrological models GR4J, HBV and SOCONT for the forecast of average daily flows in the Ramis river basin, Peru. *Revista Ingenieria UC*, 27(2), 189–199. <https://gdex.cr.usgs.gov/gdex/>
- Machado, J. (2018). *Impacto Potencial de pérdida del servicio ecosistémico intermedio de control de erosión por cambios en el capital natural del suelo. Caso de estudio: Cuenca de Riogrande, Departamento de Antioquia* [Universidad Nacional de Colombia]. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.051>
- Machado, J., Villegas-Palacio, C., Loaiza, J. C., & Castañeda, D. A. (2019). Soil natural capital vulnerability to environmental change. A regional scale approach for tropical soils in the Colombian Andes. *Ecological Indicators*, 96(May 2018), 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.060>
- Martín-López, B., González, J., & Vilardy, S. (2012). *Guía Docente Ciencias de la*

- Sostenibilidad*. CO-BAC, Bogotá. <https://doi.org/10.1016/j.ajhg.2011.11.018>
- Miller, G. R., Baldocchi, D. D., Law, B. E., & Meyers, T. (2007). An analysis of soil moisture dynamics using multi-year data from a network of micrometeorological observation sites. *Advances in Water Resources*, 30(5), 1065–1081. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.10.002>
- Mohammed, S., Alsafadi, K., Talukdar, S., Kiwan, S., Hennawi, S., Alshihabi, O., Sharaf, M., & Harsanyie, E. (2020). Estimation of soil erosion risk in southern part of Syria by using RUSLE integrating geo informatics approach. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 20(December 2019), 100375. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100375>
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Mouchet, M. A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., & Lavorel, S. (2014). An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 28(1), 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>
- Neitsch, S. ., Arnold, J. ., Kiniry, J. ., & Williams, J. . (2011). Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. *Texas Water Resources Institute*, 1–647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>
- Neugarten, R. A., Langhammer, P. F., Osipova, E., Bagstad, K. J., Bhagabati, N., Butchart, S. H. M., Dudley, N., Elliott, V., Gerber, L. R., Arrellano, C. G., Ivanić, K., Kettunen, M., Mandle, L., Merriman, J. C., Mulligan, M., Peh, K. S., Raudsepp-hearne, C., Semmens, D. J., Stolton, S., ... Groves, C. (2018). *Tools for measuring , modelling , and valuing ecosystem services* (C. Groves (ed.)).
- Nunes, A. N., Almeida, A. C. De, & Coelho, C. O. A. (2011). Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Applied Geography*, 31(2), 687–699. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.12.006>
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Olofsson, P., Foody, G. M., Stehman, S. V., & Woodcock, C. E. (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 129, 122–131. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.031>
- Perez, J. D., & Mesa, O. J. (2010). Estimacion del factor de erosividad de la lluvia en Colombia. *XV Seminario Nacional de Hidraulica e Hidrologia, January 2002*. <http://www.bdigital.unal.edu.co/4281/1/DA3468.pdf>
- Poveda, G., Jaramillo, L., & Vallejo, L. F. (2014). Seasonal precipitation patterns along pathways of South American low-level jets and aerial rivers. *Water Resources Research*, 50(1), 98–118. <https://doi.org/10.1002/2013WR014087>

- Qu, L., Chen, Z., Li, M., Zhi, J., & Wang, H. (2021). Accuracy improvements to pixel-based and object-based LULC classification with auxiliary datasets from google earth engine. *Remote Sensing*, 13(3). <https://doi.org/10.3390/rs13030453>
- Ramírez, C. D. (2014). *Determinantes Espacialmente Explícitos de Transiciones en Coberturas Terrestres con Significativo Impacto para la Provisión de Servicios Ecosistémicos: Análisis Temporal y Espacial, 1986-2012*. Universidad Nacional de Colombia.
- Rosito, J. (2015). *Ecohidrología y servicios de regulación hidrológica en cuatro subcuencas de la Reserva de la Biosfera Sierra de la Minas (RBSM) y sus aplicaciones para la gestión de los recursos hídricos* [Universidad de Alicante]. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=0ahUK EwjisoLyhlzQAhVDxSYKHx20BaQQFggnMAI&url=https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/53266/3/tesis_juan_carlos_rosito_monzon.pdf&usg=AFQjCNGZ0mwIQdnz8o_ZeGvrxGBqWUyw4g&sig2=YWESzQyK0J6R1
- Rozario, P. F., Oduor, P., Kotchman, L., & Kangas, M. (2017). Transition Modeling of Land-Use Dynamics in the Pipestem Creek, North Dakota, USA. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 05(03), 182–201. <https://doi.org/10.4236/gep.2017.53013>
- Rueda, O. A. (2008). *Modelamiento de la humedad del suelo en la región cafetera de Colombia bajo diferentes coberturas vegetales*.
- Ruiz, C. A., Hurtado, S. L., & Parrado, C. A. (2020). Modeling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. *Ecological Modelling*, 429(May), 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109103>
- Schmalz, B., Kruse, M., Kiesel, J., Müller, F., & Fohrer, N. (2016). Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins — Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results. *Ecological Indicators*, 71, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.050>
- Sepúlveda, L. (2013). *Modelo para la definición de áreas estratégicas para la conservación de suelos a partir de la determinación de la susceptibilidad a la erosión hídrica*. Universidad de Antioquia.
- Spake, R., Lasseur, R., Crouzat, E., Bullock, J. M., Lavorel, S., Parks, K. E., Schaafsma, M., Bennett, E. M., Maes, J., Mulligan, M., Mouchet, M., Peterson, G. D., Schulp, C. J. E., Thuiller, W., Turner, M. G., Verburg, P. H., & Eigenbrod, F. (2017). Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 47, 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.08.004>
- Suescún, D., León, J. D., Villegas, J. C., García-Leoz, V., Correa-Londoño, G. A., & Flórez, C. P. (2018). ENSO and rainfall seasonality affect nutrient exchange in tropical mountain forests. *Ecohydrology*, e2056, 1–10. <https://doi.org/10.1002/eco.2056>
- Suescún, D., Villegas, J. C., León, J. D., Flórez, C. P., García-Leoz, V., & Correa-

- Londoño, G. A. (2017). Vegetation cover and rainfall seasonality impact nutrient loss via runoff and erosion in the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 17(3), 827–839. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1071-7>
- Sun, X., Shan, R., & Liu, F. (2020). Spatio-temporal quantification of patterns, trade-offs and synergies among multiple hydrological ecosystem services in different topographic basins. *Journal of Cleaner Production*, 268, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122338>
- Tarigan, S. D., Wiegand, K., Dislich, C., Slamet, B., Heinonen, J., & Meyer, K. (2016). Mitigation options for improving the ecosystem function of water flow regulation in a watershed with rapid expansion of oil palm plantations. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 8, 4–13. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.05.001>
- Toohey, R. C., Boll, J., Brooks, E. S., & Jones, J. R. (2018). Effects of land use on soil properties and hydrological processes at the point, plot, and catchment scale in volcanic soils near Turrialba, Costa Rica. *Geoderma*, 315(October 2016), 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.044>
- UPRA, U. de P. R. A.-. (2021). *Evaluaciones Agropecuarias Municipales – EVA*. Módulo de Consulta de Información. <https://www.upra.gov.co/web/guest/consulta-de-informacion>
- Uribe, N., Srinivasan, R., Corzo, G., Arango, D., & Solomatine, D. (2020). Spatio-temporal critical source area patterns of runoff pollution from agricultural practices in the Colombian Andes. *Ecological Engineering*, 149(April), 105810. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105810>
- Valencia, S., Villegas, J. C., & Salazar, J. F. (2018). Implementación del modelo swat para representar caudales medios y extremos en una cuenca andina tropical: caso de estudio río chico, antioquia. *XXIII Seminario Nacional de Hidrología e Hidráulica, Ibagué-2018, August*.
- Vallet, A., Locatelli, B., Levrel, H., Wunder, S., Seppelt, R., Scholes, R. J., & Oszwald, J. (2018). Relationships Between Ecosystem Services : Comparing Methods for Assessing Tradeoffs and Synergies. *Ecological Economics*, 150, 96–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.002>
- Vanacker, V., Bellin, N., Molina, A., & Kubik, P. W. (2014). Erosion regulation as a function of human disturbances to vegetation cover: a conceptual model. *Landscape Ecology*, 29(2), 293–309.
- Vanonckelen, S., Lhermitte, S., & Rompaey, A. Van. (2015). The effect of atmospheric and topographic correction on pixel-based image composites: Improved forest cover detection in mountain environments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 35(PB), 320–328. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.10.006>
- Vera, P. (2018). *Trade off entre servicios ecosistémicos y sus implicaciones en el diseño de un esquema de pagos por servicios ambientales* [Universidad Nacional de Colombia]. <http://bdigital.unal.edu.co/71159/>
- Vera Ramirez, P. Y. (2018). *Trade off entre servicios ecosistémicos y sus implicaciones*

en el diseño de un esquema de pagos por servicios ambientales.
<http://bdigital.unal.edu.co/71159/>

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Department of Agriculture, Science and Education Administration.

Wolff, S., Schulp, C. J. E., Kastner, T., & Verburg, P. H. (2017). Quantifying Spatial Variation in Ecosystem Services Demand: A Global Mapping Approach. *Ecological Economics*, 136, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.005>

Zhang, H., Wang, B., Liu, D. L., Zhang, M., Leslie, L. M., & Yu, Q. (2020). Using an improved SWAT model to simulate hydrological responses to land use change: A case study of a catchment in tropical Australia. *Journal of Hydrology*, 585(March), 124822. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124822>

Zhao, M., Peng, J., Liu, Y., Li, T., & Wang, Y. (2018). Mapping Watershed-Level Ecosystem Service Bundles in the Pearl River Delta, China. *Ecological Economics*, 152(June), 106–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.023>

A. Anexo: Scripts

1. Clasificación de las coberturas vegetales

```
//La variable L2019_Cuenca está asociada a la imagen satelital de la
cuenca obtenida a partir de la herramienta Image Composition Tool

//Concatena todas las muestras para entrenar el clasificador
var classNames =
Cuerpos_de_agua.merge(Bosque).merge(Plantaciones_forestales).merge(Veget
acion_secundaria).merge(Territorios_Artificializados).merge(Herbazales).
merge(Territorios_Agricolas);

//Selecciona las bandas para usar en la clasificación
var bands = ['blue', 'green', 'red', 'nir', 'swir1', 'swir2'];

//Muestrea los valores de reflectancia para cada punto de entrenamiento
var training = L2019_Cuenca.select(bands).sampleRegions({
  collection: classNames,
  properties: ['landcover'],
  scale:30
});

//Entrena el clasificador usando el método de Random Forest con 100
árboles de decisión
var classifier = ee.Classifier.smileRandomForest(100).train({
  features: training,
  classProperty: 'landcover',
  inputProperties: bands
});

//Ejecuta el clasificador
var classified = L2019_Cuenca.select(bands).classify(classifier);
```

B. Anexo: Caracterización de insumos para modelación

1. Homologación de las Coberturas Vegetales a SWAT

Cobertura Vegetal	Descripción	Clasificación de SWAT
Territorios artificializados	Zonas urbanas y de infraestructura	URHD
Cuerpos de agua	Corrientes de agua y cuerpos de agua artificiales	WATR
Pastos	Tierras ocupadas por pastizales con un porcentaje de cubrimiento mayor al 70% y con altos niveles tecnológicos	PASM
Vegetación secundaria	Helechos y arbustos con presencia de árboles jóvenes	RYEB
Vegetación de páramo	Tierras por encima de los 2800 m.s.n.m y dominadas por frailejones y pajonales	FESC
Plantación Forestal	Bosques dominados por pino pátula	PINA
Bosques	Bosques dominados por Roble Andino	FRST
Cultivos permanentes	Cultivos de tomate de árbol y aguacate	TOMA
Cultivos transitorios	Cultivos de papa	POTA

2. Características texturales de los suelos en la Cuenca¹.

Suelo	Orden	Subgrupo	Geoforma	%Arena	%Limo	%Arcilla	Clase textural
mo	Andisol	Andic Kanhaplohumults	Monticulos y ondulaciones	70	16	14	Arcillo Limosa
Lome	Andisol	Ultic Hapludands	Lomerios	76	16	8	Limosa
Vco	Andisol	And.Dystrudepts	Valles Coluviales	61	26	13	Arcillo Limosa
Lm	Andisol	Typ.Melanudadns	Lomos	62	22	16	Franco Limosa
F	Andisol	Andic Humudepts	Filos	63	22	15	Franca
Cor	Andisol	Typ.Placudands	Colina Residual	66	21	14	Franco Limosa
Ab	Andisol	Typ.Hapludands	Abanico Fluviotorrencial	84	7	9	Franca
Cv1	Andisol	And.Udifluvents	Conos Coluviales	62	27	11	Franco Limosa

L	Andisol	Typ.Hapludands	Ladera	54	37	9	Franco Limosa
Es	Andisol	Typ.Hapludands	Escarpe	73	13	15	Limosa
V	Inceptisol	Typ.Dystrudepts	Valles	53	25	22	Arenosa
P	Andisol	Lithic Hapludand	Páramo	64	22	14	Franca
E	Agua	Agua	-	-	-	-	-

¹ Adaptado de Machado, 2018

C. Anexo: Análisis general de sensibilidad de parámetros para la calibración de SWAT

1. Análisis de sensibilidad global de los parámetros: t-statistic en términos absolutos y p-value de menor a mayor.

Parámetro	Descripción ¹	Método*	Rango		t-statistic	p-value ²
			Min	Max		
GWQMN.gw	Umbral de profundidad de agua en el acuífero poco profundo requerido para que ocurra el flujo de retorno (mm H ₂ O)	v	0	5000	-13.662	0.000
SOL_K().sol	Conductividad hidráulica saturada (mm/hr)	r	-0.5	0.5	5.649	0.000
SOL_AWC().sol	Capacidad de agua disponible en la capa de suelo (mm H ₂ O/mm suelo)	r	-0.5	0.5	4.215	0.000
CH_K2.rte	Conductividad hidráulica efectiva en aluvión del canal principal (mm/hr)	v	0	150	3.282	0.001
ALPHA_BF.gw	Factor alfa de flujo base (1/días)	v	0.01	1	2.274	0.023
SHALLST.gw	Profundidad inicial de agua en el acuífero poco profundo	v	0	1000	2.122	0.034
SOL_BD().sol	Densidad aparente húmeda (g/cm ³)	r	-0.2	0.2	1.862	0.063
SURLAG.hru	Coefficiente de retraso de escorrentía superficial	v	0.01	1	-1.600	0.110
GW_REVAP.gw	Coefficiente de renovación de agua subterránea	v	0.02	0.2	-1.492	0.136
GW_DELAY.gw	Tiempo de retraso del agua subterránea (días)	v	0.01	500	-1.245	0.214
RCHRG_DP.gw	Fracción de percolación de acuíferos profundos.	v	0	0.01	1.089	0.276
GW_SPYLD.gw	Rendimiento específico del acuífero poco profundo (m ³ /m ³)	v	0.02	0.4	1.019	0.309
DEEPST.gw	Profundidad inicial del agua en el acuífero profundo (mmH ₂ O)	v	0	10000	-0.994	0.321

GWHT.gw	Altura inicial del agua subterránea (m)	v	0	25	0.993	0.321
OV_N.hru	El valor "n" de Manning para el flujo terrestre	r	-0.3	0.3	0.943	0.346
ESCO.hru	Factor de compensación de evaporación del suelo	v	0.01	1	0.937	0.351
CN2.mgt	Número de curva de escorrentía para la condición de humedad II	r	-0.25	0.25	-0.852	0.394
USLE_K().sol	Factor K de la Ecuación USLE	r	0	0.06	0.687	0.492
EPCO.hru	Factor de compensación de absorción de planta	v	0.01	1	0.614	0.539
REVAPMN.gw	Umbral de profundidad de agua en el acuífero poco profundo para que se produzca una "renovación" o percolación al acuífero profundo (mmH ₂ O)	v	0	1000	0.161	0.872

^{*}Indica el tipo de cambio que se aplicará al parámetro: v (replace) el valor del parámetro existente se reemplazará por el valor dado y r (relative) el valor del parámetro existente se multiplica por (1 + un valor dado).

¹Tomado de Arnold et al., 2012

²Los parámetros con p-value < 0.05 fueron incluidos, además de los siguientes debido a su comportamiento en el análisis de sensibilidad uno por uno y a su influencia en el comportamiento de los flujos hídricos:

CN2.mgt, ESCO.hru, REVAPMN.gw, GW_REVAP.gw, SURLAG.hru y GW_DELAY.gw.

2. Rangos y mejor ajuste de los parámetros seleccionados para la validación y calibración del modelo

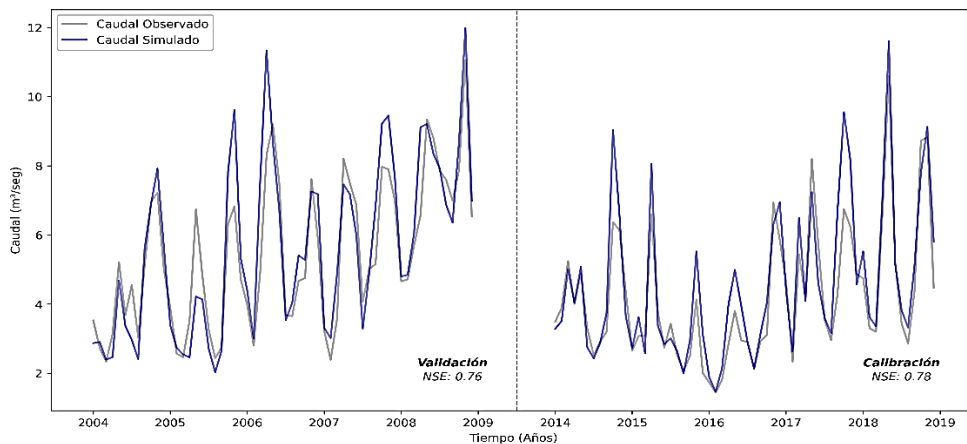
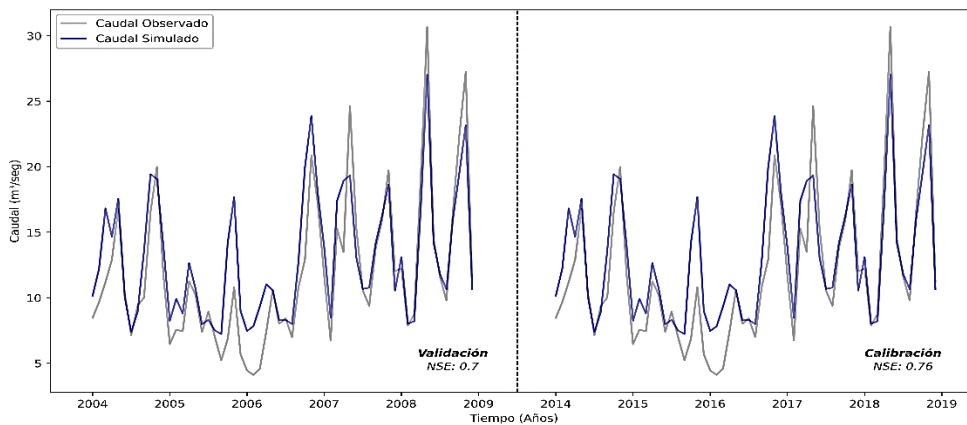
Parámetro	Método	Rango		Mejor ajuste Calibración	Mejor ajuste Validación
		Min	Max		
CN2.mgt	r	-0.1	0.1	-0.0513	-0.0671
ALPHA_BF.gw	v	0.01	1	0.4976	0.2837
GWQMN.gw	v	0	600	204.9000	493.5000
SHALLST.gw	v	500	1000	531.2500	669.7500
ESCO.hru	v	0.6	1	0.6258	0.7322
REVAPMN.gw	v	100	700	387.7000	624.7000
GW_REVAP.gw	v	0.02	0.1	0.0506	0.0632
SOL_AWC().sol	r	-0.2	0.5	-0.1297	-0.1269
SOL_K().sol	r	-0.5	0.1	-0.4715	-0.4973
CH_K2.rte		0	100	78.4500	16.8500
SURLAG.hru	v	0.01	1	0.3137	0.4305
GW_DELAY.gw	v	0.01	500	227.9000	381.3000

3. Estadísticas de rendimiento: en los diferentes escenarios

Periodo de modelación	Estadístico					Clasificación del rendimiento (Moriassi et al., 2015)
	Estación*	NS	PBIAS	RSR	R ²	
1997	16	0.76	-9.30	0.49	0.80	Bueno
	25	0.74	9.80	0.51	0.83	
	27	0.78	-8.40	0.47	0.86	
2009	16	0.75	-10.10	0.5	0.80	Muy bueno
	25	0.75	9.30	0.5	0.83	
	27	0.78	-9.40	0.47	0.86	
Cob_Natural	16	0.72	-10.10	0.53	0.77	Bueno
	25	0.75	8.60	0.5	0.82	
	27	0.84	-7.80	0.47	0.84	
Cultivos	16	0.75	-11.00	0.56	0.75	Bueno
	25	0.76	7.80	0.57	0.76	
	27	0.74	-17.00	0.56	0.74	
Pastos	16	0.76	-6.30	0.49	0.78	Bueno
	25	0.70	12.10	0.54	0.81	
	27	0.81	-5.90	0.43	0.85	

* Estación RG-6 Puente Belmira (16), estación San Pedro RG-10 La Ye (27) y salida del embalse (25).

4. Comparación: caudales mensuales observados y simulados a las estaciones RG-6 Puente Belmira (16), estación San Pedro RG-10 La Ye (27)



D. Anexo: Relaciones hidrológicas en SWAT

1. **Comparación:** flujos hídricos arrojados por SWAT para la calibración, validación y escenarios analizados frente a los valores de referencia.

Modelo	Relaciones				
	GWQ / WYLD	SURQ / WYLD	(ET+REVAP) / PREC	PERC / PRECIP	DA_RCHG / PRECIP
Referencia	0.40 – 0.5	0.04 – 0.016	0.5 – 0.6²	-	-
Inicial	0.2528	0.0703	0.6005	0.1711	0.0148
Calibración	0.4062	0.1025	0.5610	0.2138	0.0209
Validación	0.4163	0.1003	0.5739	0.3672	0.0262
Escenario 1997	0.4231	0.0975	0.5725	0.2171	0.0213
Escenario 2009	0.4248	0.0983	0.5783	0.2194	0.0215
Cobertura Natural	0.4539	0.0593	0.5188	0.2533	0.0240
Pasto	0.4078	0.1329	0.5568	0.2147	0.0205
Cultivo transitorio	0.3749	0.1991	0.5362	0.2068	0.0196

¹ Adaptado de Hoyos et al., 2019.

² Para diferentes coberturas en los Andes Centrales Colombianos (García-Leoz et al., 2018).

*GWQ: contribución del agua subterránea al flujo de la corriente, WYLD: rendimiento de hídrico, SURQ: contribución de la escorrentía superficial al flujo de la corriente, ET: evapotranspiración real, REVAP: cantidad de agua que se mueve desde el acuífero poco profundo a las plantas o al perfil del suelo, PREC: precipitación, PERC: percolación y DA_RCHG: recarga profunda.

E. Anexo: Resultados asociados a la generación de caudal sintético en la salida del embalse Rio Grande II

1. **Indicadores estadísticos:** calibración del modelo GR4J en el software RS-Minerve.

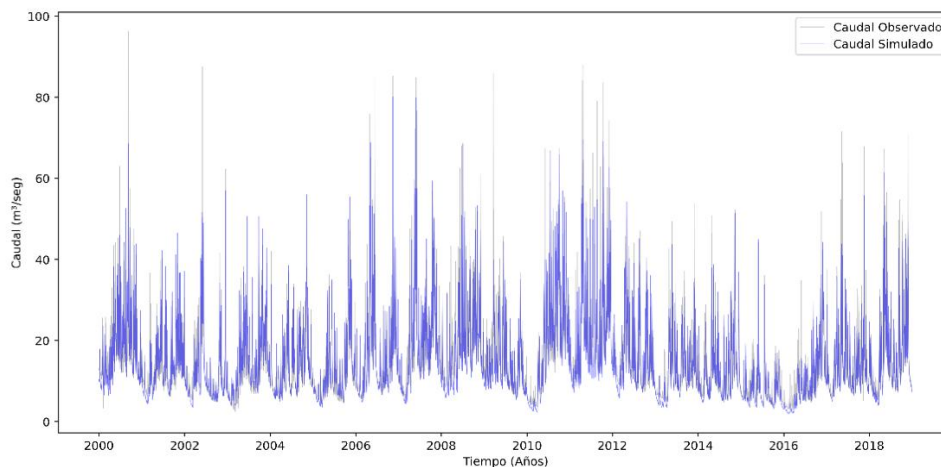
Indicadores	Peso del indicador	Calibración (2000-2018)
Nash	0.7	0.7613
Nash-In	0.1	0.6224
Bias Score	0.1	0.9999
RRMSE	0.1	0.3216
Función Objetivo*	1	0.6630

*El máximo valor posible para la función objetivo es de 0.9

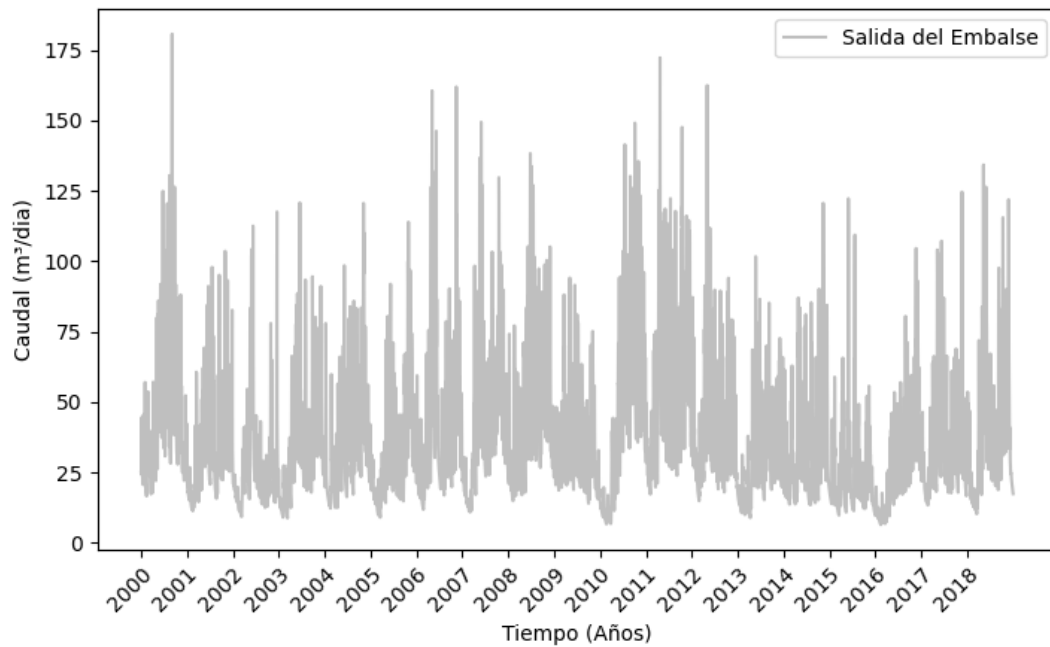
2. **Parámetros:** Parámetros obtenidos en la calibración del modelo GR4J

Parámetros	Valor	Unidades	Rango
X1	1.1670	m	0.001 – 1.2
X2	0.0009	m	-0.005 – 0.003
X3	0.0149	m	0.01 – 0.5
RX4	1.4390	días	1.1 – 2.9

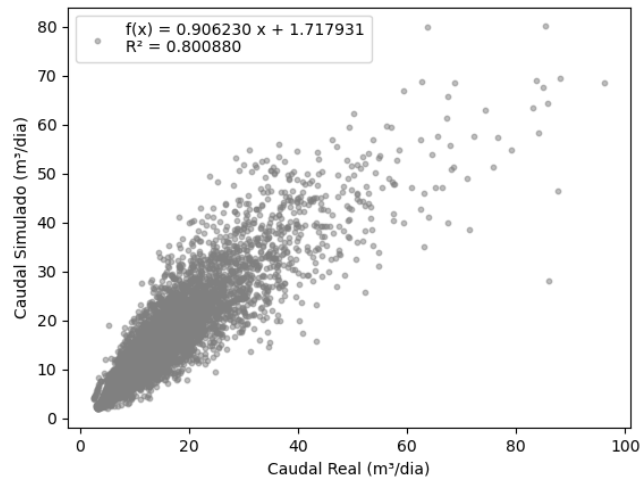
3. **Caudales diarios simulados:** Comparación del caudal registrado y simulado para la estación estación RG-6 Puente Belmira empleada como comparador en la calibración.



4. Caudal diario generado: salida del embalse Rio Grande II.

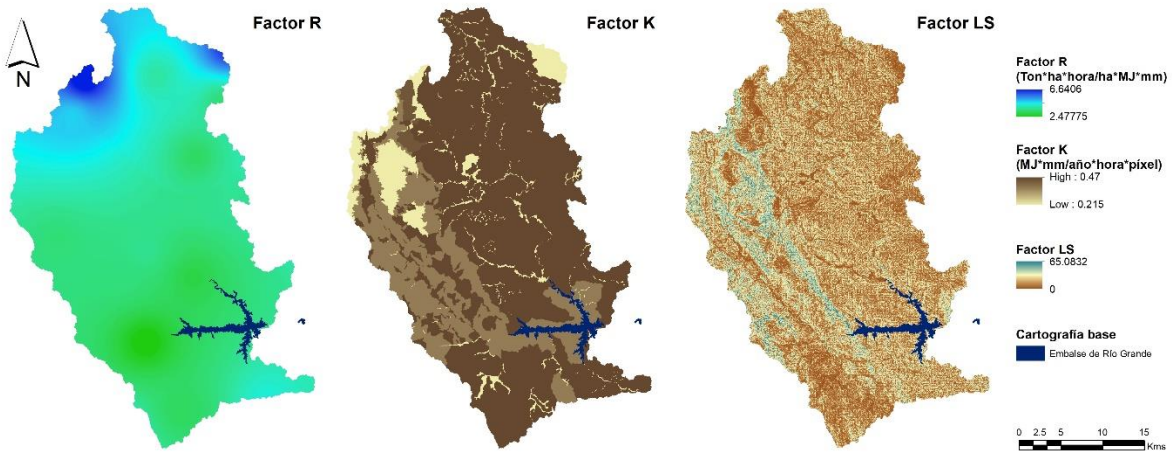


5. Correlación: correlación lineal entre el caudal registrado y simulado para la estación RG-6 Puente Belmira empleada como comparador en la calibración.

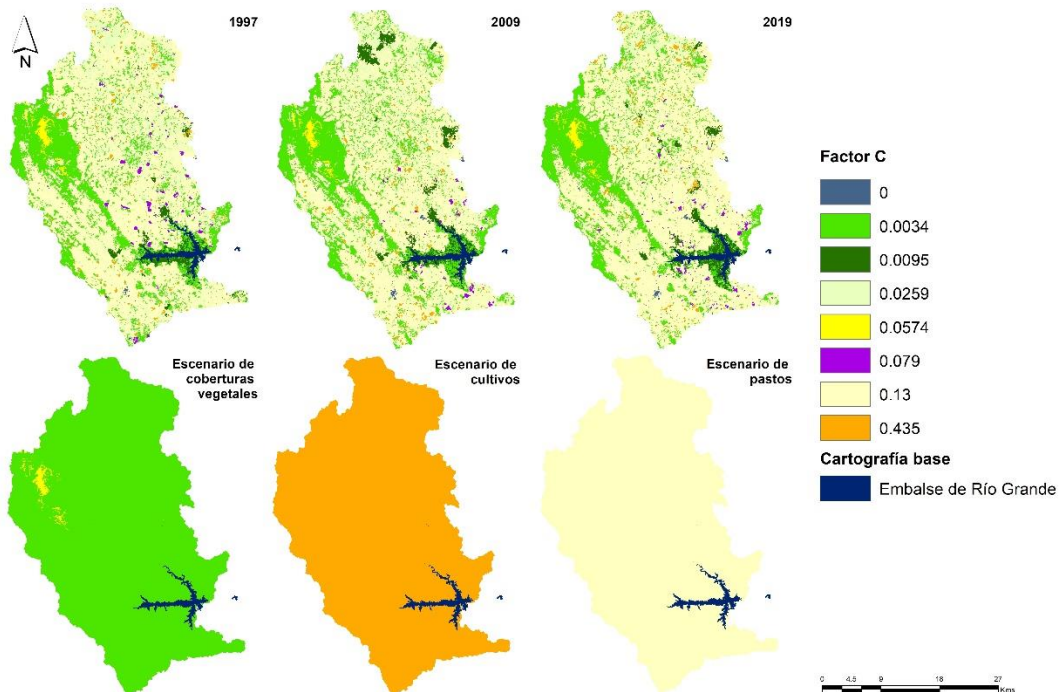


F. Anexo: Mapas asociados al cálculo de la RUSLE

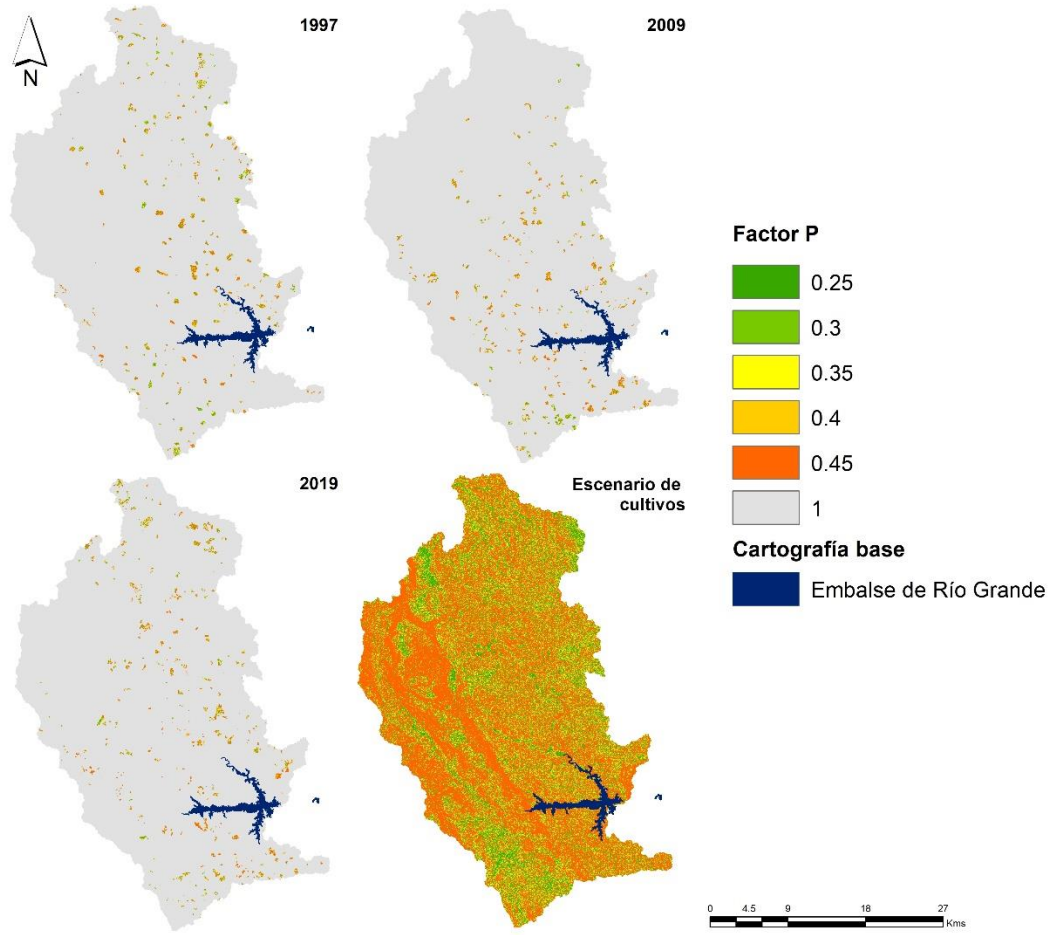
1. Factores R, K y LS



2. Factor C



3. Factor P



G. Anexo: Mapas asociados a los índices de cambio de los servicios ecosistémicos, los *trade offs* y las sinergias y para los periodos 1997-2009 y 2009-2019

