

EFFECTOS DEL CAMBIO EN EL USO Y COBERTURA DEL SUELO SOBRE EL RÉGIMEN HIDROLÓGICO DE LA CUENCA DEL RÍO COELLO

Juan Sebastián Gelvez Miranda

Resumen

Las modificaciones que se presentan sobre la superficie terrestre producidas a partir de actividades antropogénicas como la agricultura, expansión urbana, deforestación, o por sucesos naturales como cambio climático, erosión del suelo e inundaciones se denominan uso y cambio de la cobertura de la tierra; dichas modificaciones tienen un efecto directo sobre la disponibilidad y calidad hídrica en cuanto a la influencia sobre los procesos de escorrentía superficial, flujo de corriente y evapotranspiración, por lo tanto, conocer las condiciones físicas de la superficie terrestre es fundamental en el estudio del estado hídrico de una cuenca. El presente proyecto tiene como fin evaluar los efectos sobre el régimen hidrológico de la cuenca del río Coello, con base a los cambios en el uso/cobertura del suelo presentados durante el período 2000-2019; el análisis físico de la superficie terrestre se elaboró mediante el procesamiento de imágenes satelitales Landsat 7 ETM y Landsat 8 OLI para los años 2001, 2003, 2015 y 2019, las cuales a partir de la combinación de bandas se realizó la clasificación en 7 tipos de coberturas mediante el Método Gaussiano Mixto incluido en el plugin dzetsaka en QGIS. Se evaluaron las transiciones de cambio año a año a partir de las cuales se realizó la predicción de cambio en el uso/cobertura del suelo para el año 2050 usando una cadena de Markov contenida en el software TerrSet.

El análisis multitemporal evidenció una disminución en las áreas forestales entre los años de estudio, mientras que, para el caso de la vegetación baja, aumentó significativamente su área dentro de la cuenca, esta tendencia de transición continuó en el escenario futuro para el año 2050, donde las pérdidas pronosticadas en cubiertas forestales se calcularon en 135 Km^2 . En el planteamiento de los diferentes escenarios fue notoria la disminución del caudal modal, calculado a partir de la elaboración de curvas de duración, conociendo así la posible oferta de la cuenca; para el escenario 1 se presentó un aumento de $32.36 \text{ m}^3/\text{sg}$ frente a las condiciones iniciales, mientras que para los escenarios de cambio climático el caudal modal pasó de $62,11 \text{ m}^3/\text{sg}$ a $26.36 \text{ m}^3/\text{sg}$ entre el RCP2.6 y el RCP8.5.

Los escenarios combinados permitieron evaluar conjuntamente los efectos de estos sobre la hidrología, donde se estableció, que el cambio climático es el factor que más influye sobre la disponibilidad hídrica de la cuenca, teniendo en cuenta, como lo plantea el escenario 5, una reducción en áreas forestales y un incremento en la precipitación, se observó un aumento en el caudal modal puesto que, al presentarse menos capacidad de retención hídrica por la vegetación sumado a procesos erosivos del suelo, la escorrentía aumenta, transportando el agua precipitada hacia las fuentes hídricas; por otra parte, el escenario 7 al considerar la reducción en áreas forestales y precipitaciones, disminuye considerablemente el caudal modal, puesto que la poca agua precipitada logra ser interceptada en la superficie, reduciendo la descarga.

1. INTRODUCCIÓN

La adecuada gestión de los recursos hídricos se ha convertido en un debate internacional en el marco de la adaptación al cambio climático (Oti et al., 2020). A nivel global, los recursos de agua dulce disponibles representan menos del 1% del almacenamiento mundial de agua por lo que la dispersión en la distribución espacial en conjunto con la explotación desmesurada del recurso por parte del ser humano conllevaría a eventos de escasez hídrica (Hoekstra & Mekonnen, 2008; Savenije, 2000). Se prevé que para el año 2050, cerca del 48% de la población mundial vivirá próxima a fuentes superficiales con estrés hídrico (Jujnovsky et al., 2017) además, de que el agua será un insumo esencial en el incremento de la producción de alimentos con el fin de suplir la demanda alimenticia global para este mismo año (Steduto et al., 2012). Por lo tanto, es indispensable reevaluar el manejo del recurso en torno a la gobernanza del agua identificando las actividades que afectan su calidad y disponibilidad.

El cambio en el uso/cobertura del suelo (LULC) trae consigo consecuencias significativas sobre el ambiente tales como la emisión de gases de efecto invernadero, pérdida de biodiversidad, alteración de la calidad hídrica, erosión del suelo (de Paulo Rodrigues da Silva, Vicente et al., 2018) y reduce la calidad de vida del ser humano (Lambin, 1997); estos cambios son resultado de las demandas biofísicas o humanas surgidas de las interacciones naturales, económicas y políticas de una región determinada (Niehoff et al., 2002); el cambio en la cubierta vegetal junto al clima son dos factores esenciales que rigen el comportamiento hidrológico de cualquier zona, puesto que una leve modificación en LULC altera los flujos energéticos que varían el clima, repercutiendo en la distribución espacial de la precipitación y temperatura (Berihun et al., 2019; Garg et al., 2019) por ende, generan un gran impacto sobre los procesos hidrológicos de recarga de acuíferos, infiltración, escorrentía y evapotranspiración (Belihu et al., 2020). Así mismo, se conoce a una escala global, que los cambios en la cubierta vegetal asociados a la deforestación y urbanización modifican la calidad y disponibilidad hídrica en cuerpos de agua de dulce (Heerspink et al., 2020) ocasionando un aumento en la intensidad de los eventos extremos, alterando el balance hídrico mundial (de Paulo Rodrigues da Silva, Vicente et al., 2018).

Recientes estudios han indagado acerca de relación entre los procesos climatológicos y de uso de suelo con las dinámicas hidrológicas (Dwarakish & Ganasri, 2015; Getachew & Melesse, 2012) a diferentes escalas, además de evaluar los efectos de los cambios de LULC sobre los componentes del balance hídrico de una cuenca (Costa et al., 2003; Fang et al., 2013; Gashaw et al., 2018; Joorabian Shooshtari et al., 2017); en su mayoría, estos estudios concluyen que el reemplazo de la vegetación natural por territorios agrícolas incrementan el potencial de escorrentía en un área determinada (Bosch & Hewlett, 1982; Dong et al., 2014; Zhang et al., 2001) además de que los cambios en gran escala de áreas de bosque en pastizales o pastos de baja de productividad, causan una disminución en la evapotranspiración (ET) a causa de que este tipo de cobertura posee un área foliar menor que reduce la capacidad de infiltración del agua precipitada en el suelo, sin embargo, se encuentra relacionado con el aumento en la descarga promedio anual, alterando el ciclo hidrológico y por consiguiente, la dinámica hídrica (Costa et al., 2003).

(Bruijnzeel, 1990) evaluó las consecuencias de la transformación de la cobertura del suelo sobre la hidrología en zonas de trópicos húmedos; concluyó que la remoción de áreas boscosas naturales aumenta el rendimiento hídrico hasta 800 mm^{-1} ; del mismo modo, (Sahin & Hall, 1996) obtuvieron que frente a procesos de deforestación del 10% y 100% se presentó un incremento en la escorrentía hasta 10 mm^{-1} y 213 mm^{-1} respectivamente. (Aichele, 2005) estableció que el aumento en la descarga de flujo de corriente se debe por la expansión de la tierra urbana además de que existe una relación negativa entre área forestal/agrícola con la descarga de agua, por lo que a partir de este estudio se conocieron las diferentes relaciones entre LULC y factores hidrológicos. Se ha investigado de igual manera, la correlación existente entre el cambio climático y la cobertura vegetal, considerando que las varianzas espacio temporales en el clima, las condiciones ambientales y los patrones en el cambio del uso del suelo distan entre diferentes regiones (Hou et al., 2015); en efecto, se encontró que el reverdecimiento de la vegetación primaveral suele invertirse entre la región noroeste y noreste de Norteamérica (Wang, X. et al., 2011), incluso, se ha definido a la temperatura y precipitación como los principales factores que inciden en el cambio de la cobertura vegetal en términos de apariencia y volumen (Wen et al., 2017; Zhou et al., 2015).

En la determinación de los cambios que se presentan en la superficie terrestre, se cuantifica el porcentaje de variación año a año, es decir, se realiza un análisis multitemporal que permita puntualizar sobre la magnitud de dicho cambio (Singh, Sukhdeep et al., 2020; Wulder et al., 2020); los estudios que integran teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) proporcionan datos confiables para la adecuada planificación en el uso de los recursos mediante programas de desarrollo ambiental, social y económico (Rimal et al., 2018; Rogan & Chen, 2004) para esto, Landsat como datos abiertos (Zhu et al., 2019) ofrece una serie de información acorde para el desarrollo de monitoreos en la evaluación de cambios de LULC en diferentes áreas con una resolución espacial moderada de 30 m en su imágenes multiespectrales, por lo tanto son una base potencial para mapear, monitorear y evaluar las modificaciones en la vegetación (Johansen et al., 2015), agricultura (Reis, 2008; Singh, V. et al., 2017), urbanización (DU et al., 2010) y gestión de riesgos (Bello & Aina, 2014), convirtiéndose en una herramienta vital para los tomadores de decisiones en la organización del territorio (Chowdhury et al., 2021).

El análisis geoespacial se basa en la aplicación modelos estadísticos en función de postulados sobre modificación y predicción en los cambios de cobertura (Overmars et al., 2003), dentro de los modelos más usados se encuentran estadísticos (Hyandye et al., 2015), evolutivos (Aitkenhead & Aalders, 2009), celulares (Singh, Sudhir Kumar et al., 2015), híbridos (Subedi et al., 2013), Markov (Yang et al., 2012) entre otros, no obstante, este último, es el más utilizado junto a su modelo híbrido de CA-Markov (Sohl & Claggett, 2013). En cuanto a la modelación hidrológica, en Colombia uno de los programas más usados para simular la escorrentía y los caudales de las cuencas es HEC-HMS, sin embargo, este no integra la simulación de cambios climático siendo así poco eficaz en la proyección de las condiciones futuras del recurso hídrico (Leverí-Amaya & Pascual-Aguilar, 2020); Ahora bien, existe una necesidad en el desarrollo y aplicación de herramientas de modelación hidrológica que permitan evaluar los posibles efectos del cambio/uso del suelo y el cambio climático sobre la hidrología de un área determinada (Legesse et al., 2003); por lo que recientemente el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) elaboró la herramienta Hydro-BID pensando en la perspectivas de América Latina y El Caribe frente al cambio climático que puede influir en el desarrollo de los países de la región, dicho programa tiene la capacidad de simular la hidrología frente a diferentes escenarios que corresponden a cambio climático, usos del suelo, demografía entre otros, integrado con una base de datos robusta que mejora la precisión para el continente (Moreda et al., 2014).

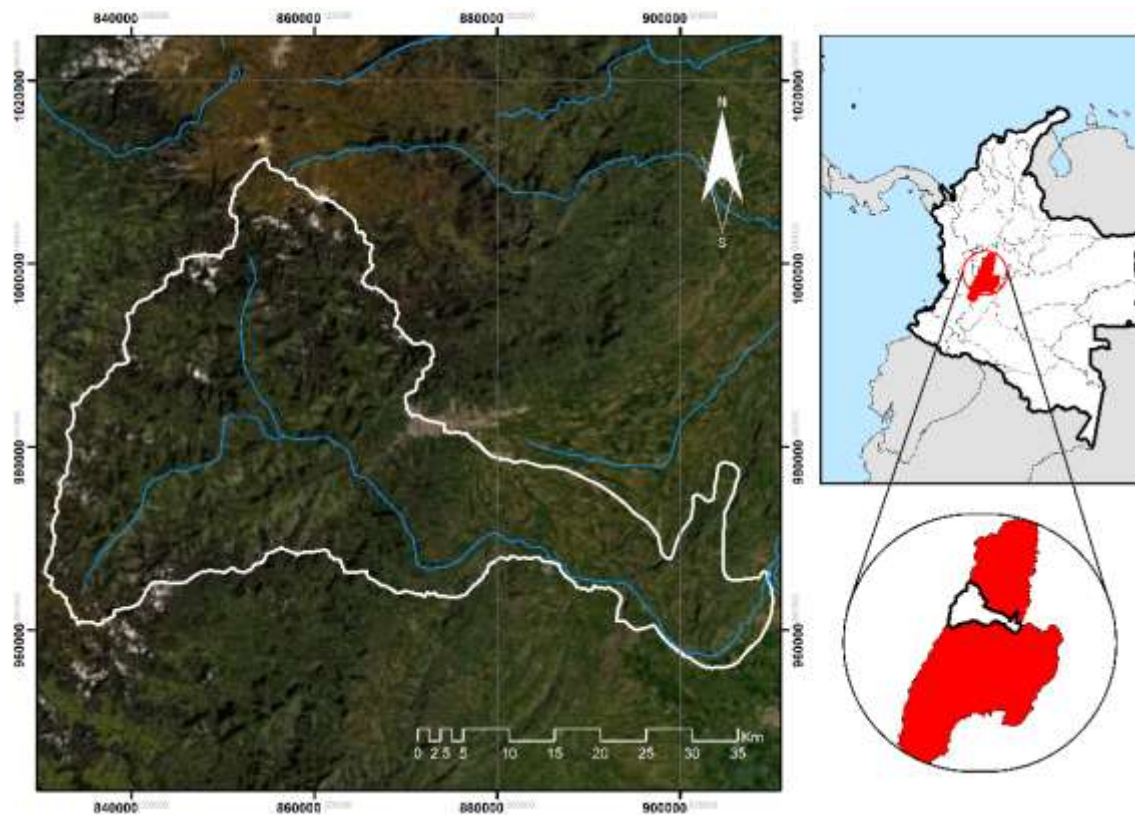
En el presente trabajo se emplea los modelos Land Change Modeler (LCM) y Markov integrados en el software TerrSet; inicialmente, se utiliza el modelo LCM para la elaboración de mapas de transición a partir de redes neuronales (Multilayer Perceptron MLP) y el modelo Markov se aplica en la elaboración de mapas de aptitud obtenidos a través de la evaluación multicriterio (MCE) con el fin de generar los mapas de predicción de la cobertura vegetal para el año 2050 en la cuenca del río Coello. Con base a los resultados obtenidos, se realiza la calibración y modelación en la herramienta de HydroBID que bajo diferentes escenarios de cambio climático y uso de suelo permite conocer los posibles efectos de dichas condiciones sobre la dinámica hidrológica de la cuenca del río Coello.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La figura 1 representa la ubicación de la cuenca del río Coello la cual se localiza en la vertiente oriental de la cordillera central en el Departamento del Tolima, el cauce principal nace en el Nevado del Tolima a una altura de 5200 m.s.n.m; es uno de los afluentes con mayor importancia económica y social del Departamento de Tolima, dado que dentro de esta se localizan las fuentes abastecedoras de los municipios de Cajamarca, Ibagué, El Espinal; adicionalmente en este último se ubica el Distrito de Riego del río Coello el cual irriga 48.000 hectáreas pertenecientes a la zona (CORTOLIMA & Universidad de Ibagué, 2018). La cuenca tiene una longitud de 124,760 Km desde el nacimiento hasta la desembocadura drenando una extensión de 184.257 el cual corresponder al 7,8% del área total del Departamento, por lo que se infiere que cerca de 538.378 habitantes aproximadamente. La principal actividad económica que se desarrolla en la cuenca es la agricultura, en donde se puede encontrar cultivos de maíz, café, plátano, frijoles, yuca, hortalizas, algodón, caña, soya y tabaco. Así mismo, la ganadería y las actividades avícolas y porcícolas hacen parten fundamental de la estructura económica y social de la zona rural (CORTOLIMA, 2006).

Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca del río Coello, municipio de Ibagué, Departamento del Tolima, Colombia.



2.2. Metodología

La fase metodológica de este trabajo comprende el proceso de análisis y predicción de cambios en la cobertura vegetal y la aplicación del modelo hidrológico

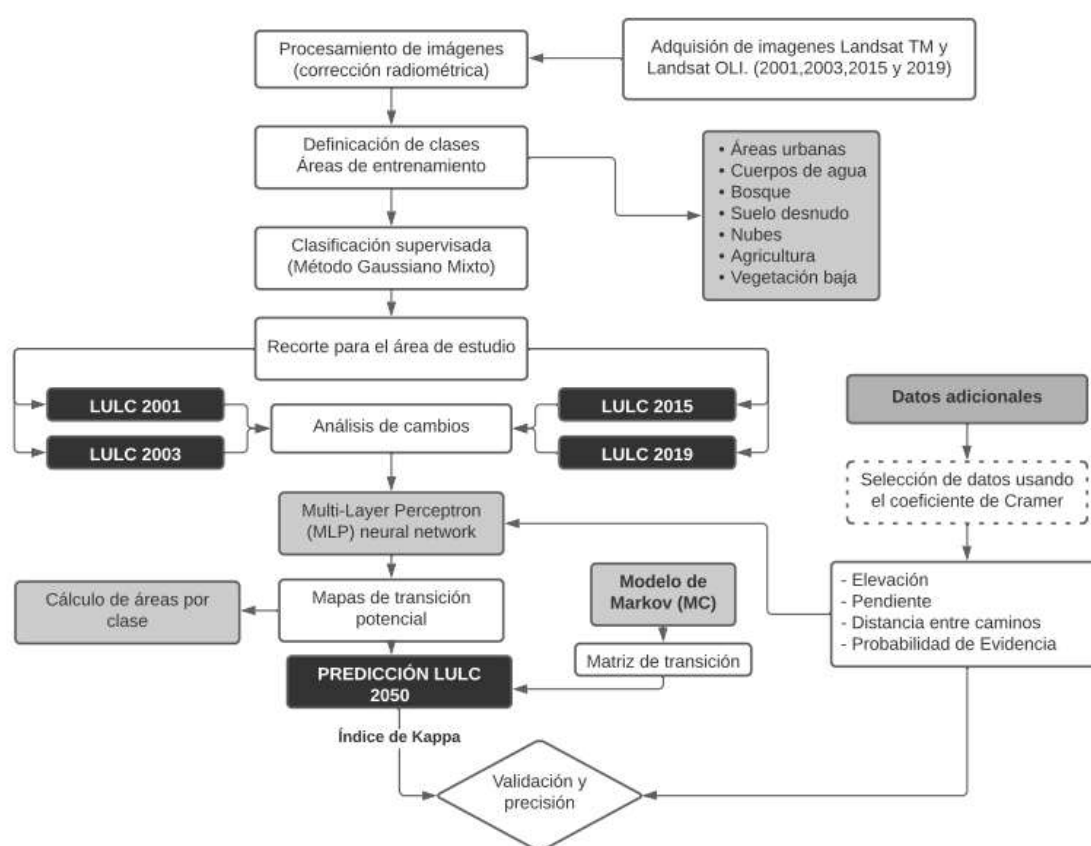
2.2.1. Adquisición de datos e imágenes satelitales.

Las imágenes Landsat se obtuvieron del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) para los años 2001, 2003, 2015 y 2019 respectivamente; donde se descargan dos imágenes por año para que se cubra la totalidad del área de estudio. Para la selección de las imágenes se buscó que la zona de la cuenca se encontrara despejada o con bajos porcentajes de nubosidad, sin embargo, al tratarse de una zona boscosa (Catuna R, 1995) sumado al hecho de que en el Departamento del Tolima, los vientos provenientes del occidente del país chocan con la barrera orográfica de la Cordillera Central, es habitual la formación de nubosidad de tipo orográfica (Rodríguez Jiménez et al., 2004) por su posición geográfica, es por esto, que las imágenes seleccionadas presentan amplias zonas cubiertas por nubes, aun así, esta condición no impide una interpretación confiable de los datos (Olave-Solar et al., 2008).

Tabla 1. Información de satélites en la adquisición de imágenes

Sensor	Fecha de adquisición	Resolución	Sensor	Fecha de adquisición	Resolución
Landsat 7 ETM	16/07/2001	30 m	Landsat 7 ETM	18/04/2001	30 m
Landsat 7 ETM	01/11/2003	30 m	Landsat 7 ETM	02/01/2003	30 m
Landsat 8 OLI	11/01/2015	30 m	Landsat 8 OLI	22/12/2015	30 m
Landsat 8 OLI	03/09/2019	30 m	Landsat 8 OLI	17/09/2019	30 m

Figura 2. Diagrama de procesos para la predicción de cambios en la cobertura.



Las imágenes fueron importadas al software ENVI (*Exelis Visual Information Solutions*) para realizar una corrección radiométrica mediante el método Flaash, en este proceso se corrigen las distorsiones geométricas, originadas por la inclinación del sensor, la intervención del relieve y otros errores sistemáticos relacionados con la calidad de la imagen. Este proceso es importante debido a que tiene implicaciones con la precisión y calidad de los resultados esperados; en este caso que se utiliza para identificar coberturas, la corrección radiométrica garantiza que los cambios que se logren establecer se deban a cambios reales en la cubierta vegetal y no a modificaciones en la posición de la toma de las imágenes (Cabrera Montenegro et al., 2014).

El modelo digital de elevación (DEM) de la misión topográfica de radar de lanzadera (SRTM) se obtuvo del Servicio Geológico Estadounidense (USGS) con una resolución espacial de 30 m; se importó el modelo digital a ArcGIS donde mediante las herramientas “Slope” y “Euclidean distance” se consiguieron los valores de las

pendientes y la distancia entre caminos contenidos en formatos ráster para luego ser incluidos en el proceso de modelación de uso y cobertura del suelo como datos adicionales.

2.2.2. Clasificación de coberturas

La clasificación de las coberturas se realizó para los años 2001, 2003, 2015 y 2019 usando el software QGIS 3.16 donde se realiza la clasificación supervisada teniendo como base la información de las bandas de los sensores utilizados, para esto se definen siete (7) categoría o clases de coberturas presentes en la cuenca como se muestra a continuación:

Tabla 2. Clasificación de coberturas vegetales

Tipo de cobertura	Descripción de cada clase
Áreas urbanas (AU)	Ciudades, pueblos y carreteras.
Cuerpos de agua (CA)	Ríos, lagos y lagunas
Áreas boscosas (AB)	Zonas de bosque con copas altas cerradas, Bosque seco tropical y bosque urbano.
Suelo descubierto (SD)	Áreas de suelo desnudo, tierra arada y áreas de excavación.
Nubes (UN)	Áreas cubiertas totalmente por nubosidad.
Agrícola (AG)	Tierra de cultivo.
Vegetación baja (VB)	Pastos limpios, arbustos, plantaciones, jardines, áreas recreativas dentro de la ciudad.

Como método de clasificación, se utiliza la técnica de clasificación supervisada que se basa en el modelo de mezcla Gaussiana, este método se enfoca en un algoritmo de aprendizaje automatizado que memoriza el carácter de una imagen (Sejati et al., 2019). Teniendo las diferentes categorías, se delimitan las zonas de entrenamiento o ROI mediante capas de polígonos donde en su tabla de atributos asocian las características propias para cada clase, sobre la combinación de bandas se van generando los diferentes ROI dado que permiten una mejor visualización de las condiciones sobre la imagen; para cada año se estipularon entre 150 y 300 polígonos respectivamente que funcionan como áreas de entrenamiento para la clasificación; dicha clasificación consiste en agrupar píxeles que pertenecen o representen una misma categoría (Mather & Tso, 2016), al ser una identificación de coberturas, estas permiten distinguir las áreas o zonas por las 7 categorías planteadas anteriormente (Rojas Barbosa, 2019).

2.2.3. Modelación y predicción de cambios en la cobertura vegetal

El modelador de cambio de suelo (LCM) incluido en el software TerrSet fue diseñado en un principio para el manejo de biodiversidad y evaluación de cambios en áreas boscosas (Hasan et al., 2020; Ramachandra et al., 2013). El modelo incluye redes neuronales de análisis, matrices de Markov y mapas de transición de coberturas resultantes de un modelo de percepción multicapa (MLP) o de regresión logística según el estudio. El modelo LCM fue desarrollado inicialmente por (Eastman, J. R., 2006), este se basa en dos imágenes históricas, una anterior y otra más reciente para predecir los cambios o transiciones de una cobertura a otra con el paso del tiempo.

Para este estudio, se realizaron tres modelaciones en las cuales se utilizó como imagen anterior, el año 2001, y como más recientes los años 2003, 2015 y 2019, evaluando el porcentaje de transición para cada una; en cuanto a las transiciones se tuvieron en cuenta 6 categorías de las 7 planteadas inicialmente debido a que la clase de nubes fue omitida en el proceso.

2.2.4. Análisis de cambio

Con la herramienta Change Analysis, que se encuentra en el módulo Land Changer Modeler (LCM) en el software TerrSet se analizaron las posibles transiciones de coberturas para cada año; dicho módulo cuenta con una serie de apartados que permiten evaluar las ganancias, pérdidas, persistencias y transiciones en forma de mapas, gráficos o datos cuantitativos (Eastman, J. Ronald, 2001). Para identificar los cambios se tomó como base el año 2001, por lo que el análisis comprendió los períodos, 2001-2003, 2001-2015 y 2001-2019 respectivamente.

2.2.5. Datos adicionales

Las variables exploratorias son aquellas que tienen un impacto directo con la modificación en la cobertura y uso del suelo, dentro de estas variables se encuentran las topográficas como la elevación y las pendientes de terreno que se relaciona con la expansión urbana y sus restricciones, además, de que regula el tipo de cobertura y actividades que se puedan realizar en un área determinada (Wang, J. & Maduako, 2018). Así mismo, los factores proximidad como la distancia a las carreteras marcan un régimen de expansión urbana dado que brinda la comodidad al acceder a servicios básicos que satisfacen las necesidades de la población, este fenómeno se conoce como el efecto vecindario, que usualmente muestra que un píxel que representa una clase diferente a la de área urbana tiende eventualmente a transformarse a esta a causa de que se encuentra rodeado por áreas construidas o carreteras (Bank World, 2011; Ye et al., 2013). En este estudio, se seleccionan las variables de elevación, pendiente, distancia a las carreteras y probabilidad de evidencia pues se espera que estas tengan una influencia con el cambio en las coberturas (Dzieszko, 2014).

2.2.6. Multi-layer Perceptron (MLP) Neural Network

Con los tipos de coberturas definidos se ejecutó la red neuronal artificial para evaluar los cambios a partir de las interacciones entre las variables explicativas y las transiciones consideradas (Shen et al., 2020). Para esta investigación, se usó la configuración predeterminada en la cual un 50% de los píxeles se utilizó para el entrenamiento MLP y el 50% restante para la validación del modelo según lo recomendado por la teoría (Silva et al., 2020), además se realizaron 10.000 iteraciones dado que, al observar la curva, el error disminuía y esta se estabilizaba en razón del aumento de iteraciones.

2.2.7. Modelo Markov

Para predecir los cambios de LULC en el área de estudio, se aplicó el método CA-Márkov integrado en el software TerrSet. Markov es un modelo comúnmente usado para simular y predecir los tipos de cobertura (Kamusoko et al., 2009; Theobald & Hobbs, 1998) dado que es un modelo estocástico fundamentado teóricamente en el supuesto de que los cambios futuros dependen principalmente del estado actual, por lo que se aplica en superficies continuas y cambiantes (Mansour et al., 2020). En relación con el objeto de este estudio, el modelo de Markov explica los estados de transición que se presentan de una clase de cobertura a otra y la posibilidad que se presenten esos cambios (Sang et al., 2011). En este estudio se aplicó entonces el modelo de Markov, el proceso implica (1) generar las matrices de transición a partir de los mapas de las coberturas, teniendo como información base inicial, el año 2001, (2) mapas de transición por tipos de coberturas, (3) cálculo del índice Kappa para conocer la precisión del modelo y (5) simulación de cobertura de suelo para el año 2050.

La matriz de transición representa los píxeles que cambian de un tipo de cobertura a otra durante el número de tiempo determinado en el modelo, esta probabilidad se representa matemáticamente en la siguiente ecuación

$$P = P_{ij} \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & \dots & P_{1n} \\ P_{21} & P_{22} & \dots & P_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ P_{n1} & P_{n2} & \dots & P_{nn} \end{bmatrix}$$

Donde, P es la matriz de transición de Markov, i, j es el tipo de cobertura en el primer y segundo año, P_{ij} denota la probabilidad de que el tipo i de cobertura cambie al tipo j , N se refiere al número de clases en el área de estudio (Mansour et al., 2020).

2.2.8 Validación de la predicción de la cobertura

Para la validación del modelo predictivo, TerrSet brinda una serie de módulos que asisten este proceso, en este caso, se usa el módulo Validate que brinda un análisis comparativo basado en el índice Kappa y el índice de características operativas relativas (ROC) (Rai et al., 2014). Kappa es un método cuantitativo que mide la bondad de ajuste entre el mapa inicial con el mapa de la predicción, sin embargo, a diferencia de la estadística tradicional, Validate divide el índice en varios componentes, donde cada uno expresa una forma especial de Kappa (Araya & Cabral, 2010; Chaudhuri & Clarke, 2014) valores de Kappa inferiores a 0.40 son categorizados como pobres, entre 0.40 a 0.75 como buenos y superiores a 0.75 como excelente (Roy et al., 2014). De igual manera, ROC se define como un gráfico entre valores verdaderos (eje y) y valores falsos positivos (eje x), este índice oscila entre 0 y 1, donde 1 evidencia un ajuste perfecto y 0.5 indica una relación aleatoria entre ambos mapas, valores inferiores a 0.5 muestran un modelo incorrecto (Olmedo et al., 2015).

2.2.9. Recopilación de la información para la cuenca

Teniendo en cuenta los requerimientos de Hydro-BID, se realizó la recolección de los datos base para la modelación hidrológica que abarca información pluviométrica, climatológica y de caudales, además de incluir la información de uso de suelo resultante del proceso de proyección de la cobertura vegetal.

2.2.10. Datos hidroclimáticos

El programa Hydro-BID toma como datos de entrada series de precipitación en centímetros (cm), temperatura media diaria (°C) y de caudales medios diarios en unidades de metro cúbico por segundo (m³/s); se adquirió la información mediante una solicitud hecha al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) de 17 estaciones pluviométricas, 23 estaciones climatológicas ordinarias y 3 estaciones limnimétricas y limnigráficas. Se contó con una serie de tiempo histórica igual para todas las estaciones, por tal motivo, fue necesario analizar la información de cada una de las estaciones logrando establecer un período desde el 1 de enero de 1981 al 31 de diciembre del 2016, correspondiente a 35 años.

2.2.11. Parametrización de Hydro BID

Los cambios en el uso de suelo tienen impactos positivos o negativos sobre la escorrentía y por ende, sobre los caudales de una cuenca; es por esto que Hydro BID mediante la herramienta de parametrización personalizada (CTP) por su siglas en inglés, permite ingresar datos personales sobre el uso de la tierra para parametrizar las diferentes variables claves del software y así calcular escorrentía diaria (Nalesso & Emanuel, 2018). Es así entonces, que para los datos de suelo se usó el archivo shapefile de la cobertura resultante del proceso de clasificación y proyección de uso de suelo, en cuanto a la textura del suelo, esta información fue extraída de la base de datos mundial de suelos de la FAO; los datos se organizaron en las diferentes capas y archivos CSV para poder hallar las nuevas tablas de AWC y CN que luego fueron incorporadas como archivos base para la corrida del modelo en Hydro BID.

2.2.12. Escenarios combinados

La combinación de escenarios permite establecer un enfoque integrado en la evaluación realista de los impactos de la cobertura del suelo y cambio climático sobre el estado futuro del recurso hídrico dulce (Peraza-Castro et al., 2018).

- Línea base: Condiciones iniciales de la cuenca.
- Escenario 1: Condiciones iniciales + cambio en el uso/cobertura del suelo
- Escenario 2: Condiciones iniciales + RCP 2.6
- Escenario 3: Condiciones iniciales + RCP 4.5
- Escenario 4: Condiciones iniciales + RCP 8.5
- Escenario 5: Cambio de uso/cobertura de suelo + RCP2.6
- Escenario 6: Cambio de uso/cobertura de suelo + RCP4.5
- Escenario 7: Cambio de uso/cobertura de suelo + RCP8.5

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Clasificación de la cobertura

Se elaboraron los mapas de clasificación de coberturas representados en la **figura 4** donde se puede apreciar la distribución espacial de las siete clases para los años 2001, 2003, 2015 y 2019.

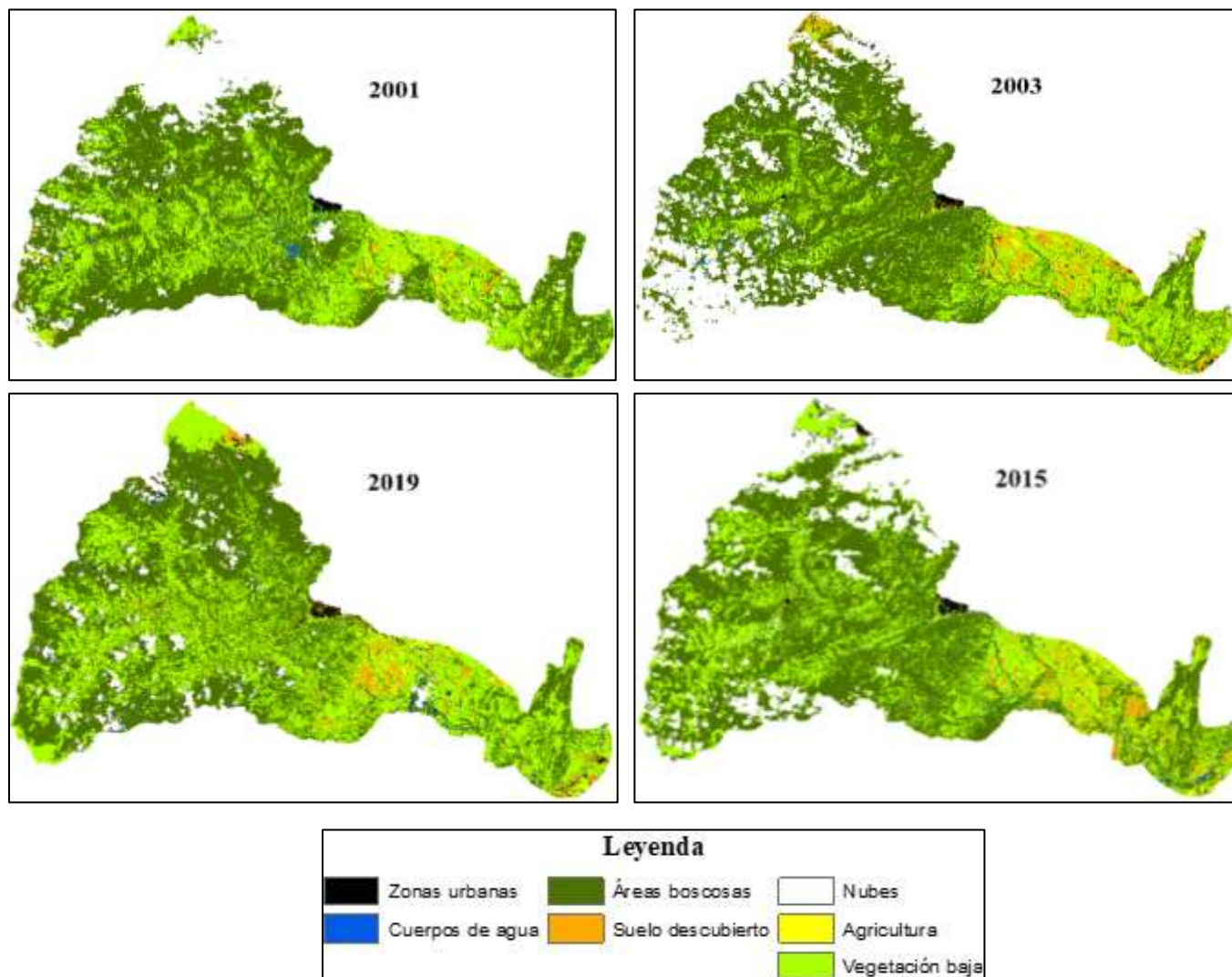


Tabla 3. Áreas por tipo de cobertura para los años de estudio.

Tipo de cobertura	2001		2003		2015		2019	
	Km^2	%	Km^2	%	Km^2	%	Km^2	%
Áreas construidas	7,43	0,41	12,54	0,69	25,83	1,41	44,55	2,44
Cuerpos de agua	16,60	0,91	15,78	0,86	15,20	0,83	16,71	0,91
Áreas boscosas	966,39	52,82	993,72	54,32	919,05	50,24	866,44	47,36
Suelo descubierto	23,08	1,26	75,61	4,13	42,87	2,34	57,14	3,12
Agrícola	12,83	0,70	14,10	0,77	42,94	2,35	24,94	1,36
Vegetación baja	554,85	30,33	380,31	20,79	538,85	29,45	729,65	39,88

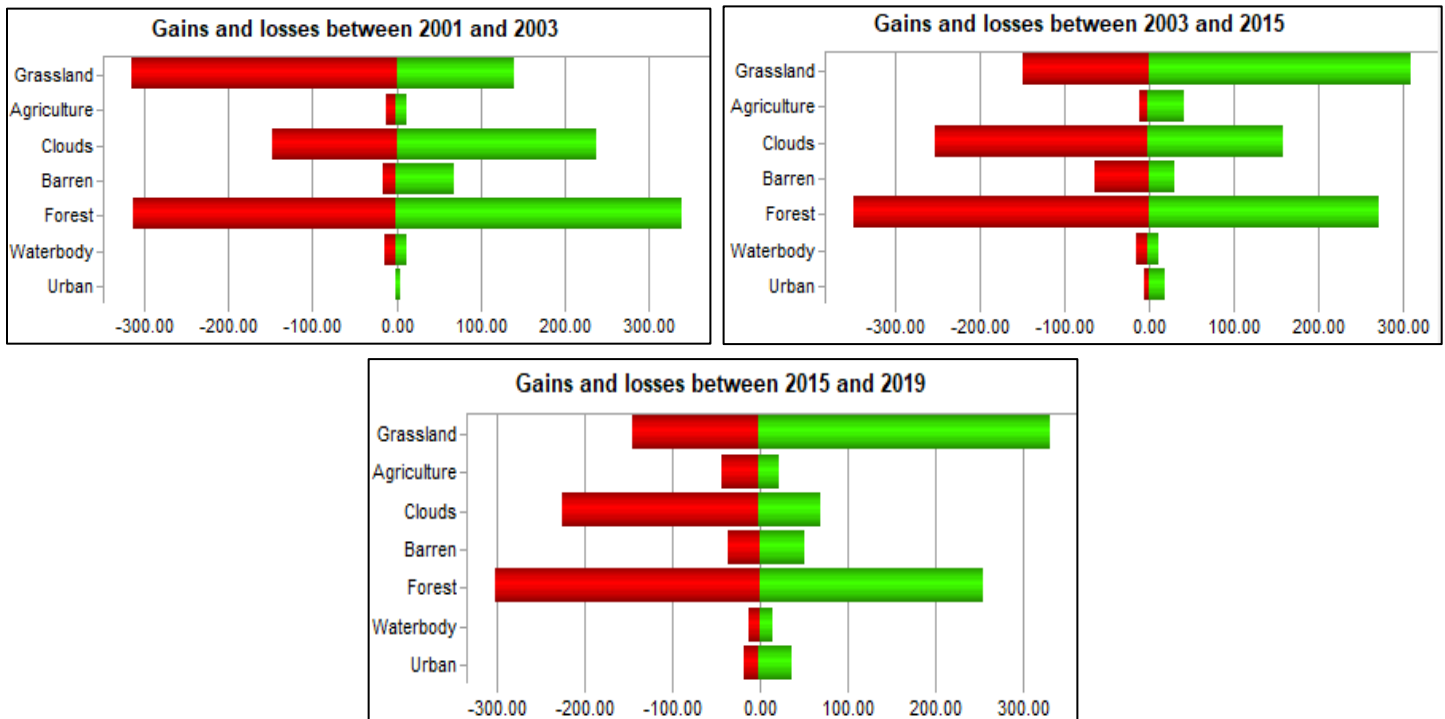
Para los cuatro años de estudio, se logra evidenciar que los bosques son la cobertura dominante dentro del área comprendida por la cuenca, seguido por la vegetación baja que llegó a ocupar en el 2019 casi el 40% del área total. Por otro lado, las coberturas menos presentes son las de zonas urbanas debido a que la cuenca solo abarca una pequeña parte de la ciudad de Ibagué, por lo que el 2,44% registrado en el 2019 incluye esta zona en conjunto con los pueblos o ciudades más pequeñas como Cajamarca y El Espinal, carreteras y demás infraestructuras captadas por el sensor; los territorios agrícolas con bajo porcentaje de ocupación se extienden sobre el oriente de la cuenca, estos principalmente se basan en cultivos anuales o transitorios como café, frijol, arveja y frutales (Universidad del Tolima, 2007).

A pesar de su fuerte presencia, fue clara la disminución de los bosques que se presentó durante el período de estudio dado que dicha cobertura pasó de contar con un área de 966,39 Km^2 en el año 2001 a un área de 866,44 Km^2 para el año 2019 presentando una disminución porcentual del 5,46% equivalente aproximadamente a 100 Km^2 . Por otro lado, las zonas urbanas y territorios agrícolas presentaron un incremento en sus áreas, pasando de ocupar 20,26 Km^2 en el 2001 a 69,51 Km^2 en el 2019, el principal factor que influye sobre esta situación, es el crecimiento poblacional que se encuentra en función de fenómenos sociales y económicos que promueven la expansión urbana (Céspedes Flores & Moreno Sánchez, 2009) y por ende, la necesidad de abastecimiento de alimentos; ahora bien, es importante resaltar que a pesar del crecimiento de dichas coberturas, las tierras destinadas a la producción agrícola presentaron un decrecimiento del 1% entre el año 2015 y 2019 producto de la transición de cultivos de dimensiones altas a cultivos con morfologías más bajas, que hacen que los sensores clasifiquen estos últimos como parte de la clase de vegetación baja; esta última cubierta fue la que más incrementó su área a lo largo del período de estudio, creciendo un 9,55% equivalente a 174,8 Km^2 representados en la diferencia entre el área para el 2001 de 554,85 Km^2 y el área para el 2019 de 729,65 Km^2 respectivamente.

3.2. Transiciones en la cobertura vegetal

Las transiciones evaluadas permiten conocer las modificaciones que se presentaron a lo largo de los años estudio para cada cobertura y como estas tendieron a ser reemplazadas por otra clase. Para este caso, la figura 3 muestra las ganancias y pérdidas para cada tipo de cobertura en función de las variables exploratorias que fueron incorporadas al proceso.

Figura 3: Pérdidas y ganancias de coberturas por años de estudio.



De los siete tipos de cobertura estipulado se observar que las categorías de vegetación baja (grassland) y bosque (forest) fueron las que más se vieron modificadas, en el caso de la vegetación baja durante el período 2001-2003 presentó una disminución en más de 300 Km² contra un aumento de mas de 100 Km² respectivamente, es decir, se presentó una pérdida neta de aproximadamente 200 Km². Ahora bien, la tendencia de transición entre el año 2003, 2015 y 2019 fue cambiando visto que las pérdidas para esta cobertura se contrarrestaron en ambos períodos, denotando un crecimiento más fuerte que logró superar los 300 Km² en expansión. Por el contrario, el bosque fue la cobertura que más pérdidas presentó a lo largo del tiempo de estudio, puesto que se perdieron más de 300 Km² de zonas boscosas. Es así entonces que se puede inferir que la transición más fuerte que se ha presentado a lo largo del tiempo es la de áreas boscosas a zonas con vegetación baja; en la **tabla 4** la cual muestra la matriz de transición, los valores en diagonal representan la probabilidad de transición entre los cambios de bosques, agricultura y vegetación baja en función de las demás coberturas; en el período 2001-2003 fue más alta dicha probabilidad puesto que se presentó un porcentaje del 92% de conversión de bosque a vegetación baja, de igual forma, las áreas agrícolas tuvieron valores representativos en el cambio hacia suelos descubiertos, esto es resultado de los procesos de arado y desmonte en la preparación del terreno para el cultivo.

Tabla 4. Matriz de transición para los años de estudio.

	Años	BO	SD	AG	VB
BO	2001-2003	0.7329	0.0000	0.0050	0.9290
	2001-2015	0.7448	0.0034	0.0150	0.1180
	2001-2019	0.8518	0.0000	0.0042	0.0832
VB	2001-2003	0.2759	0.0866	0.0085	0.5573
	2001-2015	0.2259	0.0456	0.0402	0.6540
	2001-2019	0.0442	0.0450	0.0176	0.8571
AG	2001-2003	0.0547	0.4787	0.0575	0.4001
	2001-2015	0.0596	0.2513	0.2746	0.4145
	2001-2019	0.0382	0.4161	0.1382	0.3776

De los factores que más influye en el cambio en el uso de suelo, es el incremento poblacional que ocasiona un aumento en la demanda de recursos para suplir las necesidades y, por consiguiente, las zonas naturales son

sustituidas por tierras dedicadas a la agricultura o a la ganadería (Suarez Diaz, 2015). Los procesos dinámicos de expansión hicieron que los bosques urbanos fueran disminuyendo significativamente dentro de Ibagué (Díaz Cuellar, 2019), además de que el desarrollo y asentamiento de la población se estableciera con el paso del tiempo en el eje hídrico Combiema-Coello (Yepes, 2015); en esta zona es característico la presencia de bosque basal o bosque seco el cual presenta un alto grado de intervención producto de actividades asociadas a la ganadería extensiva (Molina Camacho & Ávila Ureña, 2018) que ha contribuido al reemplazo de bosques a pastizales y zonas de potrero con fines de explotación ganadera (Bonilla Alvis et al., 2012).

El inventario ganadero del Departamento del Tolima muestra una tendencia creciente de esta actividad hasta el año 2012 alcanzando 670 mil cabezas de ganado con diversos propósitos ubicado principalmente sobre municipios de Cajamarca, Coello, Herveo entre otros posicionando a esta zona de la cuenca con un potencial intermedio ganadero (Federación Colombiana de Ganaderos, 2014). Las prácticas sociales y económicas han contribuido a una transformación directa que ha ocasionado la pérdida de ecosistemas como el bosque, puesto que se han presentado procesos de deforestación para abrir espacios potenciales en la producción agrícola. En la parte oriental de la cuenca predomina la agricultura mecanizada, mientras que en las zonas más alta esta actividad se da a una escala más pequeña siendo el café, el cultivo más presente en el área, sin embargo, la dinámica económica de la región ha obligado a los campesinos o pequeños productores a extender la frontera agrícola hacia zonas boscosas, sustituyendo las grandes copas arbóreas por áreas de vegetación baja como cultivos transitorios y pastizales cambiando el uso y cobertura del suelo como lo demuestran los resultados obtenidos (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2016). Los títulos mineros pertenecientes a empresas nacionales e internacionales enfocados a la extracción de materiales como zinc, platino, cobre, plata, oro entre otros se abren paso a través de la cuenca del río Coello (Fonseca Páez et al., 2015) dejando como huella procesos de deforestación para la construcción de vías de acceso que permiten el paso de maquinaria de extracción y transporte, el impacto generado por la deforestación se centra principalmente el reemplazo del bosque por otro tipo de coberturas que modifican las dinámicas hidrogeomorfológicas e hidráulicas como resultados de operaciones de dragado que aumentan las pendientes en el lecho del río lo cual intensifica el arrastre y sedimentación de material hacia el cauce principal, por lo que no solamente se afecta las condiciones físicas del río, sino que también se está deteriorando la calidad hídrica, alterando la capacidad ecosistémica de resiliencia (Lopera Jara et al., 2016).

3.3. Escenario futuro

La proyección del estado de la cobertura vegetal para el año 2050 se realizó con base a la información espacial de los años 2001 y 2019 en función de las variables exploratorias de elevación, distancia a carreteras, pendiente y la probabilidad de evidencia en la transición.

Tabla 5. Áreas en unidades de Km^2 y distribución porcentual.

Tipo de cobertura	2050	
	Área	Área (%)
Áreas construidas	50	2.91
Cuerpos de agua	16.9	0.98
Bosque	700.56	40.72
Suelo descubierto	62.31	3.62
Agrícola	30	1.74
Vegetación baja	860.55	50.02
Total	1720.32	100.00

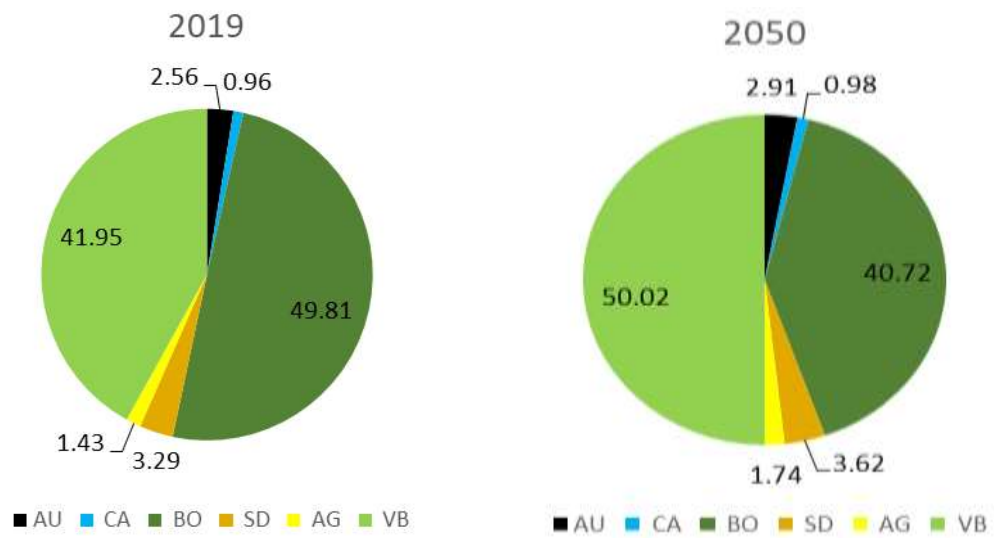
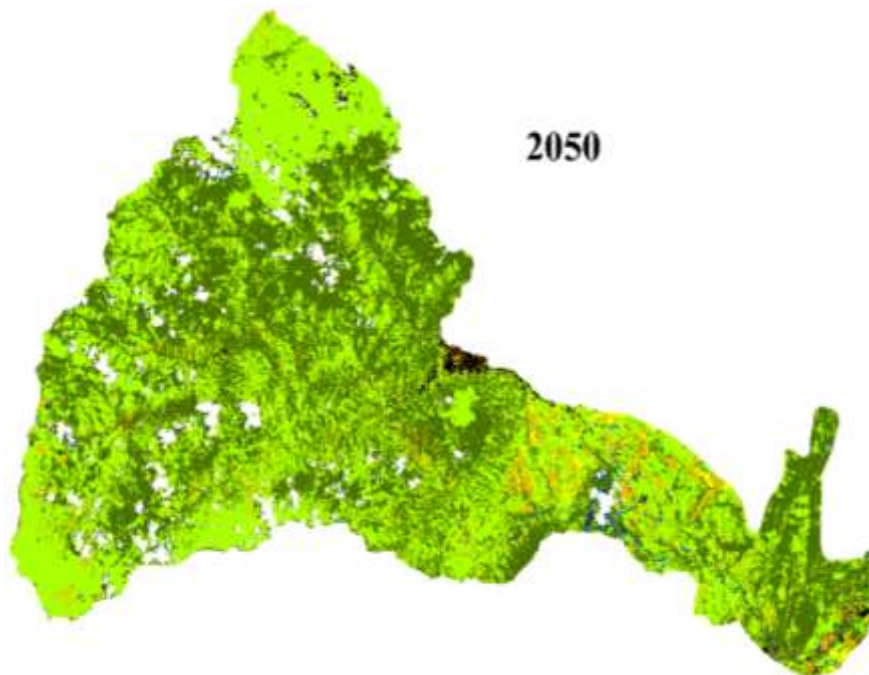


Figura 4. Uso y cobertura de suelo pronosticada año 2050.



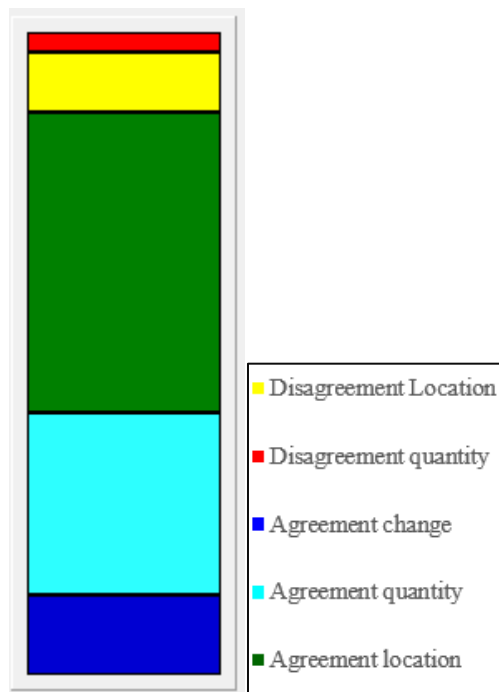
El análisis del escenario futuro muestra una conversión significativa de áreas boscosas a zonas de vegetación baja y agricultura, conservando la tendencia transitoria de modificación que también se evidenció en análisis

multitemporal (2001-2019), es así, que se logra identificar la variabilidad en el uso de suelo y se plasma una menor efectividad en la preservación de ecosistemas como el bosque seco tropical y el bosque basal afectados directamente por la deforestación en la región producto de dinámicas urbanas, expansión de fronteras agrícolas, ganadería y pastoreo. La tendencia negativa en pérdida de áreas boscosas implican una disminución en la calidad de agua de las fuentes hídricas pertenecientes a la cuenca, puesto que estos ecosistemas son fundamentales en la captura de sedimentos, nutrientes y coliformes (Cunha et al., 2021), además de que se presenta un aumento en la escorrentía que promueve el arrastre de pesticidas y herbicidas comúnmente usados en las actividades agrícolas, que son depositadas en los cauces hídricos; sin embargo, la conversión de bosques a zonas de vegetación baja también modifica la captura de carbono y el balance de nutrientes en la biosfera sumado a la disminución de la biodiversidad de la región (Nóbrega et al., 2018). Los resultados obtenidos en la proyección pueden ser utilizados en la planificación y creación de políticas regionales que permitan una integración sostenible entre los diferentes actores sociales y económicos con la cuenca del río Coello; además, estos resultados contribuyen a la discusión sobre la deforestación y sus impactos sobre la conservación de especies de flora y fauna, así como de sus efectos sobre la dinámica hídrica de la cuenca que puede llegar a afectar la oferta hidrológica futura y poner en riesgo la seguridad hídrica de ciudades como Ibagué y Cajamarca.

3.4. Validación del modelo de predicción

El proceso de validación permite hacer una comparación entre el mapa de LULC simulado y el mapa de referencia evaluando la precisión del modelo aplicado (Verburg, 2006).

Figura 4. Esquema de validación del modelo Markov.

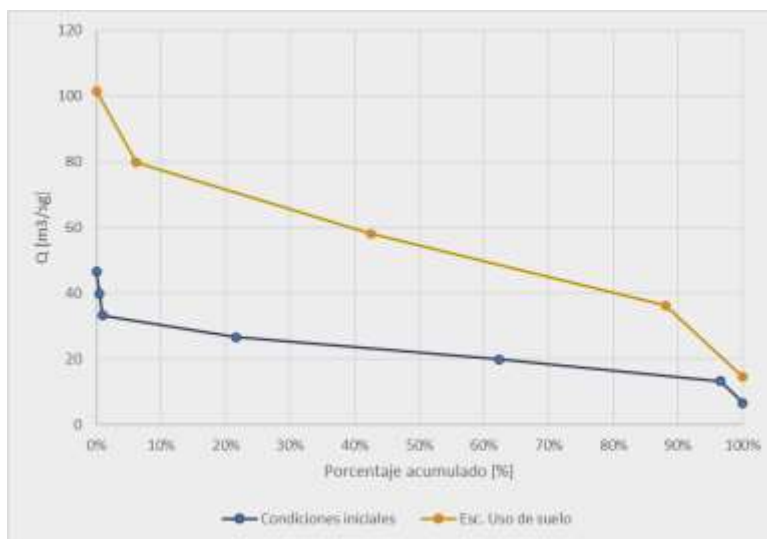


Los resultados demostraron que el 46,58% de los datos de la simulación se encuentran correctamente ubicados y el 28,31% de los cambios fueron correctamente producidos, mientras que los valores en desacuerdo de calidad y ubicación juntos se encuentran por debajo del 5%. Por lo que según (Landis & Koch, 1977), se trata de un modelo substancial en función de los valores de Kappa representados en: Kappa estándar (Kstandar) = 0.78, Kappa for no information (Kno) = 0.85, y Kappa for grid-cell level location (Klocation) = 0.83. Los resultados anteriores demuestran la capacidad del modelo Markov para predecir los escenarios futuros de uso y cobertura de suelo.

3.4. Efectos del cambio en el uso/cobertura del suelo sobre la hidrología

Los efectos del cambio en el uso y cobertura del suelo sobre la hidrología de la cuenca del río Coello se evaluaron mediante el planteamiento de los escenarios hipotéticos y el modelo línea base de las condiciones iniciales

Gráfica 1. Línea base vs Escenario 1. Uso de suelo



Con base a los resultados obtenidos de la modelación para la línea base y el escenario 4 de uso suelo se elaboraron las respectivas curvas de duración de caudales, las cuales proveen una imagen sobre el porcentaje de tiempo en el que los caudales son igualados o excedidos, además de brindar información sobre el estado de la cuenca representado por un modelo lluvia-escorrentía.

Para el caso de la cuenca del río Coello, dichas curvas se realizaron a partir de los valores de caudal mensuales comprendidos entre los años 2020 y 2050, identificando propiamente el caudal modal (Q modal) que permite conocer la oferta hídrica proporcionada por la cuenca para suplir las demandas biofísicas de la región; los resultados de ambas modelaciones permitió establecer un incremento en los valores de caudales mensuales donde para las condiciones iniciales se encontró un Q modal de $21,93 \text{ m}^3/\text{sg}$ mientras que para el escenario de uso de suelo este valor fue de $54,29 \text{ m}^3/\text{sg}$, este aumento se puede explicar en función de la disminución de la evapotranspiración (ET) en esta zona producto de la transición de áreas boscosas a zonas de vegetación baja, lo que disminuye el efecto de evaporación de las hojas de las plantas, además de que las raíces de los árboles pueden extraer la humedad de suelo más rápido en comparación con áreas foliares más bajas (Costa et al., 2003), dado que estas últimas, poseen tasas de interceptación mucho más bajas que las zonas forestales, es decir, el agua proveniente en su mayoría de la precipitación, no es interceptada eficientemente por la superficie de vegetativa (Peraza-Castro et al., 2018) reduciendo la capacidad de retención provocando un aumento en la descarga a largo plazo sobre los cauces principales de la cuenca. Este escenario, al ubicarse en una zona tropical, puede conducir a una intensificación más severa de eventos extremos de flujo que en unión con una reducción significativa de la ET puede generar un impacto más notorio sobre el balance hídrico (de Paulo Rodrigues da Silva, Vicente et al., 2018).

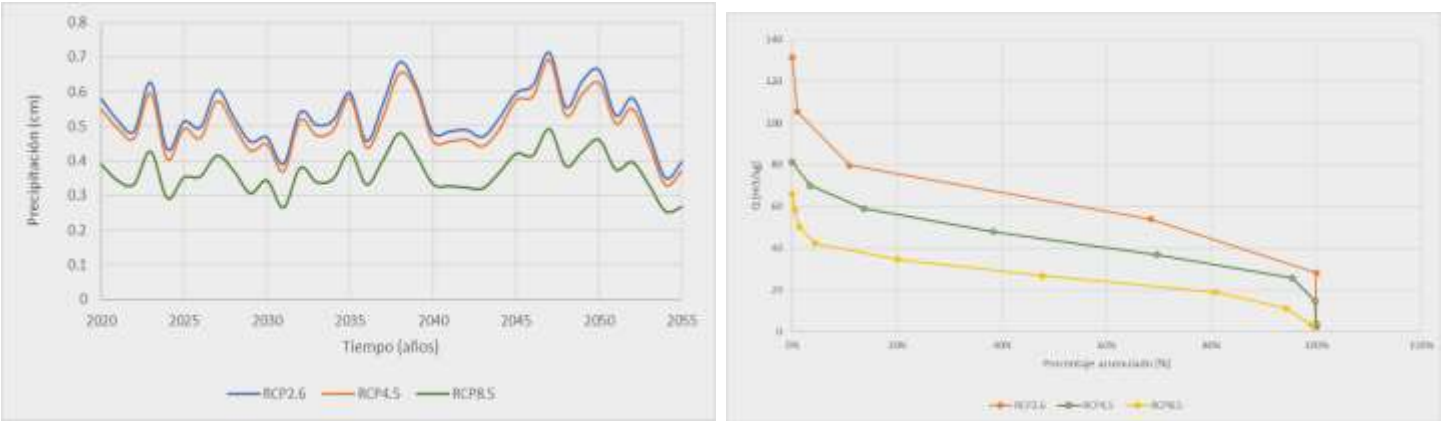
La transición de bosque a vegetación más baja en esta zona es producto de procesos como la deforestación, lo que hace que el almacenamiento del dosel se reduzca y la precipitación no puedan ser interceptadas adecuadamente, incrementando los procesos erosivos del suelo (Cerdan et al., 2010), el aumento en el proceso de erosión intensifica la pérdida de materia orgánica en el suelo lo que reduce la infiltración incrementando así la escorrentía, aumentando la descarga sobre las fuentes hídricas de la cuenca.

3.5 Efectos del cambio climático sobre la hidrología

Las variaciones en la hidrología se evaluaron comparando las curvas de duración de caudal de la línea base frente a los escenarios (RCP2.6, RCP4.5 y RCP8.5) planteados anteriormente, así mismo, se tuvo en cuenta

los resultados de precipitación para cada escenario, lo cual permitió relacionarla directamente con la descarga futura presentada sobre la cuenca.

Gráfica 1. Línea base vs Escenario 1. Precipitación y uso de suelo.

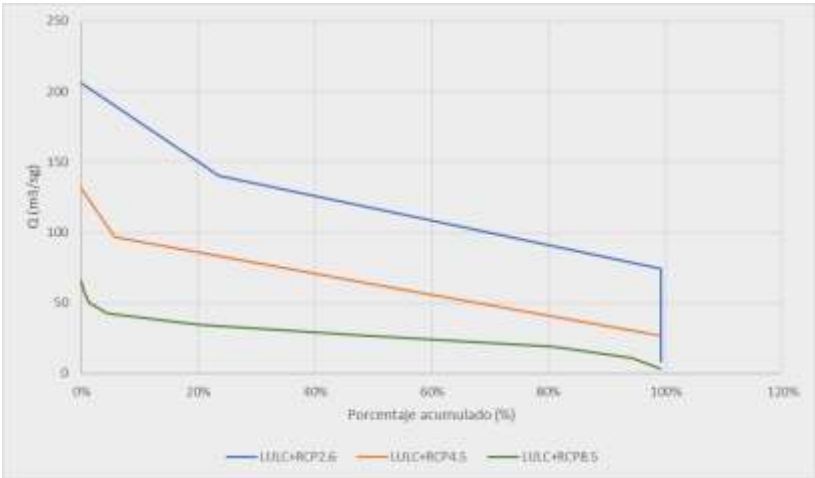


Las variaciones predijeron una disminución en la precipitación para cada uno de los escenarios a lo largo del tiempo de estudio, siendo más evidente en el escenario menos favorable (RCP8.5) que en el menor emisiones (RCP2.6). Se estimó una precipitación máxima pronosticada por los escenarios RCP2.6 y RCP8.5 de 7.1 mm y 4.9 mm; así mismo se logra establecer una disminución en los valores de caudal modal representado por la curva de duración donde para el escenario RCP2.6 fue de $62.11\text{ m}^3/\text{sg}$ y de $26.36\text{ m}^3/\text{sg}$ para el RCP 8.5, esta reducción se relaciona con la disminución de los valores pronosticados de precipitación, dado que frente a menores valores de lluvia, disminuye la escorrentía y erosión del suelo (Serpa et al., 2015) lo que afecta la descarga hacia las fuentes hídricas; estos resultados concuerdan con lo evaluados por otros estudios en donde identifican una disminución en la disponibilidad hídrica superficial a partir de variaciones negativas en la precipitación, por lo que, esta situación puede tener consecuencias negativas frente a la demandas naturales y antrópicas que se abastecen de la cuenca.

3.6 Efectos de los escenarios combinados de cambio climático y cambio en el uso/cobertura del suelo

La gráfica presenta las curvas de duración de caudal para el escenario 4 (LULC + RCP2.6), escenario 5 (LULC + RCP4.5) y escenario 6 (LULC + RCP8.5) respectivamente, lo que permitió calcular el caudal modal para identificar la oferta pronosticada para cada planteamiento

Gráfica 1. Línea base vs Escenario 1. Precipitación y uso de suelo.



Los efectos combinados permitieron establecer una disminución progresiva del caudal modal entre los diferentes escenarios, donde para el

escenario 5 fue de $117.36 \text{ m}^3/\text{sg}$, para el escenario de $63.25 \text{ m}^3/\text{sg}$ y $26,29 \text{ m}^3/\text{sg}$ para el escenario 7, presentando una reducción de más del 70% entre los escenarios 5 y 7 respectivamente.

El incremento previsto para el planteamiento de LULC+RCP2.6 es producto de la combinación de los efectos evaluados con anterioridad de cambio climático y cambios de suelo, puesto que el RCP2.6 pronostica un incremento en las precipitaciones mientras que el modelo de predicción de suelo, establece una modificación intensa de áreas boscosas por vegetaciones baja, es por esto, que al presentarse mayores volúmenes de agua precipitada sobre una superficie con menor capacidad de retención, se aumenta la escorrentía y por ende, la descarga, incrementando los valores de caudal en las fuente hídricas; en contraste, el escenario 6 que proyecta una disminución en las precipitaciones, la poca cantidad de agua precipitada, al ser menor, logra ser retenida con mayor eficiencia por la vegetación, además, de que se espera un intensificación en los procesos de erosión, lo que disminuye la cantidad de agua disponible y por ende, la descarga sobre los cauces. Se observó que los escenarios mantienen las tendencias de cambio climático y uso de suelo, es decir, los efectos previstos por estos, tienen un comportamiento similar al evaluado por separado para cada una de las dos condiciones, sin embargo, se presentó un incremento significativo en los valores de caudal frente a los escenarios 1,2,3 y 4, siendo el uso de suelo, el que mayor impacto genera sobre las variables, dado que las transiciones de zonas de bosques a pastos o vegetación baja es muy fuerte y notoria en esta región.

De igual forma, las condiciones de cambio climático que pronostica un incremento en la precipitación junto a la transición de bosques a zonas de vegetación baja conllevaría a aumentar la incidencia de eventos como inundaciones y erosión del suelo, por lo que se considera importante para los tomadores de decisiones replantear las medidas de conservación y protección de ecosistemas de bosque, así como, la promoción de incitativas de reforestación de especies arbóreas que mejoren la mitigación de dichos eventos, reduciendo el riesgo de las poblaciones de los municipios aledaños; así mismo, en el escenario menos favorable, donde se plantea una disminución en el caudal modal, puede llegar a afectar las actividades socio-económicas de la región, es por esto, que es responsabilidad de las autoridades competentes adoptar medidas de adaptación y mitigación de los impactos producidos por el cambio climático y las modificaciones del uso del suelo.

Conclusiones

El análisis multitemporal basado en la clasificación de imágenes satelitales para los años 2001, 2003, 2015 y 2019 permitió conocer las tendencias de transición de coberturas año a año para la cuenca del río Coello, donde se establece que las zonas boscosas son las coberturas dominante en dicha cuenca, seguidamente por la vegetación baja, sin embargo, fue clara la disminución de las áreas de bosque que se presentó durante el período de estudio puesto se encontró una reducción, entre los años 2001 y 2019 para esta cobertura del 5,46% que representa 100 Km^2 de pérdidas de ecosistemas de bosque, que en su mayoría, trascendió a otras coberturas, como vegetaciones bajas; esta condición es producto de actividades antrópicas como la expansión urbana, agricultura, minería y ganadería que contribuyen en el aceleramiento de procesos de deforestación que modifican con el paso del tiempo los ecosistemas naturales de la región.

De igual forma, la tendencia de pérdida de bosque fue confirmada por el modelo Markov, que permitió realizar la predicción de la cobertura del suelo para el año 2050, donde se representó adecuadamente el estado futuro de las coberturas de la cuenca según la validación realizada mediante el cálculo de los índices kappa; el escenario futuro evidenció pérdidas del 7,78% en zonas de bosque que representan una disminución de más de 135 Km^2 mientras que la vegetación baja aumentó en 130 Km^2 su área dentro de la cuenca, esta tendencia transitoria logra identificar una inadecuada gestión en la conservación y preservación de áreas de bosque seco tropical y basa, característicos de esta zona del país.

A partir de los resultados del análisis multitemporal y el escenario futuro, se destaca el uso de la teledetección para el monitoreo ambiental de las condiciones de la superficie, lo cual funciona como base en la toma de decisiones en cuanto al establecimiento de medidas puntuales que permitan aprovechar sosteniblemente los recursos sin afectar a las generaciones futuras.

La modelación en el software HydroBID logró representar acertadamente las condiciones de la cuenca del río Coello, teniendo en cuenta las métricas para cada modelo y escenario planteado, se pudo tener certeza de los

resultados obtenidos, teniendo así, una idealización clara de los efectos de los diferentes escenarios sobre la hidrología de la cuenca.

La disminución en la cubierta forestal reduce la capacidad de retención por parte de la vegetación, además, de provocar un aumento en los procesos erosivos del suelo que disminuye la infiltración en esta zona, por ende, se incrementa la descarga y el caudal producto de la escorrentía superficial que escurre hacia las diferentes fuentes hídricas de la cuenca. De igual forma, el cambio climático afecta el volumen de caudal en relación con la cantidad de agua precipitada, el escenario RCP2.6 presenta un aumento en el caudal dado que se prevé un aumento en la precipitación, mientras que el RCP8.5 presenta una disminución en el caudal modal, resultado de la disminución de lluvias que se precipita sobre la cuenca. La combinación de escenarios mostraron tendencias similares a los comportamientos de los escenarios por separados, se espera que LULC+RCP2.6, el caudal modal aumente significativamente frente a las condiciones iniciales puesto que, al igual que el análisis de los escenarios separados, la precipitación aumente y la retención hídrica de la cubierta vegetal disminuya, por lo que los volúmenes de agua precipitada lleguen mediante la escorrentía a los cauces principales, mientras, que al presentarse un escenario como el LULC+RCP8.5 se considera la disminución del caudal modal producto de la escasez de lluvia, que logra ser retenida por la vegetación resultante del modelo de cambio de uso de suelo.

Teniendo en cuenta los resultados de los diferentes escenarios se logra establecer la relación entre condiciones climática y uso de suelo, que afectan directamente la descarga, siendo el cambio climático el factor que más injerencia tiene sobre el comportamiento hidrológico de la cuenca; es así, que el presente trabajo proporciona información útil para los tomadores de decisiones desde diferentes perspectivas, evaluando las condiciones presentes y futuras, por lo que, se considera importante diseñar estrategia de conservación y protección de los bosques, además de reevaluar las demandas hídricas provenientes de las actividades socioeconómicas de la región que permita estructurar un plan de aprovechamiento del recurso hídrico de manera sostenible que no afecte a las generaciones futuras y altere el comportamiento natural de los ecosistemas.

4. REFERENCIAS

- Aichele, S. S. (2005). Effects of urban land-use change on streamflow and water quality in Oakland County, Michigan, 1970-2003, as inferred from urban gradient and temporal analysis. In *Scientific investigations report* (Vols. 2005–5016). U.S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey. <http://publ.access.gpo.gov/GPO/LPS102140>
- Aitkenhead, M. J., & Aalders, I. H. (2009). Predicting land cover using GIS, Bayesian and evolutionary algorithm methods. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 236–250.
- Araya, Y., & Cabral, P. (2010). Analysis and Modeling of Urban Land Cover Change in Setúbal and Sesimbra, Portugal. *Remote Sensing*, 2. <https://doi.org/10.3390/rs2061549>
- Belihu, M., Tekleab, S., Abate, B., & Bewket, W. (2020). Hydrologic response to land use land cover change in the Upper Gidabo Watershed, Rift Valley Lakes Basin, Ethiopia. *HydroResearch*, 3, 85–94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hydres.2020.07.001>
- Bello, O. M., & Aina, Y. A. (2014). Satellite Remote Sensing as a Tool in Disaster Management and Sustainable Development: Towards a Synergistic Approach. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 120, 365–373. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2014.02.114>
- Berihun, M. L., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Meshesha, D. T., Adgo, E., Tsubo, M., Masunaga, T., Fenta, A. A., Sultan, D., Yibeltal, M., & Ebabu, K. (2019). Hydrological responses to land use/land cover change and climate variability in contrasting agro-ecological environments of the Upper Blue Nile basin, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, 689, 347–365. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.338>

- Bonilla Alvis, A., Peláez Martínez, O. E., & Linares Triviño, O. G. (2012). *Estructura ecológica principal de Ibagué*.
- Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1), 3–23.
[https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/0022-1694(82)90117-2)
- Bruijnzeel, L. A. (1990). Hydrology of Most Tropical Forests and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review. *SERBIULA (Sistema Librum 2.0)*.
- Cabrera Montenegro, E., Vargas Galvis, D. M., Galindo García, G., García Dávila, M. C., & Ordoñez Castro, M. F. (2014). *Protocolo de Procesamiento Digital de Imágenes para la Cuantificación de la Deforestación en Colombia Nivel Nacional*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM.
- Catuna R, N. (1995). La percepción remota y el análisis del espacio geográfico. *Cuadernos de Geografía*, 5(2).
- Céspedes Flores, S. E., & Moreno Sánchez, E. (2009). La urbanización y el crecimiento demográfico en relación al recurso agua: caso municipio de Chimalhuacán, Estado de México. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 11(2), 127–141. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40113786008>
- Chaudhuri, G., & Clarke, K. (2014). Temporal Accuracy in Urban Growth Forecasting: A Study Using the SLEUTH Model. *Transactions in GIS*. <https://doi.org/10.1111/tgis.12047>
- Chowdhury, S., Peddle, D. R., Wulder, M. A., Heckbert, S., Shipman, T. C., & Chao, D. K. (2021). Estimation of land-use/land-cover changes associated with energy footprints and other disturbance agents in the Upper Peace Region of Alberta Canada from 1985 to 2015 using Landsat data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 94, 102224. <https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/j.jag.2020.102224>
- CORTOLIMA. (2006). *Proyecto plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica mayor del Rio Coello, II fase diagnostico*.
https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/images/stories/centro_documentos/pom_coello/diagnostico/q4.pdf
- CORTOLIMA, & Ibagué, U. de. (2018). Proyecto Piloto ajuste al Plan de Ordenación y Manejo de La cuenca hidrográfica del río Coello. In *Universidad de Ibagué*.
https://cortolima.gov.co/sites/default/files/POMCAS/2020/POMCA_COELLO/Documento_ajuste_parcia_zonificacion_ambiental_Coello.pdf
- Costa, M. H., Botta, A., & Cardille, J. A. (2003). Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, 283(1), 206–217.
[https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/S0022-1694\(03\)00267-1](https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/S0022-1694(03)00267-1)
- Cunha, E. R. da, Santos, C. A. G., Silva, R. M. da, Bacani, V. M., & Pott, A. (2021). Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy*, 101, 105141. <https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/j.landusepol.2020.105141>
- de Paulo Rodrigues da Silva, V., Silva, M. T., Singh, V. P., de Souza, E. P., Braga, C. C., de Holanda, R. M., Almeida, R. S. R., de Assis Salviano de Sousa, F., & Braga, A. C. R. (2018). Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in a tropical river basin. *Catena*, 162, 166–176.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.024>

- Díaz Cuellar, M. A. (2019). *Sostenibilidad ambiental de los bosques urbanos en la ciudad de Ibagué, 2000 - 2018* [Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia].
<https://repositorio.uptc.edu.co/handle/001/2792>
- Dong, L., Xiong, L., Lall, U., & Wang, J. (2014). The effects of land use change and precipitation change on direct runoff in Wei River watershed, China. *Water Science and Technology*, 71(2), 289–295.
<https://doi.org/10.2166/wst.2014.510>
- DU, P., LI, X., Cao, W., Luo, Y., & Zhang, H. (2010). Monitoring urban land cover and vegetation change by multi-temporal remote sensing information. *Mining Science and Technology (China)*, 20(6), 922–932.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1674-5264\(09\)60308-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1674-5264(09)60308-2)
- Dwarakish, G. S., & Ganasri, B. P. (2015). Impact of land use change on hydrological systems: A review of current modeling approaches. *Null*, 1(1), 1115691. <https://doi.org/10.1080/23312041.2015.1115691>
- Dzieszko, P. (2014). Land-cover modelling using Corine Land cover data and Multi-Layer Perceptron. *Quaestiones Geographicae*, 33(1), 5–22. <https://doi.org/https://doi.org/10.2478/quageo-2014-0004>
- Eastman, J. R. (2006). IDRISI 15: the Andes edition. *Worcester, MA: Clark University*.
- Eastman, J. R. (2001). Guide to GIS and image processing. *Idrisi Release*, 2, 144.
- Fang, X., Ren, L., Li, Q., Zhu, Q., Shi, P., & Zhu, Y. (2013). Hydrologic response to land use and land cover changes within the context of catchment-scale spatial information. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18(11), 1539–1548. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000482](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000482)
- Fonseca Páez, L. A., Angulo, J. D., Balanta, R., Buitrago, J. E., González, D. H., & Oriana Guerra, J. (2015). Elaboración del instrumento de carácter técnico-ambiental que evidencie los diferentes procedimientos y técnicas necesarias para un desarrollo apropiado para la extracción de materiales de arrastre a partir del trabajo conjunto con las autoridades ambientales (Corporaciones Autónomas Regionales). *UNIVERSIDAD PEDAGOGICA Y TECNOLÓGICA DE COLOMBIA - UPTC*.
https://bdigital.upme.gov.co/bitstream/001/974/16/DOCUMENTO_RIO_COELLO-F.pdf
- Ganaderos, F. C. de. (2014). *Fondo Nacional del Ganado FORO GANADERÍA REGIONAL VISIÓN 2014 - 2018*. <https://www.fedegan.org.co/programas/talleres>
- Garg, V., Nikam, B. R., Thakur, P. K., Aggarwal, S. P., Gupta, P. K., & Srivastav, S. K. (2019). Human-induced land use land cover change and its impact on hydrology. *HydroResearch*, 1, 48–56.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hydres.2019.06.001>
- Gashaw, T., Tulu, T., Argaw, M., & Worqlul, A. W. (2018). Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 619–620, 1394–1408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.191>
- Getachew, H., & Melesse, A. (2012). The Impact of Land Use Change on the Hydrology of the Angereb Watershed, Ethiopia. *International Journal of Water*, 1. <https://doi.org/10.5772/56266>
- Hasan, S., Shi, W., Zhu, X., Abbas, S., & Khan, H. U. (2020). Future Simulation of Land Use Changes in Rapidly Urbanizing South China Based on Land Change Modeler and Remote Sensing Data. In *Sustainability* (Vol. 12, Issue 11). <https://doi.org/10.3390/su12114350>
- Heerspink, B. P., Kendall, A. D., Coe, M. T., & Hyndman, D. W. (2020). Trends in streamflow, evapotranspiration, and groundwater storage across the Amazon Basin linked to changing precipitation and land cover. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32, 100755.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100755>

- Hoekstra, A. Y., & Mekonnen, M. M. (2008). *Global water scarcity: the monthly blue water footprint compared to blue water availability for the world's major river basins*.
<https://library.wur.nl/WebQuery/groenekennis/2072596>
- Hou, W., Gao, J., Wu, S., & Dai, E. (2015). Interannual Variations in Growing-Season NDVI and Its Correlation with Climate Variables in the Southwestern Karst Region of China. In *Remote Sensing* (Vol. 7, Issue 9).
<https://doi.org/10.3390/rs70911105>
- Humboldt, I. de I. de R. B. A. von. (2016). Concepto previo declaratoria Distrito Regional de Conservación de Suelos Cerros del Norte de Ibagué. In *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*. conceptoprevio-cerros-ibague-cortolima.pdf
- Hyandye, C., Mandara, C. G., & Safari, J. (2015). GIS and logit regression model applications in land use/land cover change and distribution in Usangu catchment. *American Journal of Remote Sensing*, 3(1), 6–16.
- Johansen, K., Phinn, S., & Taylor, M. (2015). Mapping woody vegetation clearing in Queensland, Australia from Landsat imagery using the Google Earth Engine. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 1, 36–49. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsase.2015.06.002>
- Joorabian Shooshtari, S., Shayesteh, K., Gholamalifard, M., Azari, M., Serrano-Notivol, R., & López-Moreno, J. I. (2017). Impacts of future land cover and climate change on the water balance in northern Iran. *Hydrological Sciences Journal/Journal Des Sciences Hydrologiques*, 62(16), 2655–2673.
<https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1403028>
- Jujnovsky, J., Ramos, A., Caro-Borrero, Á., Mazari-Hiriart, M., Maass, M., & Almeida-Leñero, L. (2017). Water assessment in a peri-urban watershed in Mexico City: A focus on an ecosystem services approach. *Ecosystem Services*, 24, 91–100. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.005>
- Kamusoko, C., Aniya, M., Adi, B., & Manjoro, M. (2009). Rural sustainability under threat in Zimbabwe – Simulation of future land use/cover changes in the Bindura district based on the Markov-cellular automata model. *Applied Geography*, 29(3), 435–447. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.10.002>
- Lambin, E. F. (1997). Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 21(3), 375–393.
<https://doi.org/10.1177/030913339702100303>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Legesse, D., Vallet-Coulomb, C., & Gasse, F. (2003). Hydrological response of a catchment to climate and land use changes in Tropical Africa: case study South Central Ethiopia. *Journal of Hydrology*, 275(1), 67–85. [https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/S0022-1694\(03\)00019-2](https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/S0022-1694(03)00019-2)
- Leverí-Amaya, H., & Pascual-Aguilar, J. (2020). *Caracterización hidrológica de la cuenca del río Coello (Departamento del Tolima, Colombia) con el programa Hydro-BID*.
- Lopera Jara, J. F., Céspedes Castañeda, J. J., & García Pérez, J. A. (2016). *Afectaciones socioambientales por la extracción de material de arrastre (Rio Coello 2016)*. Universidad de Cundinamarca - Seccional Girardot.
- Mansour, S., Al-Belushi, M., & Al-Awadhi, T. (2020). Monitoring land use and land cover changes in the mountainous cities of Oman using GIS and CA-Markov modelling techniques. *Land Use Policy*, 91, 104414. <https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/j.landusepol.2019.104414>

- Mather, P., & Tso, B. (2016). *Classification methods for remotely sensed data, second edition*. <https://doi.org/10.1201/b12554>
- Molina Camacho, J. S., & Ávila Ureña, L. F. (2018). *Análisis multitemporal del crecimiento urbano de Ibagué y su relación con el deterioro de las microcuencas urbanas: quebrada Las Panelas-La Balsa y quebrada Hato de la Virgen. (1985-2018)*. Universidad Santo Tomás.
- Moreda, F., Wilhem-Miralles, F., & Muñoz Castillo, R. (2014). *Hydro-BID: Un Sistema Integrado para la Simulación de Impactos del Cambio Climático sobre los Recursos Hídricos*. Ed. Jurídica de Chile. <http://www.econis.eu/PPNSET?PPN=46407827X>
- Nalesso, M., & Emanuel, S. (2018). Step by Step Guide HydroBID Series: Technical Information. In *Banco Interamericano de Desarrollo*.
- Niehoff, D., Fritsch, U., & Bronstert, A. (2002). Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology*, 267(1), 80–93. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00142-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00142-7)
- Nóbrega, R. L. B., Guzha, A. C., Lamparter, G., Amorim, R. S. S., Couto, E. G., Hughes, H. J., Jungkunst, H. F., & Gerold, G. (2018). Impacts of land-use and land-cover change on stream hydrochemistry in the Cerrado and Amazon biomes. *Science of the Total Environment*, 635, 259–274.
- Olave-Solar, C., Santana, A., Butorovic, N., & Acuña, P. (2008). Variabilidad térmica en la región nororiental de la península de Brunswick, Magallanes, Chile, empleando datos Landsat. *Anales Del Instituto de La Patagonia*, 36(2), 5–12.
- Olmedo, M. T. C., Paegelow, M., & Álvarez, D. G. (2015). Mapas de potencial de transición versus mapas de aptitud para modelar el cambio de usos y coberturas del suelo. *Análisis Espacial y Representación Geográfica: Innovación y Aplicación*, 541–550.
- Oti, J. O., Kobo-bah, A. T., & Ofosu, E. (2020). Hydrologic response to climate change in the Densu River Basin in Ghana. *Heliyon*, 6(8), e04722. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04722>
- Overmars, K. P. d., De Koning, G. H. J., & Veldkamp, A. (2003). Spatial autocorrelation in multi-scale land use models. *Ecological Modelling*, 164(2–3), 257–270.
- Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Meaurio, M., Sauvage, S., & Sánchez-Pérez, J. M. (2018). Modelling the impact of climate and land cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Ecological Engineering*, 122, 315–326. <https://doi.org/https://doi.org/crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/j.ecoleng.2018.07.016>
- Rai, P., Mishra, V., & Mohan, K. (2014). Prediction of land use changes based on land change modeler (LCM) using remote sensing: A case study of Muzaffarpur (Bihar), India. *J.Geogr.Inst.Cvijic.*, 60, 2014. <https://doi.org/10.2298/IJGI1401111M>
- Ramachandra, T. V, Aithal, D. B., Shivamurthy, V., Kumar, U., Joshi, niranjan v., & Rao, V. (2013). *Modelling Urban Revolution in Greater Bangalore, India*.
- Reis, S. (2008). Analyzing Land Use/Land Cover Changes Using Remote Sensing and GIS in Rize, North-East Turkey. In *Sensors* (Vol. 8, Issue 10). <https://doi.org/10.3390/s8106188>
- Rimal, B., Zhang, L., Keshtkar, H., Haack, B. N., Rijal, S., & Zhang, P. (2018). Land use/land cover dynamics and modeling of urban land expansion by the integration of cellular automata and markov chain. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7(4), 154.

- Rodríguez Jiménez, R. M., Benito Capa, Á., & Portela Lozano, A. (2004). *Meteorología y Climatología* (2007th ed.). Fundación Española de Ciencia y Tecnología.
- Rogan, J., & Chen, D. (2004). Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*, 61(4), 301–325.
- Rojas Barbosa, S. A. (2019). *Desarrollo y propuesta metodológica para el empleo de los Campos Aleatorios de Markov aplicados a técnicas de clasificación de coberturas en imágenes de la superficie terrestre*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Roy, H. G., Fox, D. M., & Emsellem, K. (2014). Predicting Land Cover Change in a Mediterranean Catchment at Different Time Scales. In B. Murgante, S. Misra, A. M. A. C. Rocha, C. Torre, J. G. Rocha, M. I. Falcão, D. Tanar, B. O. Apduhan, & O. Gervasi (Eds.), *Computational Science and Its Applications – ICCSA 20* (pp. 315–330). Springer International Publishing.
- Sahin, V., & Hall, M. J. (1996). The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology*, 178(1), 293–309. [https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/0022-1694\(95\)02825-0](https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/0022-1694(95)02825-0)
- Sang, L., Zhang, C., Yang, J., Zhu, D., & Yun, W. (2011). Simulation of land use spatial pattern of towns and villages based on CA–Markov model. *Mathematical and Computer Modelling*, 54(3), 938–943. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mcm.2010.11.019>
- Savenije, H. H. G. (2000). Water scarcity indicators; the deception of the numbers. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25(3), 199–204. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(00\)00004-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1464-1909(00)00004-6)
- Sejati, A. W., Buchori, I., & Rudiarto, I. (2019). The spatio-temporal trends of urban growth and surface urban heat islands over two decades in the Semarang Metropolitan Region. *Sustainable Cities and Society*, 46, 101432. <https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/j.scs.2019.101432>
- Shen, L., Li, J., Wheate, R., Yin, J., & Paul, S. (2020). Multi-Layer Perceptron Neural Network and Markov Chain Based Geospatial Analysis of Land Use and Land Cover Change. *Journal of Environmental Informatics Letters*. <https://doi.org/10.3808/jeil.202000023>
- Silva, L. P. e., Xavier, A. P. C., da Silva, R. M., & Santos, C. A. G. (2020). Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00811. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00811>
- Singh, S. K., Mustak, S., Srivastava, P. K., Szabó, S., & Islam, T. (2015). Predicting spatial and decadal LULC changes through cellular automata Markov chain models using earth observation datasets and geo-information. *Environmental Processes*, 2(1), 61–78.
- Singh, S., Bhardwaj, A., & Verma, V. K. (2020). Remote sensing and GIS based analysis of temporal land use/land cover and water quality changes in Harike wetland ecosystem, Punjab, India. *Journal of Environmental Management*, 262, 110355. <https://doi.org/https://doi-org.crai-ustadigital.usantotomas.edu.co/10.1016/j.jenvman.2020.110355>
- Singh, V., Patel, A., Dalwadi, A., Kathota, J., Suthar, J., & Kalubarme, M. (2017). Horticultural Fruit Crop Plantations Mapping using Geo-informatics Technology in Gujarat State, India. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS*, 0(0). <http://technical.cloud-journals.com/index.php/IJARSG/article/view/Tech-709>
- Sohl, T. L., & Claggett, P. R. (2013). Clarity versus complexity: Land-use modeling as a practical tool for decision-makers. *Journal of Environmental Management*, 129, 235–243.

- Steduto, P., Faurès, J. M., Food and Agriculture Organization of the, U. N., Hoogeveen, J., Winpenny, J. T., & Burke, J. J. (2012). *Coping with Water Scarcity: An Action Framework for Agriculture and Food Security*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
<https://books.google.com.co/books?id=3ikwIAEACAAJ>
- Suarez Diaz, Z. C. (2015). *Reconfiguración del territorio rural de Coello-Cócora influenciado por el proyecto minero la Colosa de 2001-2013*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Subedi, P., Subedi, K., & Thapa, B. (2013). Application of a hybrid cellular automaton–Markov (CA-Markov) model in land-use change prediction: a case study of Saddle Creek Drainage Basin, Florida. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 1(6), 126–132.
- Theobald, D. M., & Hobbs, N. T. (1998). Forecasting rural land-use change: a comparison of regression- and spatial transition-based models. *Geographical and Environmental Modelling*, 2(1), 65–82.
<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-0031718678&partnerID=40&md5=dcc6857b19efcc086437faf274b9f03f>
- Tolima, U. del. (2007). Informe técnico final: Plan General de Ordenación Forestal para el Departamento del Tolima. In *CORTOLIMA*.
https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/images/stories/centro_documentos/estudios/tomo_01.pdf
- Verburg, P. H. (2006). Simulating feedbacks in land use and land cover change models. *Landscape Ecology*, 21(8), 1171–1183. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0029-4>
- Wang, J., & Maduako, I. N. (2018). Spatio-temporal urban growth dynamics of Lagos Metropolitan Region of Nigeria based on Hybrid methods for LULC modeling and prediction. *Null*, 51(1), 251–265.
<https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1419831>
- Wang, X., Piao, S., Ciais, P., Li, J., Friedlingstein, P., Koven, C., & Chen, A. (2011). Spring temperature change and its implication in the change of vegetation growth in North America from 1982 to 2006. *Proc Natl Acad Sci USA*, 108(4), 1240. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014425108>
- Wen, Z., Wu, S., Chen, J., & Lü, M. (2017). NDVI indicated long-term interannual changes in vegetation activities and their responses to climatic and anthropogenic factors in the Three Gorges Reservoir Region, China. *Science of The Total Environment*, 574, 947–959.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.049>
- World, B. (2011). *Reducing Inequality for Shared Growth in China : Strategy and Policy Options for Guangdong Province* (the U. N. FAO of (ed.)). World Bank.
- Wulder, M. A., Hermosilla, T., Stinson, G., Gougeon, F. A., White, J. C., Hill, D. A., & Smiley, B. P. (2020). Satellite-based time series land cover and change information to map forest area consistent with national and international reporting requirements. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(3), 331–343. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa006>
- Yang, X., Zheng, X.-Q., & Lv, L.-N. (2012). A spatiotemporal model of land use change based on ant colony optimization, Markov chain and cellular automata. *Ecological Modelling*, 233, 11–19.
- Ye, Y., Zhang, H., Liu, K., & Wu, Q. (2013). Research on the influence of site factors on the expansion of construction land in the Pearl River Delta, China: By using GIS and remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21, 366–373.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.10.012>
- Yepes, F. (2015). Ganadería y transformación de ecosistemas: un análisis ambiental de la política de apropiación territorial. In *Universidad Nacional de Colombia*.

<https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/52463/9587010760.capitulo3.pdf?sequence=8&isAlloved=y>

- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2000WR900325>
- Zhou, Y., Zhang, L., Fensholt, R., Wang, K., Vitkovskaya, I., & Tian, F. (2015). Climate Contributions to Vegetation Variations in Central Asian Drylands: Pre- and Post-USSR Collapse. In *Remote Sensing* (Vol. 7, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/rs70302449>
- Zhu, Z., Wulder, M. A., Roy, D. P., Woodcock, C. E., Hansen, M. C., Radeloff, V. C., Healey, S. P., Schaaf, C., Hostert, P., Strobl, P., Pekel, J.-F., Lymburner, L., Pahlevan, N., & Scambos, T. A. (2019). Benefits of the free and open Landsat data policy. *Remote Sensing of Environment*, 224, 382–385.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.016>