



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

**Análisis del impacto del crecimiento de las
megaciudades sobre el ciclo hidrológico
bajo escenarios de cambio climático.
Aplicación a la cuenca del río Bogotá
(Colombia)**

Tesis doctoral

Claudia Patricia Romero Hernández

Directores

Dr. Félix Francés García

Dr. Sergio Salazar Galán

Valencia, noviembre de 2022

A Elisa, por ser mi mayor motivación en la vida. Por estar siempre a mi lado y darme su apoyo incondicional, por tantas horas que hemos sacrificado durante estos años, que espero compensar con creces.

Sabe esperar, aguarda que la marea fluya
—así en la costa un barco— sin que el partir te inquiete.
Todo el que aguarda sabe que la victoria es suya;
porque la vida es larga y el arte es un juguete.
Y si la vida es corta
y no llega la mar a tu galera,
aguarda sin partir y siempre espera,
que el arte es largo y, además, no importa.

Antonio Machado

Resumen

Actualmente, el 54% de la población mundial vive en ciudades y se espera que en 2050 este porcentaje aumente al 68% (UNDESA, 2019). Una parte importante de esta población urbana se concentra en megaciudades, definidas como áreas urbanas con más de 10 millones de habitantes. En América Latina, las principales megaciudades son Sao Paulo y Ciudad de México, con más de 20 millones de habitantes en cada una. Buenos Aires, Río de Janeiro, Lima y Bogotá son megaciudades aún en desarrollo (Cepal, 2013).

La presente tesis doctoral tiene como objetivo identificar y analizar los impactos que la dinámica de crecimiento urbano de una megaciudad induce sobre el comportamiento de las componentes del ciclo hidrológico. La investigación desarrollada incorpora el efecto del cambio climático de forma conjunta con el efecto del cambio de uso de suelo urbano. Para ello, se ha planteado una metodología de agregación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas que se ha aplicado a la megaciudad de Bogotá, utilizando el modelo hidrológico TETIS y el modelo de cambios de uso de suelo LCM, bajo los escenarios oficiales de cambio climático vigentes en Colombia.

Los resultados obtenidos muestran que el análisis conjunto de cambio de uso de suelo y cambio climático proporciona herramientas valiosas para comprender el comportamiento hidrológico de la cuenca en la que se sitúan las megaciudades y predecir su evolución futura. En el caso de la megaciudad de Bogotá se ha observado que el mayor efecto en las componentes del ciclo hidrológico se produce por el cambio de usos de suelo, el cual se ve incrementado por las acciones inducidas por el cambio climático. La utilización de modelos numéricos que consideren todos estos aspectos es de especial relevancia a la hora de definir los planes, políticas y programas de desarrollo en entornos densamente urbanizados.

Resum

Actualment, el 54% de la població mundial viu a ciutats i s'espera que el 2050 aquest percentatge augmenti al 68% (UNDESA, 2019). Una part important d'aquesta població urbana es concentra en megaciutats, definides com a àrees urbanes amb més de 10 milions d'habitants. A Amèrica Llatina, les principals megaciutats són Sao Paulo i Ciutat de Mèxic, amb més de 20 milions d'habitants a cadascuna. Buenos Aires, Rio de Janeiro, Lima i Bogotá són megaciutats encara en desenvolupament (Cepal, 2013).

Aquesta tesi doctoral té com a objectiu identificar i analitzar els impactes que la dinàmica de creixement urbà d'una megaciutat indueix sobre el comportament dels components del cicle hidrològic. La investigació desenvolupada incorpora l'efecte del canvi climàtic de forma conjunta amb l'efecte del canvi d'ús de sòl urbà. Per això, s'ha plantejat una metodologia d'agregació de paràmetres hidrològics en superfícies urbanes que s'ha aplicat a la megaciutat de Bogotá, utilitzant el model hidrològic TETIS i el model de canvis d'ús de sòl LCM, sota els escenaris oficials de canvi climàtic vigents a Colòmbia.

Els resultats obtinguts mostren que l'anàlisi conjunta de canvi d'ús de sòl i canvi climàtic proporciona eines valuoses per comprendre el comportament hidrològic de la conca on se situen les megaciutats i predirne l'evolució futura. En el cas de la megaciutat de Bogotá s'ha observat que l'efecte més gran en les components del cicle hidrològic es produeix pel canvi d'usos de sòl, el qual es veu incrementat per les accions induïdes pel canvi climàtic. La utilització de models numèrics que considerin tots aquests aspectes és especialment rellevant a l'hora de definir els plans, polítiques i programes de desenvolupament en entorns densament urbanitzats.

Abstract

Currently 54% of the world population lives in cities and it is expected that by 2050 this percentage will increase to 68% (UNDESA, 2019). An important part of this urban population is concentrated in megacities, defined as urban areas with more than 10 million inhabitants. In Latin America, the main megacities are Sao Paulo and Mexico City, with more than 20 million inhabitants. Buenos Aires, Rio de Janeiro, Lima and Bogotá are megacities still in development (Cepal, 2013).

This doctoral thesis aims to identify and analyse the impacts that the dynamics of urban growth of a megacity induce on the behaviour of the hydrological cycle components. The research carried out incorporates the effect of climate change together with the effect of urban land use change. To do this, a methodology for aggregating hydrological parameters in urban areas has been proposed. This methodology has been applied to the megacity of Bogotá, using the TETIS hydrological model and the LCM land use change model, under the official climate change scenarios in force in Colombia.

Results obtained show that the joint analysis of land use change and climate change provides valuable tools to understand the hydrological behaviour of the basin in which the megacities are located and predict their future evolution. In the case of the megacity of Bogotá, it has been observed that the greatest effect on the components of the hydrological cycle is produced by the land use change, which is increased by the actions induced by climate change. The use of numerical models that consider all these aspects is of special relevance when defining development plans, policies and programs in densely urbanized environments.

Agradecimientos

A Dios, por guiar mi camino y darme la fortaleza para seguir cumpliendo mis sueños.

A mis directores de tesis, el Dr. Félix Francés y el Dr. Sergio Salazar Galán, por el tiempo y esfuerzo dedicado, por transmitirme sus conocimientos y por ayudarme a crecer como investigadora.

A mis compañeros del Grupo de Investigación de Modelación Departamento de Hidrológica y Ambiental (GIMHA), Ricardo Bocanegra, Alicia García, Shantosa Yudha Siswanto, Jonathan Celeita y José Gomis por sus aportaciones a mi trabajo y por su amistad.

A los profesores Daniel Pabón, Manuel Moreno y Eduardo Cassiraga; a mis amigos Julio Suarez, Juana Camacho, Celine Dondeynaz, Nohora Montes, y a mi hermano Rubén Darío, porque sus contribuciones y su gran experiencia profesional han permitido que este trabajo sea mejor.

A Javier y Elena, por ser mi principal apoyo en este país, por su amistad y compañerismo, por animarme y estar siempre ahí, sobre todo en los momentos más difíciles.

A las demás personas maravillosas que he conocido aquí, que me han brindado su amistad sincera, y se han convertido en mi segunda familia.

A mi esposo Alfonso, mi hija Elisa, mis padres y hermanos por su paciencia, su apoyo moral y amor incondicional.

Finalmente, a todas las personas que, aunque no estén mencionadas aquí, han sido mi guía y mi motivación para aprender y superarme cada día.

Índice

1.	Introducción y objetivos	1
1.1.	Introducción.....	1
1.2.	Objetivos y estructura de la tesis	3
2.	Estado del arte	7
2.1.	Las megaciudades y su impacto en los recursos naturales	7
2.2.	Métodos de agregación y desagregación de información espacial aplicables a la generación de cartografía ambiental	10
2.2.1.	Métodos de agregación.....	14
2.2.2.	Métodos de desagregación	18
2.3.	Modelos hidrológicos	22
2.4.	Modelos de análisis y predicción de cambio de usos de suelo	25
2.5.	Modelos de cambio climático.....	28
2.5.1.	Modelos climáticos globales	29
2.5.2.	Escenarios de cambio climático para Colombia.....	32
2.5.3.	Escenarios de cambio climático para la Sabana de Bogotá.....	36

3.	Descripción general de la cuenca del río Bogotá.....	39
3.1.	Introducción.....	39
3.2.	Descripción del área de estudio	40
3.2.1.	La cuenca del río Bogotá.....	40
3.2.2.	Cuenca urbana: la subcuenca del río Fucha	46
3.2.3.	Características de la megaciudad de Bogotá	47
3.3.	Datos disponibles y generación de cartografía específica	49
4.	Propuesta metodológica para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas	61
4.1.	Introducción.....	61
4.2.	Metodologías de agregación de información espacial	64
4.2.1.	Método de agregación M ₁ : agregación de zonas urbanas incluyendo superficies verdes	66
4.2.2.	Método de agregación M ₂ : vecino más cercano.....	67
4.2.3.	Método de agregación M ₃ : media ponderada.....	69
4.3.	Metodologías de desagregación de la información espacial.....	70
4.4.	Selección del método de agregación de parámetros para la modelación hidrológica de la cuenca urbana	73
4.4.1.	Estimación de parámetros a escala detallada (S ₁)	74
4.4.1.1.	Parámetros derivados del Modelo Digital de Elevación (MDE).....	74
4.4.1.2.	Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración.....	81
4.4.1.3.	Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo	83
4.4.1.4.	Parámetros de propagación de la escorrentía	95
4.4.2.	Resultados de la modelación hidrológica a escala detallada (S ₁).....	95
4.4.3.	Estimación de parámetros agregados	97
4.4.3.1.	Parámetros derivados del Modelo Digital de Elevación (MDE).....	98
4.4.3.2.	Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración.....	104

4.4.3.3. Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo.....	111
4.4.4. Comparación de los resultados de la modelación hidrológica a escala gruesa (S_2) para los tres métodos de agregación.	119
5. Calibración y validación del modelo hidrológico de la cuenca del río Bogotá	125
5.1. Introducción.....	125
5.2. Estimación de parámetros hidrológicos.....	126
5.2.1. Parámetros derivados del Modelo Digital de Elevación (MDE).....	127
5.2.2. Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración.....	133
5.2.3. Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo.....	135
5.2.4. Parámetros de propagación de la escorrentía	143
5.3. Validación del modelo.....	147
5.3.1. Validación temporal	147
5.3.2. Validación espacial	148
6. Análisis del cambio de uso del suelo en la cuenca del río Bogotá	151
6.1. Introducción.....	151
6.2. Materiales y Métodos	153
6.2.1. Datos disponibles	153
6.2.2. Estandarización cartográfica	154
6.2.3. Aplicación de Land Change Modeler a la cuenca del río Bogotá	157
6.2.3.1. Rendimiento del modelo LULC.....	157
6.2.3.2. Desarrollo de submodelos dedicados a transiciones LULC hacia áreas artificiales.....	161
6.2.4. Análisis de la dinámica histórica de LULC desde 1985.....	162
6.2.4.1. Análisis de la degradación y fragmentación de los bosques.	163
6.2.5. Dinámica de usos de suelos y escenarios futuros.....	170
6.3. Resultados y discusión.....	176

7.	Modelación hidrológica bajo escenarios de cambios de uso de suelo urbano	181
7.1.	Introducción.....	181
7.2.	Estimación de parámetros hidrológicos.....	183
7.2.1.	Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración.....	184
7.2.2.	Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo.....	187
7.3.	Resultados y discusión.....	191
8.	Modelación hidrológica bajo escenarios de cambio climático	195
8.1.	Introducción.....	195
8.2.	Evolución temporal de las variables climatológicas en los modelos de cambio climático.....	197
8.2.1.	Temperatura	197
8.2.2.	Evapotranspiración ET_0	199
8.2.3.	Precipitación.....	202
8.3.	Resultados de la modelación hidrológica	206
8.4.	Efectos en el régimen de crecidas.....	208
9.	Modelación hidrológica bajo escenarios conjuntos de cambios de uso de suelo urbano y cambio climático	215
9.1.	Introducción.....	215
9.2.	Resultados de la modelación hidrológica	216
9.2.1.	Trayectoria RCP 4.5. Discusión de resultados.....	218
9.2.2.	Trayectoria RCP 8.5. Discusión de resultados.....	219
9.3.	Efectos en el régimen de crecidas.....	222
10.	Resumen y conclusiones.....	227
11.	Líneas de futura investigación	237
	Referencias.....	241

Índice de figuras

Figura 2-1. Concepto de resolución, extensión y cobertura	12
Figura 2-2. Operaciones básicas de cambio de escala	13
Figura 2-3. Principales clases y métodos de agregación	14
Figura 2-4. Agregación de variables de entrada o parámetros del modelo	15
Figura 2-5. Agregación de variables de entrada o parámetros representativos	16
Figura 2-6. Agregación del modelo y sus parámetros de entrada	17
Figura 2-7. Agregación del modelo y sus parámetros de entrada cuando el modelo en S_2 no se puede derivar analíticamente.....	18
Figura 2-8. Principio de reducción de escala (determinista).....	19
Figura 2-9. Principio de reducción de escala (estocástica)	20
Figura 2-10. Esquema de árbol de decisión para los tres métodos de reducción de escala	21
Figura 2-11. Esquema de tanques modelos hidrológico distribuido TETIS	23
Figura 2-12. Precipitación media total anual	33
Figura 2-13. Distribución espacial de la precipitación en el departamento de Cundinamarca (1976-2005); escenarios de precipitación para (2070-2100); diferencias en % entre periodo (1976-2005) y (2070-2100).....	37
Figura 2-14. Distribución espacial de la temperatura en el departamento de Cundinamarca (1976-2005); escenarios de temperatura para (2070-2100); diferencias en % entre periodo (1976-2005) y (2070-2100).....	37
Figura 3-1. Cuenca del río Bogotá – Colombia	41
Figura 3-2. Localización microcuenca del río Fucha.....	46
Figura 3-3. Río Fucha a su paso por Bogotá.....	47
Figura 3-4. Megaciudad de Bogotá.....	48
Figura 3-5. Esquemas de crecimiento urbano de la Megaciudad de Bogotá - EPSG:32618	49
Figura 3-6. Localización de las estaciones hidrometeorológicas - EPSG:32618	50
Figura 3-7. Precipitación total anual	51

Figura 3-8. Temperatura media anual	52
Figura 3-9. Uso de suelo y coberturas vegetales correspondiente a 2014 – (EPSG:32618)	53
Figura 3-10. Mapa edafológico de cuenca del río Bogotá 2014 – datos IGAC - EPSG:32618	54
Figura 3-11. Izquierda MDE 90 metros; Derecha MDE 5 metros. - EPSG:32618	55
Figura 3-12. Superficies urbanas interpretadas partir de imágenes de satélite RapidEye – (EPSG:32618).....	57
Figura 3-13. Unidades litológicas en cuenca río Bogotá	58
Figura 3-14. Hidrogeología (CAR-2018).....	59
Figura 4-1. Proceso de agregación de parámetros para la modelación hidrológica	65
Figura 4-2. Esquema de agregación M_1	67
Figura 4-3. Esquema de agregación M_2	69
Figura 4-4. Esquema agregación M_3 (media ponderada).	70
Figura 4-5. Esquema método de desagregación.	72
Figura 4-6. Modelo digital de elevación de la cuenca del río Fucha (tamaño de celda 5 metros).....	76
Figura 4-7. Celdas acumuladas	77
Figura 4-8. Direcciones de flujo de acuerdo con codificación de Greenlee (1987)	78
Figura 4-9. Pendientes en porcentaje (m/m)	79
Figura 4-10. Velocidad de flujo en ladera.....	80
Figura 4-11. Usos de suelo y cobertura vegetal	81
Figura 4-12. Abstracciones iniciales.....	85
Figura 4-13. Capacidad máxima de almacenamiento estático H_u (mm).	87
Figura 4-14. Superficies urbanas impermeables (reclasificación por cobertura vegetal)	89
Figura 4-15. Conductividad hidráulica saturada vertical del suelo o capacidad de infiltración (K_s) ajustado en zonas urbanas	91
Figura 4-16. Conductividad hidráulica saturada horizontal del suelo (K_{ss}) ajustado en zonas urbanas.....	92

Figura 4-17. Capacidad de percolación saturada del sustrato (K_p)	93
Figura 4-18. Conductividad hidráulica saturada del acuífero (K_{sa}).....	94
Figura 4-19. Caudales simulados y precipitación histórica. Río Fucha.	96
Figura 4-20. Modelo digital de elevación. Cuenca Fucha (100 m).....	99
Figura 4-21. Dirección de flujo. Cuenca Fucha (100 m).....	100
Figura 4-22. Celdas acumuladas en cuenca Fucha (100 m)	101
Figura 4-23. Pendientes (m/m) en cuenca Fucha (100 m)	102
Figura 4-24. Velocidad de Pendiente en ladera. Cuenca Fucha (100 m)	103
Figura 4-25. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) Agregado (M_1) Cuenca Fucha (100 m)	105
Figura 4-26. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) Agregado vecino más cercano (M_2) cuenca Fucha (100m).....	107
Figura 4-27. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) Agregado media ponderada (M_3) cuenca Fucha (100 m).....	109
Figura 4-28. Almacenamiento estático H_u Agregado (M_1) cuenca Fucha (100 m).....	111
Figura 4-29. Almacenamiento estático H_u Agregado (M_2) cuenca Fucha (100 m).....	112
Figura 4-30. Almacenamiento estático H_u Agregado (M_3) cuenca Fucha (100 m).....	113
Figura 4-31. Transecto sobre superficie urbana (arriba). Valores de H_u para los tres métodos de agregación (abajo)	115
Figura 4-32. Transecto sobre superficie urbana (arriba). Valores de K_s para los tres métodos de agregación (abajo)	117
Figura 4-33. Transecto sobre superficie urbana (arriba). Valores de K_{ss} para los tres métodos de agregación (abajo)	118
Figura 4-34. Calibración en estación sintética simulada del río Fucha. Modelo M_1 ...	121
Figura 4-35. Calibración en estación sintética simulada del río Fucha. Modelo M_2 ...	122
Figura 4-36. Calibración en estación sintética simulada del río Fucha. Modelo M_3 ...	122
Figura 5-1. Modelo digital elevación celda 100 x 100 metros	128
Figura 5-2. Pendientes.....	129
Figura 5-3. Dirección de flujos	130

Figura 5-4. Celdas acumuladas	131
Figura 5-5. Velocidades en ladera.....	132
Figura 5-6. Usos de suelo y cobertura LULC 2014	134
Figura 5-7. Capacidad máxima de almacenamiento estático (mm) H_u	137
Figura 5-8. Capacidad de infiltración (K_s) ajustado en zonas urbanas.....	139
Figura 5-9. Conductividad hidráulica para el interflujo (K_{ss})	140
Figura 5-10. Capacidad de percolación del substrato (K_p).....	141
Figura 5-11. Conductividad hidráulica saturada del acuífero (K_{sa}).....	142
Figura 5-12. Localización estaciones de aforo.....	144
Figura 5-13. Calibración en estación de aforos 2120920 del río Bogotá	146
Figura 5-14. Validación en estación de aforos 2120920 (marzo-2006 a marzo 2011)	148
Figura 5-15. Validación espacial en estación de aforos 2120715	149
Figura 6-1. Mapas históricos finales de LULC para la cuenca del río Bogotá utilizando la clasificación CORINE Land Cover nivel 2	156
Figura 6-2. Comparación celda a celda de usos urbanos en el mapa previsto y el mapa observado para 2014.....	158
Figura 6-3. Fragmentación forestal en la cuenca del río Bogotá.....	165
Figura 6-4. Área reasignada del bosque (cat 3.1) a áreas agrícolas (todos las cat 2) de 1985 a 2014.	166
Figura 6-5. Usos artificiales en la cuenca	169
Figura 6-6. Evolución de los usos urbanos en la cuenca del río Bogotá.....	173
Figura 6-7. Evolución de los usos forestales, matorrales / herbáceos y espacios abiertos en la cuenca del río Bogotá.....	175
Figura 7-1. Usos de suelo y cobertura LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 .	185
Figura 7-2. Mapa de usos de suelo y cobertura LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985	185
Figura 7-3. Usos de suelo y cobertura LULC 2014 y usos de suelo urbano en 2050 .	186
Figura 7-4. Mapa de usos de suelo y cobertura LULC 2014 y usos de suelo urbano en 2050	186

Figura 7-5. Almacenamiento estático (H_u) con LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 (arriba) y 2050 (abajo).....	188
Figura 7-6. Capacidad de infiltración (K_s) con LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 (arriba) y 2050 (abajo).....	189
Figura 7-7. Capacidad de infiltración (K_{ss}) con LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 (arriba) y 2050 (abajo).....	190
Figura 8-1. Series de temperatura máxima y mínima del aire.....	198
Figura 8-2. Diferencia en la temperatura media mensual máxima y mínima, de datos observados para el clima presente	199
Figura 8-3. Series de evapotranspiración.....	200
Figura 8-4. Diferencia en la evapotranspiración	201
Figura 8-5. Series de precipitación.....	203
Figura 8-6. Medias móviles a 0 años de la precipitación,	204
Figura 8-7. Diferencias en la precipitación media mensual entre los valores de precipitación	205
Figura 8-8. Variación de flujos con respecto del periodo de control para las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5	208
Figura 8-9. Función de distribución Log Pearson III ajustada al período de control (1981-2005).....	210
Figura 8-10. Variación en los regímenes de crecidas bajo la trayectoria RCP 4.5 y 8.5 entre los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, y el período de control (1981-2005).	212
Figura 8-11. Comparación de regímenes de crecidas con LULC 2014 ajustado a la función Log-Pearson III bajo la trayectoria RCP 4.5	213
Figura 8-12. Comparación de regímenes de crecidas con LULC 2014 ajustado a la función Log-Pearson III bajo la trayectoria RCP 8.5	213
Figura 9-1. Variación de flujos con respecto del periodo de control bajo la trayectoria RCP 4.5.....	221
Figura 9-2. Variación de flujos con respecto del periodo de control bajo la trayectoria RCP 8.5.....	221

Figura 9-3. Comparación de incremento en el régimen de crecidas con cambio climático y cambios de usos del suelo urbano respecto del periodo de control para la trayectoria RCP 4.5	224
Figura 9-4. Comparación de incremento en el régimen de crecidas con cambio climático y cambios de usos del suelo urbano respecto del periodo de control para la trayectoria RCP 8.5	225
Figura 9-5. Trayectoria RCP 4.5. Comparación de regímenes de crecidas.....	226
Figura 9-6. Trayectoria RCP 8.5. Comparación de regímenes de crecidas.....	226

Índice de tablas

Tabla 2-1. Trayectorias de forzamiento radiactivo.	36
Tabla 3-1. Red de estaciones hidrometeorológicas (WGS 84 / UTM zona 18N - EPSG:32618).....	45
Tabla 4-1. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS	82
Tabla 4-2. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana..	82
Tabla 4-3. Resumen de las categorías y valores utilizados para la consideración de la intercepción y el almacenamiento por rugosidad del suelo	84
Tabla 4-4. Coeficientes y exponentes de las relaciones de geometría hidráulica.....	95
Tabla 4-5. Resultados de la simulación hidrológica de la cuenca urbana a escala de detalle S ₁	97
Tabla 4-6. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS (M ₁).	106
Tabla 4-7. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana (M ₁).	106
Tabla 4-8. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS (M ₂)	108
Tabla 4-9. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana (M ₂)	108
Tabla 4-10. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS (M ₃)	110
Tabla 4-11. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana (M ₃)	110
Tabla 4-12. Factores correctores para los tres modelos agregados	120
Tabla 4-13. Métricas de desempeño para los tres modelos.....	120
Tabla 4-14. Comparación de flujos y error absoluto respecto de la referencia	123
Tabla 5-1. Reclasificación del mapa de LULC 2014 de la cuenca del río Bogotá para su consideración en TETIS	133
Tabla 5-2. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Río Bogotá	135

Tabla 5-3. Resumen de las categorías y valores de profundidad máxima efectiva de las raíces.....	137
Tabla 5-4. Factores correctores para el Modelo estación 2120920	145
Tabla 5-5. Métricas de desempeño. Modelo estación 2120920.	146
Tabla 5-6. Métricas de desempeño. Modelo estación 2120920	147
Tabla 5-7. Métricas de desempeño. Modelo estación 2120715	149
Tabla 6-1. Resultados de la validación de LCM en el año 2014 agregados en categorías LULC.....	160
Tabla 6-2. Resultados de la validación de LCM en el año 2014 agregados en categorías LULC.....	162
Tabla 6-3. Cambios históricos de LULC entre el mapa final (2014) y los mapas anteriores (1985 y 2005) de la Cuenca del Río Bogotá (áreas en las categorías km ²) ...	164
Tabla 6-4. Predicciones de los LULC para los escenarios 2030 y 2050 con la herramienta LCM y comparación con el año inicial 2012.....	171
Tabla 7-1. Flujos y porcentaje de flujos - respecto de la precipitación en (mm/año) .	191
Tabla 8-1. Flujos en (mm/año) y diferencias en % entre los tres períodos respecto del P.C para las dos trayectorias RCP con LULC 2014.	207
Tabla 8-2. Cuantiles de crecidas y los porcentajes entre 5 y 100 años para las dos trayectorias futuras del cambio climático en los tres períodos	211
Tabla 9-1. Comparación de flujos con escenarios de cambio climático y cambios de usos de suelo urbano agrupado en tres periodos (2011-2040; 2041-2070 y 2071-2100) para las trayectorias RCP 4.5 y 8.5 con LULC 2014 y LULC 2050	217
Tabla 9-2. Trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5. Comparación de regímenes de crecidas utilizando LULC 2050 y LULC 2014.	223

1. Introducción y objetivos

1.1. Introducción

En las últimas décadas el proceso de urbanización se ha acelerado en todo el mundo. Como resultado de este proceso, han surgido grandes superficies urbanas que actualmente albergan a más de la mitad de la población mundial. En el futuro próximo se espera que este proceso continúe hasta que en 2030 se concentre en las ciudades el 60% de la población (United Nations, 2018). Por otra parte, los cambios significativos del uso del suelo (*Land Use/Land Cover* - LULC), están creando problemas ambientales, sociales y económicos. Los recursos hídricos soportan una permanente presión debido a los cambios en el clima y en el uso de suelo, derivados principalmente de la demanda de recursos naturales asociada al rápido crecimiento de la población. Este fenómeno ha hecho que estos recursos sean cada vez más vulnerables y que la presión a la que están sometidos afecte a la sostenibilidad ambiental del territorio, generando un impacto en los procesos hidrológicos dentro de la cuenca a través de las alteraciones de las componentes del balance hídrico (Chanapathi y Thatikonda, 2020; Yin *et al.*, 2017). De este modo, la evaluación de las alteraciones en los procesos hidrológicos resulta fundamental para la planificación y la gestión de los recursos naturales en un territorio (Pattison y Lane, 2012). Gestionar adecuadamente los recursos demandados y los riesgos ambientales que

conlleva la concentración de grandes poblaciones, bienes y servicios en las megaciudades supone un desafío importante para los gestores del territorio (Lossouarn *et al.*, 2017).

Los cambios en el uso y cobertura del suelo (LULC), atribuidos principalmente a actividades antrópicas, se ha convertido en una problemática común en los países en vías de desarrollo, cuyas economías dependen principalmente de la agricultura (Fufa Tufa *et al.*, 2014). Los procesos de crecimiento de la población asociados a la urbanización, junto con las alteraciones del clima, impactan los procesos hidrológicos y climáticos que afectan la disponibilidad de los recursos hídricos. Estos fenómenos actualmente son objeto de estudio desde diversos enfoques, entre los que destacan los impactos que estos fenómenos globales tienen sobre los recursos naturales, los ecosistemas, el suelo y el agua. Los efectos más estudiados se relacionan con la pérdida de la evapotranspiración y de infiltración, la disminución en la recarga de los acuíferos y el incremento en la escorrentía superficial (Gashaw *et al.*, 2018; Siswanto, 2020; Weng, 2001; Zabaleta *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, s.f.). Estas alteraciones, causadas principalmente por la impermeabilización del suelo, en algunos casos suelen estar relacionadas con el aumento de la frecuencia de ocurrencia de inundaciones y sequías (Marhaento *et al.*, 2018; Anand *et al.*, 2018; Chanapathi y Thatikonda, 2020; Gashaw *et al.*, 2018; Liu y Shi, 2017).

Los modelos ayudan a explicar fenómenos ambientales en entornos en donde las observaciones directas son limitadas o no están disponibles. La implementación de modelos y el análisis de sus resultados son herramientas útiles para el desarrollo de planes y políticas de gestión en el territorio. En la literatura científica existen varios modelos disponibles para analizar la dinámica del cambio en los usos del suelo. De entre los más utilizados, se pueden mencionar CLUE-S (Zhou *et al.*, 2016), CA_Markov (Poska *et al.*, 2008) y LCM (Leta *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2020). Estos modelos de análisis de cambio de usos de suelo generalmente se combinan con los modelos hidrológicos para evaluar y analizar los cambios en la hidrología. En la presente tesis doctoral se han utilizado conjuntamente el modelo LCM, para el analizar la dinámica del cambio en los usos del suelo, con especial énfasis en los cambios de usos urbanos y los escenarios futuros, y el modelo hidrológico distribuido TETIS, para evaluar los impactos del cambio de uso de suelo en la hidrología en la cuenca del río Bogotá (Colombia). El modelo hidrológico distribuido TETIS se ha usado ampliamente en estudios anteriores para evaluar los impactos del cambio de los usos de suelo en la hidrología (Barrientos *et al.*, 2020; Fang y Fan, 2021; Siswanto y Francés, 2019).

Los cambios en los parámetros climáticos, como la temperatura y la precipitación, alteran los caudales del río y por ende la disponibilidad y suministro del agua a nivel regional y local. Según el estudio para la inclusión del cambio climático en los planes de

ordenamiento territorial realizado por la corporación autónoma regional de Cundinamarca (CAR), las principales anomalías climáticas en la sabana de Bogotá están asociadas con los fenómenos de El Niño y de La Niña, lo que ocasiona años anormalmente lluviosos y años anormalmente secos, con temperaturas más altas (CAR, 2018). En la cuenca del río Bogotá se prevé que la temperatura podría aumentar en 1,58 °C para el escenario RCP 4.5, y hasta 4,32 °C en el escenario más pesimista RCP 8.5. Con respecto a la precipitación, según el tercer informe nacional de cambio climático para Colombia (IDEAM *et al.*, 2015) se esperan incrementos de entre el 10% y el 30%.

La mayoría de los estudios se centran en los impactos del cambio climático o del LULC en la hidrología y su régimen de crecidas. Sin embargo, actualmente algunos estudios evalúan los impactos considerando los efectos tanto del LULC como del cambio climático de forma conjunta (Fang y Fan, 2021; Lamichhane y Shakya, 2019). Son aún escasos los estudios que incluyen en sus análisis los escenarios futuros de LULC, junto con los escenarios de cambio climático (Siswanto y Francés, 2019). En este sentido, el objetivo de esta tesis doctoral es identificar y analizar los impactos que la dinámica de crecimiento urbano de una gran ciudad induce sobre el comportamiento de las componentes del ciclo hidrológico y sobre su régimen de crecidas. En la presente tesis se desarrolla un análisis conjunto de los efectos del cambio climático y el cambio de uso de suelo urbano en la cuenca del río Bogotá.

Teniendo en cuenta que el escenario más realista es aquel en el que ambos cambios ocurren simultáneamente, en esta tesis doctoral, se han analizado escenarios futuros de LULC urbano a 2050 y se han evaluado juntamente con las previsiones contempladas por las dos trayectorias de cambio climático RCP 4.5 y 8.5. Los principales resultados del análisis de los impactos conjuntos en el ciclo hidrológico de la cuenca del río Bogotá muestran que el crecimiento de la superficie urbana supone alterar las componentes del balance, afectando principalmente a la infiltración y suponiendo un incremento de la escorrentía, tal cual era de esperar. Estas alteraciones se ven aún más intensificadas cuando se analizan en conjunto con los escenarios de cambio climático

1.2. Objetivos y estructura de la tesis

A la vista de la problemática expuesta, el objetivo general de esta tesis es identificar y analizar los impactos que la dinámica de crecimiento urbano de una gran ciudad induce sobre el comportamiento de las componentes del ciclo hidrológico y sobre su régimen de crecidas. Se pretende que este análisis incorpore, además, el efecto del cambio climático de forma conjunta con el efecto del cambio de uso de suelo urbano.

Para ello, se planteará una metodología de agregación de información que permitirá adaptar la información disponible a distintas escalas para su incorporación en la estimación de los parámetros hidrológicos de la cuenca analizada.

Como aplicación práctica de la metodología propuesta se plantea el estudio del comportamiento de la cuenca del río Bogotá mediante el modelo hidrológico distribuido TETIS, juntamente con el modelo de cambio de suelo LCM y los escenarios oficiales de cambio climático vigentes en Colombia.

Este objetivo general se desarrollará a través de los siguientes objetivos específicos:

- Objetivo 1.- Realizar un estado del arte sobre los métodos de cambio de escala aplicables a la generación de cartografía ambiental, los modelos de análisis y predicción de cambio de uso de suelo y los modelos de cambio climático.
- Objetivo 2.- Plantear una propuesta metodológica para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas para su consideración en la modelación hidrológica a escala de cuenca.
- Objetivo 3.- Aplicar la metodología propuesta para implementar modelos hidrológicos distribuidos y analizar la evolución de usos del suelo en la cuenca del río Bogotá.
- Objetivo 4.- Predecir y analizar el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá, bajo escenarios de cambio de uso de suelo.
- Objetivo 5.- Predecir y analizar el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá, bajo escenarios de cambio climático y escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo y cambio climático.

Para desarrollar los objetivos anteriores el presente documento se estructura del siguiente modo:

- En el capítulo 1 se introduce el problema a abordar, se presenta el objetivo general y los objetivos específicos y se describe la estructura de la tesis doctoral.
- En el capítulo 2 se presenta el estado del arte. Se describen los distintos métodos de cambio de escala comúnmente utilizados en la modelación de procesos ambientales. Se identifican los modelos de análisis y predicción de cambios de uso de suelo y finalmente, se describen los modelos de cambio climático a escala global y se identifican los escenarios aplicables a Colombia y a la cuenca del río Bogotá.
- En el capítulo 3 se describe la cuenca del río Bogotá y la microcuenca urbana del río Fucha y se presentan los datos usados para su modelación hidrológica

posterior, así como las características de los datos utilizados en la modelación del cambio de uso de suelo.

- En el capítulo 4 se desarrolla la propuesta metodológica para realizar el cambio de escala de los parámetros hidrológicos en superficies urbanas distinguiendo entre los métodos de agregación y desagregación de parámetros y se justifica el método de agregación de parámetros finalmente seleccionado para la posterior modelación hidrológica de la cuenca.
- En el capítulo 5 se describe en detalle los procesos de calibración y validación del modelo hidrológico de la cuenca del río Bogotá, usando el mejor método de agregación de parámetros en superficies urbanas seleccionado en el capítulo anterior.
- En el capítulo 6 se presenta el análisis del cambio de uso de suelo en la cuenca del río Bogotá realizado con el modelo LCM, a partir del análisis histórico de los usos del suelo y cobertura (LULC) y se generan los escenarios de cambio de uso de suelo futuro para la cuenca.
- En el capítulo 7 se realiza la modelación hidrológica de la cuenca del río Bogotá con el modelo TETIS bajo escenarios de cambio de uso de suelo urbano.
- En el capítulo 8 se realiza la modelación hidrológica de la cuenca del río Bogotá con el modelo TETIS bajo escenarios de cambio climático y se presentan los resultados del análisis de crecidas correspondiente.
- En el capítulo 9 se realiza la modelación hidrológica de la cuenca del río Bogotá con el modelo TETIS bajo escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo y de cambio climático y se presentan los resultados del análisis de crecidas correspondiente.
- En el capítulo 10 se presentan las conclusiones de esta tesis doctoral.
- En el capítulo 11 se proponen las líneas de futura investigación.
- En el capítulo 12 se presentan las referencias bibliográficas utilizadas para la redacción de la tesis doctoral.

2. Estado del arte

2.1. Las megaciudades y su impacto en los recursos naturales

El futuro de la humanidad es indudablemente urbano, aunque los niveles de urbanización no son iguales en todos los continentes. Existe un crecimiento acelerado en los países de bajos ingresos de África y Asia. Sin embargo, otras regiones también se están viendo afectadas por este fenómeno (Abdullah, 2019); se espera que para 2050, el 68% de la población mundial vivirá en centros urbanos (ONU, 2022). Actualmente la tasa de población urbana en algunas regiones ya supera el 70% y se espera que este porcentaje siga creciendo, especialmente en las megaciudades (ONU, 2022). Las megaciudades son sistemas urbanos con más de 10 millones de habitantes y su influencia en la económica, los aspectos socioculturales, políticos y las problemáticas ambientales son temas en permanente estudio.

La concepción de las ciudades está evolucionando, han pasado de ser un territorio de conflictos en la década de los 80, lugares estratégicos para realizar intervenciones en los años 90, a identificarse como actores claves para la transformación positiva, dado que estas se han convertido en espacios de intervención para la transformación de procesos globales de impacto ambiental (Barnett y Parnell, 2016). En las dos últimas décadas se ha conferido a las ciudades y regiones urbanas una gran relevancia en la política mundial, considerándolas como los principales escenarios en donde se abordan los mayores retos

sociales, económicos, políticos y ambientales y donde se plantean las soluciones a dichos retos. Las decisiones tomadas por los gobiernos locales en temas como cambio climático, crecimiento económico, erradicación de la pobreza, salud pública y seguridad alimentaria entre otros tendrán un importante impacto en las generaciones futuras (Barnett y Parnell, 2016; Van der Heijden, 2019). Naciones Unidas ha identificado los procesos urbanos como el eje central para un futuro más sostenible y se ha adoptado la agenda universal del desarrollo urbano sostenible en el marco de la agenda 2030. De los 17 objetivos de desarrollo sostenible (ODS) hay un objetivo específico para las áreas urbanas: el ODS 11, “Lograr que las ciudades y los asentamientos urbanos sean inclusivos, resilientes, seguros y sostenibles” (ONU, 2018).

Las megaciudades experimentan grandes problemáticas ambientales, entre ellas destaca la gestión de los recursos naturales y la prevención de riesgos ambientales. La adecuada gestión del agua es fundamental para mantener el equilibrio de los sistemas humanos y naturales y, por tanto, su gestión se convierte en uno de los principales retos, para el desarrollo sostenible en las megaciudades (Li *et al.*, 2015).

Algunos de los desafíos a los que se enfrentan las megaciudades destacan por sus contradicciones, tal es el caso de las ciudades como Beijing y Mubai, en donde existe poca disponibilidad de agua para el consumo humano, sin embargo, presentan eventos de tormentas extremas, que desbordan su capacidad hidráulica (Hallegatte *et al.*, 2010; Wei *et al.*, 2018). Otro caso es el de Tokio en donde existe la capacidad para reciclar el agua, sin embargo, enfrenta la oposición social para usarla (Takeuchi y Tanaka, 2020). Lo que deja de manifiesto que los problemas del agua en las megaciudades no solo tienen implicaciones ambientales, sino sociales y económicas de alto impacto local y global.

La escasez del agua en los países en vías de desarrollo es un problema creciente dado que no se garantiza el suministro de agua potable al mismo ritmo del crecimiento de la megaciudad. Los desechos municipales e industriales generalmente se eliminan en el medio natural, las infraestructuras e instalaciones de aguas residuales suelen ser insuficientes. Por tanto, la situación actual con respecto a la contaminación del agua y la tierra, así como la falta de instalaciones básicas de agua y saneamiento en las megaciudades en desarrollo, propician condiciones de vida no adecuadas principalmente para las personas de escasos recursos económicos que generalmente se asientan en la periferia.

Las megaciudades constituyen una de las principales fuentes de contaminación ambiental global y la solución a estos problemas requiere de regulaciones y acciones eficientes. Controlar el crecimiento de la población, desarrollar métodos de conservación y tratamiento de agua respetuoso con el medio ambiente y económicamente sostenible son algunos de los retos a los que se enfrentan (Niemczynowicz, 2009).

Por otra parte, el cambio climático y los procesos de urbanización están estrechamente vinculados, existiendo una relación en doble vía entre las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) generados por las ciudades que contribuye al calentamiento global y la concentración de una importante cantidad de habitantes y bienes que se ven afectados por los impactos del cambio climático. La dinámica urbana de las ciudades se encuentra expuesta a fenómenos tales como riesgos de inundación, sequías, islas de calor y deslizamientos (Solomon *et al.*, 2009; Salazar-Galán *et al.*, 2022). Esto deja de manifiesto la necesidad de establecer enfoques multidimensionales, como programas de desarrollo, acciones institucionales y programas sectoriales.

Aunque las perspectivas de mayor crecimiento urbano se encuentran actualmente en Asia y África, en América latina cerca del 80% de la población vive actualmente en ciudades. Este continente alberga 5 megaciudades en desarrollo: Sao Pablo, Ciudad de México, Buenos Aires, Bogotá y Lima. Los gestores de algunas de estas ciudades ya están trabajando en el desarrollo de programas de gestión de riesgos a corto y largo plazo que incluyan escalas multisectoriales, teniendo en cuenta los escenarios de cambio climático, y los escenarios socioeconómicos (Dodman *et al.* 2012).

En 2011 y 2012, se desarrollaron talleres organizados por la red regional de aprendizaje del proyecto Clima – Adaptación – Santiago (CAS), con expertos de diferentes instituciones latinoamericanas, en donde se presentaron las prácticas en la adaptación urbana al cambio climático de la región. Existe un amplio consenso en cuanto a los efectos del cambio climático, como el aumento de las temperaturas medias anuales, impactos que afectan directamente a Latinoamérica y el Caribe, dado que esta región cuenta con varias megaciudades y representa un caso de estudio importante.

Por ejemplo, la megaciudad de Bogotá se ubica en la franja ecuatorial y por tanto su clima está influenciado por los vientos alisios y la zona de confluencia intertropical. Bogotá está frecuentemente afectada por eventos extremos de variabilidad climática asociados a los fenómenos de El Niño y La Niña. El primero ocasiona en la región una disminución de las precipitaciones y un aumento de la temperatura del aire. Y en el segundo ocurre el proceso contrario, con un incremento de precipitaciones y disminución de las temperaturas (CAR, 2018a).

Entre 1974 y 2001 se registró un incremento en la temperatura de 0,4 a 1,0 °C por decenio. Mientras que, en las precipitaciones, estos cambios han sido variados, temporal y espacialmente, registrando una reducción hasta 1950 y desde entonces un incremento. Espacialmente, las lluvias se distribuyen de manera diferenciada dentro de la ciudad, con valores más altos en el norte y más bajos en el sur. Sin embargo, estas tendencias se han visto sobreestimadas por los eventos de lluvia asociados al fenómeno de La Niña entre

1999 y 2000 y entre 2010 y 2012. Desde la perspectiva de la cuenca, la distribución espacial de las lluvias tiene un comportamiento diferente, con una disminución de la cantidad de precipitación del orden del 3% medio anual cada 10 años. Los principales riesgos naturales de la megaciudad de Bogotá están relacionados con las heladas, tormentas, crecidas súbitas, inundaciones y deslizamientos (ECLAC, 2013).

Las alteraciones climáticas de la región inciden principalmente en la producción agropecuaria afectando en parte la seguridad alimentaria y el sistema de precios en la ciudad, la disponibilidad de recursos hídricos, los patrones de distribución de contaminantes sobre la ciudad y los patrones epidemiológicos. Finalmente se concluye que Colombia dispone de buen sistema de prevención de riesgos a nivel latinoamericano, pero este no está articulado con las políticas urbanas y ambientales (ECLAC, 2013).

2.2. Métodos de agregación y desagregación de información espacial aplicables a la generación de cartografía ambiental

Los estudios ambientales generalmente emplean modelos dinámicos que se nutren de diversas fuentes de información. Los conjuntos de datos disponibles suelen referirse a distintas resoluciones espaciales y temporales. Muy habitualmente la resolución espacial de captura de los datos no se corresponde con la resolución espacial requerida por los modelos y, a su vez, la resolución de salida de los modelos no es normalmente la resolución requerida para el diseño de políticas y toma de decisiones ambientales. Esta clara discrepancia entre las resoluciones espaciales y temporales ha llevado a desarrollar una gran cantidad de métodos para transferir datos y modelar salidas tanto de resoluciones más pequeñas a más grandes y viceversa (Bierkens y Finke, 2001).

En aplicaciones medioambientales se utiliza un gran número de métodos de agregación y desagregación de información. Por ello, los investigadores ambientales deben conocer en qué momento se produce la transformación de la resolución de los datos y que método es el más adecuado en función de los objetivos perseguidos. En el presente apartado se describen algunos de los métodos más utilizados en distintas temáticas: ciencias del suelo, hidrología, meteorología, agronomía y agroecología.

El problema del cambio de resolución se ha estudiado ampliamente en hidrología debido a la heterogeneidad de los parámetros, la falta de datos y la dependencia de diferentes procesos con relación a la resolución espacial y temporal del análisis. La modelación matemática normalmente viene determinada por la disponibilidad de los datos o por la capacidad computacional disponible, aunque estos datos no siempre se encuentran a la

resolución óptima para garantizar la mejor aplicación del proceso de modelación (Barrios Peña, 2009).

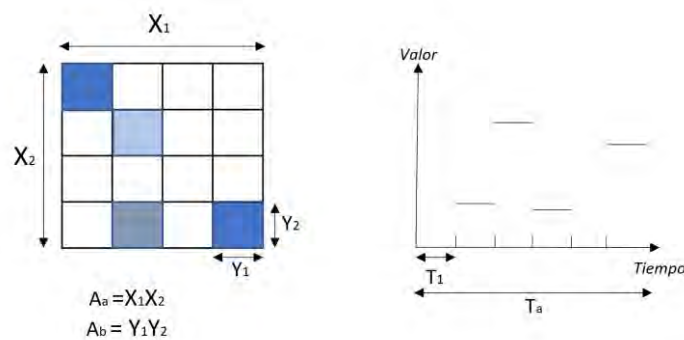
Bloschl y Sivapalan (1995) y Merz *et al.* (2009) agrupan los problemas de resolución en la modelación hidrológica en dos grupos. El primer grupo se centra en el aumento y reducción de la representación de las variables de estado, parámetros y variables de entrada. El segundo grupo se centra en los conceptos de similitud con el objetivo de simplificar los procesos complejos, tales como la derivación de reglas basadas en la similitud geométrica, cinemática o dinámica, o el uso de fractales y multifractales para describir la variabilidad de fenómenos heterogéneos (Bierkens y Finke, 2001).

El desarrollo de los sistemas de información geográfica (SIG) ha permitido la adquisición de extensos volúmenes de datos. Sin embargo, la falta de técnicas eficientes para la integración de la heterogeneidad espacial de las características físicas y la no transferibilidad de los parámetros entre las diferentes resoluciones espaciales y su ubicación geográfica son problemas que se están abordando actualmente en el ámbito de la investigación de suelos (Kumar *et al.*, 2013; Merz *et al.*, 2009; Samaniego *et al.*, 2010; Schweppe *et al.*, 2022). También se está evaluando la aplicación de técnicas de regionalización de parámetros multiescala (MPR) en donde los parámetros agregados, que representan procesos hidrológicos, se pueden vincular con sus correspondientes parámetros desagregados cuando se dispone de estos datos de entrada para los modelos. Estos procesos se enlazan a través de operadores de escalado como la media armónica, entre otros (Samaniego *et al.*, 2010).

De este modo, cada componente en el ciclo de la investigación tiene su propia escala espacial o temporal. La escala de observación es la escala para la cual una observación proporciona un valor promedio (por ejemplo, las mediciones de la temperatura representan la temperatura promedio de unos m^3 durante unos segundos). La escala del modelo es la escala a la que el modelo proporciona sus resultados (por ejemplo, un modelo de cambio climático global proporciona la temperatura promedio para un bloque de $100 \times 100 \times 10$ km durante un periodo de 30 años). Finalmente, la escala de las políticas es la escala a la que se toman las decisiones previamente a su implementación.

La figura 2-1, basada en Bierkens y Finke (2001), ilustra los conceptos básicos de área e intervalo de distribución de una variable de estado en un tiempo determinado. El área A_a y el intervalo de tiempo T_a determinan la extensión del proyecto de investigación, es decir, el área o volumen e intervalo de tiempo en el que se realizarán las observaciones y en los cuales se calcularán los resultados del modelo o se desarrollarán las políticas.

El área o volumen A_a o intervalo de tiempo T_a se subdividen en un número finito de subáreas A_b o de intervalos T_1 . El área de estas subáreas o la longitud de estos subintervalos de tiempo se denomina unidad o (escala) del proyecto de investigación. La unidad se define como el área (o volumen o intervalo de tiempo) mayor para el cual el valor medio de una determinada propiedad se considera homogénea. Para esta superficie o intervalo de tiempo sólo se conoce el valor medio. Sin embargo, no siempre es posible conocer el valor medio de todas las unidades. La relación de la suma de áreas (o intervalos de tiempo) para todas las unidades para las que se conocen los valores promedio y la extensión se denomina cobertura.



*Figura 2-1. Concepto de resolución, extensión y cobertura.
izquierda: espacial; derecha: temporal (Bierkens y Finke, 2001)*

En la figura 2-1 se representan esquemáticamente en dos dimensiones las tres operaciones básicas implicadas:

- (i) el cambio de la resolución espacial, que puede suceder en las dos direcciones. Cuando se trata de aumentar la resolución espacial se denomina *desagregación* y el proceso inverso se denomina *reducción de resolución espacial* o *agregación*.
- (ii) el cambio de cobertura, que se realiza a través de la interpolación de valores conocidos, y
- (iii) el cambio de extensión, que generalmente implica pasar de una extensión más pequeña a una más grande (extrapolación).

La figura 2-2 sintetiza las características principales de las operaciones básicas de cambio de escala.

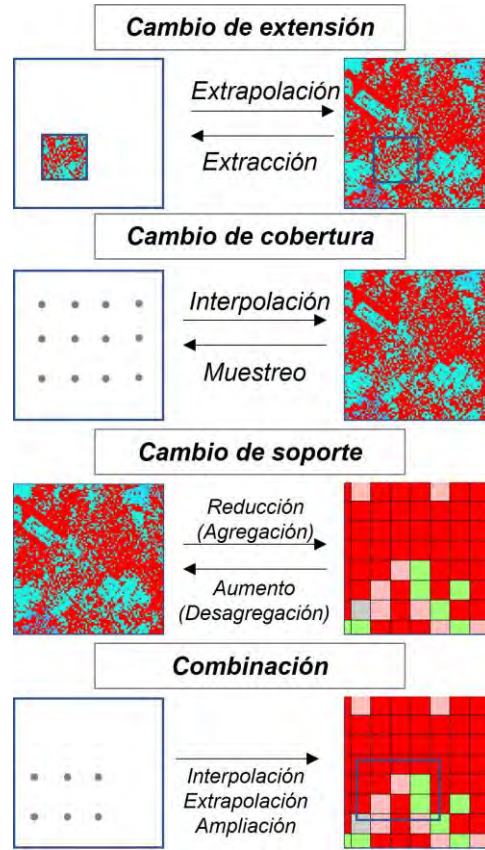


Figura 2-2. Operaciones básicas de cambio de escala
Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

La relación entre dos escalas puede describirse matemáticamente de la siguiente manera. Se considera que la unidad de soporte es la (celda) S_2 que contiene unidades de soporte N_{12} con la unidad $S_1=(S_1<S_2)$. Sea $Z(S_1; i)$ el valor de la propiedad Z para la unidad i en la unidad de soporte S_1 y $Z(S_2)$ el valor promedio de la propiedad Z para la unidad soporte S_2 . El valor $Z(S_2)$ y los valores $Z(S_1; i)$ están relacionados según:

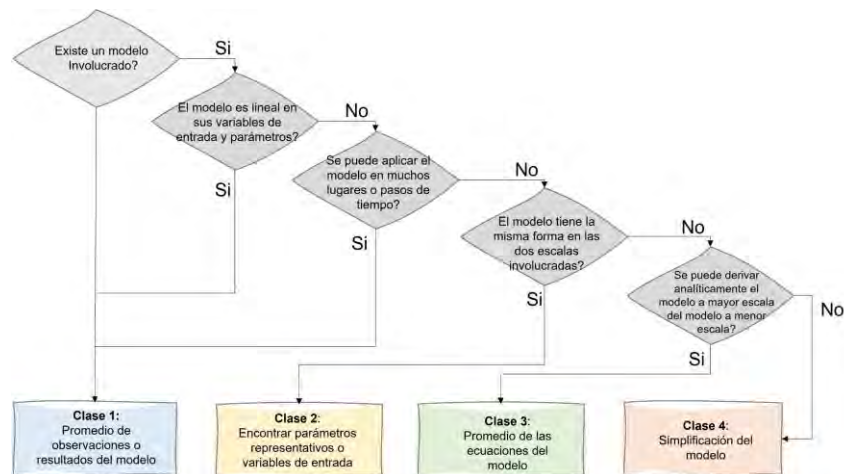
$$Z(S_2) = \frac{1}{N_{12}} \sum_{i=1}^{N_{12}} Z(S_1; i) \quad (2.1)$$

Esta definición de la relación entre las dos resoluciones espaciales se basa en dos premisas:

1. El valor de la celda S_2 es la media aritmética de los valores de la celda más pequeña S_1 , aunque son posibles otros métodos de promediado.
2. Las celdas a una escala dada son de igual tamaño.

2.2.1. Métodos de agregación

La decisión de qué método se debe usar es mucho más sencilla si se trata de la reducción de resolución espacial. Si, por el contrario, se requiere realizar un aumento de resolución espacial, primeramente, debe considerarse si existe un modelo involucrado, si este es lineal y cómo de complejo resulta ejecutar este modelo varias veces. Los métodos de agregación (Bierkens y Finke, 2001) se resumen en la figura 2-3.



*Figura 2-3. Principales clases y métodos de agregación
Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)*

Esta clasificación de métodos de *agregación* deja de manifiesto los siguientes aspectos:

- Si existe un modelo involucrado, se tienen variables observadas en distintos lugares a una resolución espacial S_1 y se requiere utilizar estas observaciones para calcular estas variables a una resolución espacial menor S_2 , se puede realizar un promedio (ponderado o no) de todos los valores en resolución S_1 que se encuentran en la misma unidad de los valores en la resolución S_2 .
- Si el modelo es lineal en sus variables de entrada y parámetros, existen dos maneras de disminuir la resolución (figura 2-4). Pueden promediarse las variables de entrada y los parámetros de la resolución espacial S_1 a S_2 primero y

posteriormente, realizar la ejecución del modelo con los parámetros en resolución espacial S_2 . Alternativamente, puede ejecutarse el modelo primero en una suficiente cantidad de ubicaciones o pasos de tiempo en la resolución espacial S_1 , y posteriormente, promediar las variables de salida en la resolución espacial S_2 .

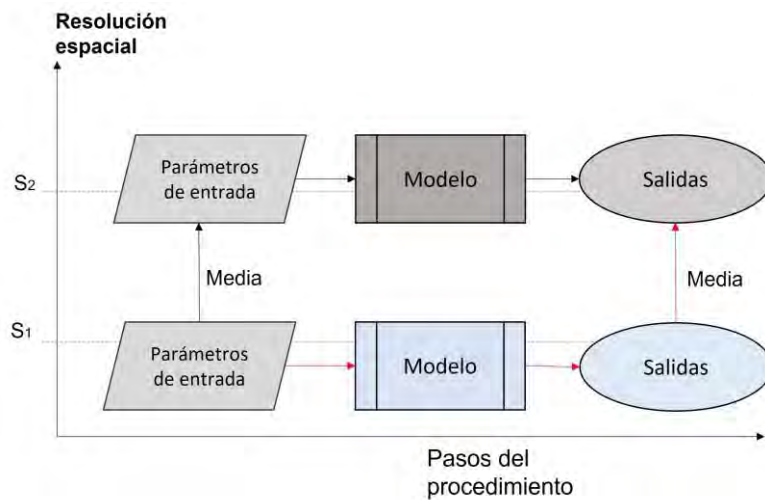


Figura 2-4. Agregación de variables de entrada o parámetros del modelo
(color gris: opción 1; color azul: opción 2)

Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

- Si se puede aplicar el modelo en muchos lugares o pasos de tiempo, el modelo debe aplicarse en todas las ubicaciones en donde se conocen las variables o parámetros con resolución espacial S_1 y luego se deben promediar las salidas con resolución espacial S_2 , reduciendo de esta forma el problema de ampliación de resolución espacial al realizar el promedio directamente en las variables de salida. Este método requiere que las variables o parámetros de entrada en resolución S_1 tengan un volumen de datos y cobertura suficientemente grandes. Además, debe tenerse en cuenta que la ejecución del modelo requiera demasiado tiempo.
- Si el modelo tiene la misma forma en las dos resoluciones espaciales involucradas, debe buscarse un modelo que proporcione directamente la variable de salida en la resolución requerida S_2 . Existen nuevamente dos métodos para obtener el modelo que proporcione directamente la variable de salida a resolución S_2 . El primer método supone que el mismo modelo puede utilizarse en las dos

resoluciones S_1 y S_2 mientras se buscan valores representativos para los parámetros de entrada S_2 . El problema de la agregación en este caso consiste en encontrar variables de entrada representativas para la resolución S_2 a partir de las variables o parámetros a la resolución S_1 (figura 2-5).

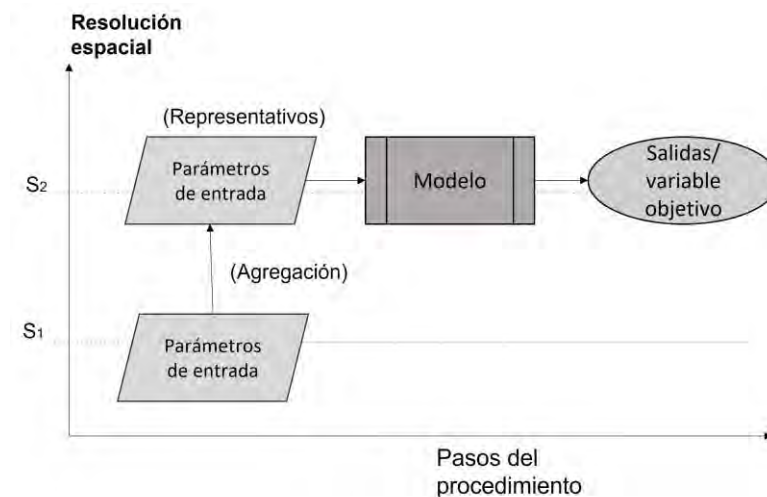


Figura 2-5. Agregación de variables de entrada o parámetros representativos

El segundo método asume que una resolución diferente se aplica a un modelo diferente. La dificultad de este método radica en encontrar el modelo correcto. Sin embargo, el modelo buscado para la resolución S_2 puede ser una función de los parámetros y las variables de entrada con resolución S_1 . La forma del modelo agregado S_2 dependerá de los valores de los parámetros y variables con resolución S_1 , el modelo usado para S_1 y la relación entre la resolución S_1/S_2 (figura 2-6).

Si las ecuaciones que componen el modelo de resolución S_1 , no son demasiado complicadas, es posible derivar el modelo de resolución S_2 analíticamente mediante el promedio de las ecuaciones del modelo con resolución S_1 . En la figura 2-6 se describe esquemáticamente la ruta de agregación utilizada. En ella se observa que, si el modelo es lineal, ambos modelos tienen la misma forma. Si el modelo M_2 no es manejable desde el modelo M_1 debe encontrarse un método alternativo (Bierkens y Finke, 2001).

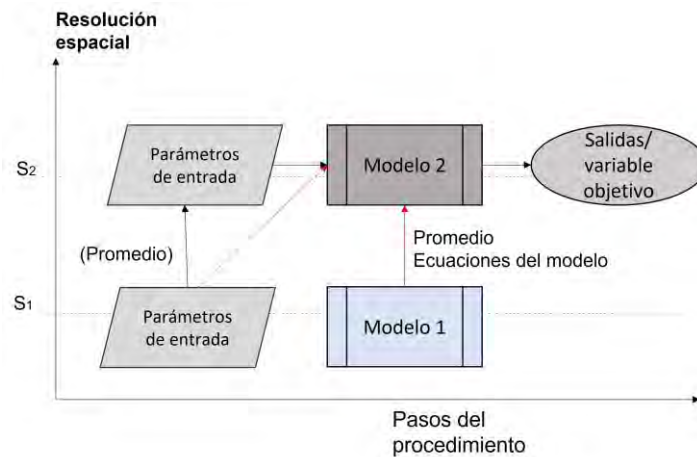


Figura 2-6. Agregación del modelo y sus parámetros de entrada
Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

Una forma de encontrar el modelado adecuado M_2 se muestra en la figura 2-7. Primeramente, se toma una muestra representativa de los parámetros de entrada a resolución S_1 . El modelo M_1 se aplica en la ubicación de la muestra o en los pasos de tiempo de la muestra para producir las variables de salida en la resolución S_1 , usando un método de agregación para estimar las variables de entrada promedio y las variables de salida promedio para la resolución S_2 . Los parámetros pueden promediarse y agregarse, esto significa que algunos procesos se omiten o se representan por una sola cantidad. A continuación, se propone un modelo simplificado que relaciona los parámetros estimados y las variables de entrada en S_2 con las variables de salida S_2 . Este modelo se obtiene omitiendo parte del modelo más complejo, generalmente el modelo M_1 . Sin embargo, este es un modelo conceptual agregado propuesto por el conocimiento de experto o algún modelo de tipo regresión sin significado físico (metamodelo). Con el modelo propuesto M_2 y los parámetros y variables de entrada S_2 , también se podría estimar las variables de salida S_2 . Estos resultados se compararán posteriormente con el promedio de las variables de salida del modelo M_1 . Si la comparación de estos resultados es adecuada, el modelo propuesto se puede usar para todos los parámetros de entrada con resolución S_1 . Si, por el contrario, los resultados son diferentes, el modelo propuesto M_2 se puede calibrar ajustando algunos otros parámetros, o se pueden proponer otros modelos simplificados hasta obtener una mejor comparación (Bierkens y Finke, 2001).

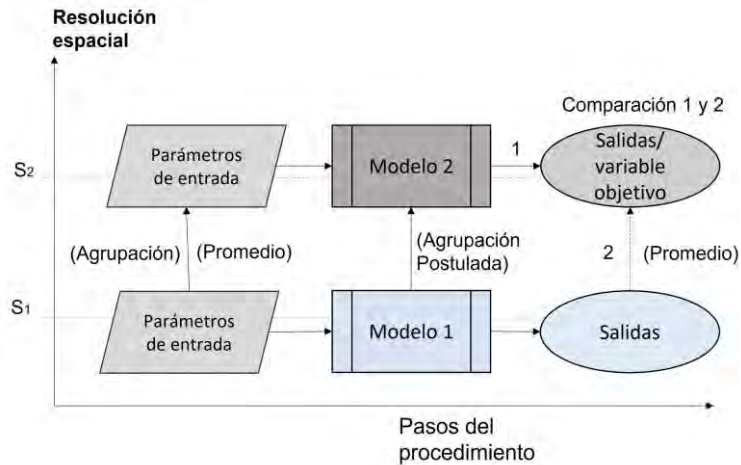


Figura 2-7. Agregación del modelo y sus parámetros de entrada cuando el modelo en S_2 no se puede derivar analíticamente

Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

2.2.2. Métodos de desagregación

La descripción de los métodos de reducción de escala se ha descrito usando como referencias las agrupaciones propuestas por Bierkens y Finke (2001). La reducción de escala en comparación con la ampliación es un proceso más homogéneo. Este proceso consiste en la reconstrucción de la variación de una propiedad en la escala S_1 , dado que sólo se conoce el valor en la escala mayor S_2 , que es el promedio de los valores en la escala S_1 dentro de S_2 . Este proceso es, en principio, un problema con más de una solución, pues existe un número infinito de funciones que describen la variación de la escala S_1 dentro de S_2 y que tienen el mismo promedio en el dominio S_2 . De acuerdo con lo anterior, se puede decir que el valor promedio en la escala S_2 se describe mediante una distribución de probabilidad o función de densidad de probabilidad. Además, se puede elegir una función determinista o un conjunto de funciones probables escribiendo la variación de las variables a escala S_1 dentro de S_2 . Por tanto, los problemas fundamentales de reducción de escala se pueden agrupar en problema determinista, estocástico condicional y estocástico incondicional.

- Problema determinista (figura 2-8):
 - La propiedad media a escala S_2 se conoce exactamente.
 - Encontrar una función única (determinista) que describa la variación temporal o espacial en S_1 tal que el valor promedio S_2 de esta función sea igual al promedio conocido.

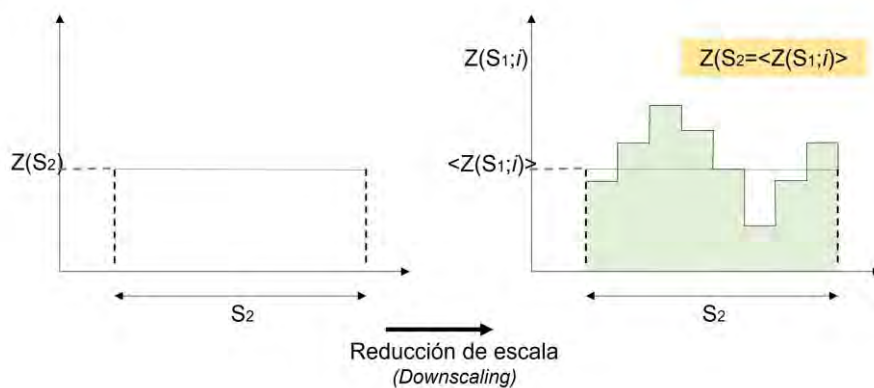


Figura 2-8. Principio de reducción de escala (determinista)
Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

- Problema estocástico condicional:
 - La propiedad media a escala S_2 se conoce exactamente.
 - Encontrar un conjunto de funciones igualmente probables que describan la variación temporal o espacial en S_1 de modo que el promedio en S_2 de cada función individual sea igual al promedio conocido.

Este problema se denomina estocástico porque en lugar de encontrar una única función que describa la variación en la escala S_1 dentro de S_2 , elige un conjunto de funciones (funciones estocásticas), en las que cada una se supone que tiene la misma probabilidad de representar la verdadera variación en la escala S_1 dentro de S_2 .

La ventaja de elegir una función estocástica es que, de esta manera, se puede expresar la incertidumbre sobre la verdadera variación de la característica en la escala S_1 , lo que permite analizar la característica reducida en un análisis posterior en el que el resultado es un gran número de respuestas para cada función analizada (análisis de Monte Carlo) de las que se obtendrá una distribución de probabilidad de los resultados (figura 2-9).

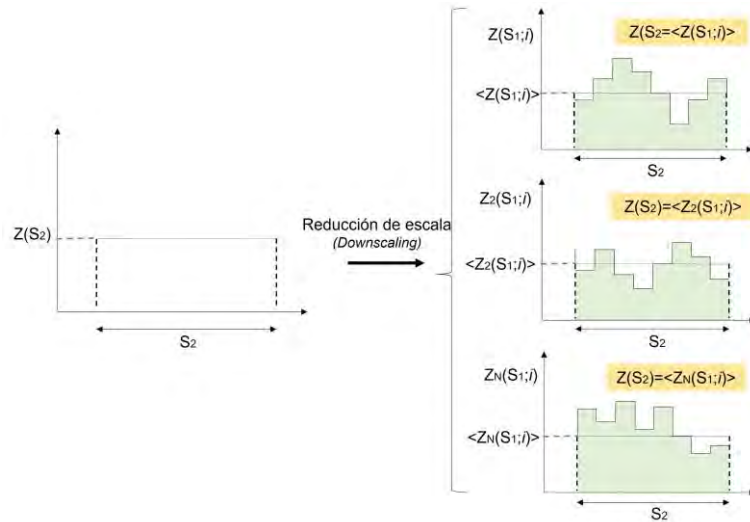


Figura 2-9. Principio de reducción de escala (estocástica)
Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

- Problema estocástico incondicional:
 - La propiedad media a escala S_2 no se conoce exactamente, pero se conoce la función de distribución de la probabilidad de la característica a escala S_2
 - Encontrar un conjunto de funciones igualmente probables que describan la variación temporal o espacial en S_1 tal que la función de densidad de probabilidad de los promedios de la característica a escalas S_2 de estas funciones sea igual a la función de densidad de probabilidad conocida de la media.

La variación de la característica a escala S_1 dentro de S_2 se describe con una función estocástica. Sin embargo, como no se conoce el promedio exacto de la característica a escala S_2 , no se requiere que cada realización obtenga el mismo promedio de S_2 . Es suficiente con que los promedios de S_2 de todas las realizaciones juntas tenga la misma distribución de probabilidad dada.

Existen muchas formas de definir funciones deterministas o estocásticas en la escala S_1 dentro de la superficie de S_2 . Estas se podrían clasificar de acuerdo con el método de reducción de escala basado en el tipo de función (empírica, mecánica o usando información auxiliar). Por tanto, estos métodos se pueden dividir en tres clases de acuerdo con la respuesta a las siguientes preguntas (figura 2-10) (Bierkens y Finke, 2001).

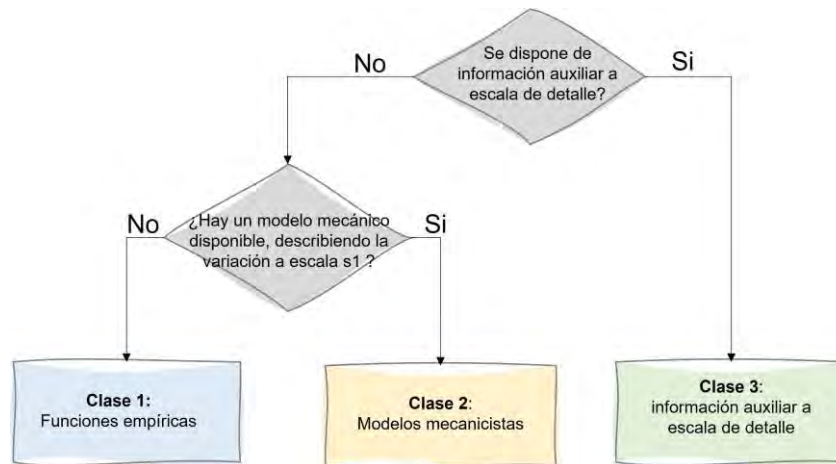


Figura 2-10. Esquema de árbol de decisión para los tres métodos de reducción de escala
Elaboración propia basada en Bierkens y Finke (2001)

– ¿Hay información auxiliar que pueda usarse para explicar algunas de las variaciones temporales o espaciales desconocidas de la propiedad a escala S_1 dentro de S_2 ?

Si se conoce alguna variable auxiliar que esté fuertemente relacionada con la característica objetivo a escala S_1 , se puede usar para estimar la característica objetivo. Existe un gran número de formas para usar información auxiliar, tanto estocásticas como determinísticas, empíricas y mecánicas.

– ¿Existe un modelo mecánico que describa la variación temporal o espacial (desconocida) de la propiedad a escala S_1 dentro de S_2 ?

Si no existe información auxiliar se puede correlacionar directamente con la variación en la escala S_2 , se puede proponer una función que describa esta variación como resultado de algún modelo mecánico. Sin embargo, se debe tener en cuenta que un modelo mecánico requiere una información adicional, generalmente parámetros, aunque no necesariamente a escala S_1 . Si no es posible formular un modelo mecánico que describa la variación, la variación a escala S_1 debe ser descrita por alguna función empírica.

– ¿Se conoce exactamente el valor medio de la propiedad a escala S_2 ?

En este caso se puede resolver el problema de reducción de escala determinístico o estocástico condicional. Pero si se conoce solamente la distribución de la probabilidad, se puede resolver el problema de la reducción de escala con el método estocástico incondicional.

– ¿La variación temporal o espacial de la propiedad a escala S_1 dentro de S_2 se describe con una única función determinista?

Si este es el caso, se puede elegir entre usar una sola función determinística para describir la variación desconocida de la característica a escala S_1 , o usar un grupo de funciones igualmente probables (función estocástica) para describir la variación.

2.3. Modelos hidrológicos

Los modelos hidrológicos son herramientas utilizadas para la comprensión del funcionamiento de una cuenca hidrográfica. Dado que modelan la conversión de los procesos de precipitación en escorrentía. Estos modelos cada vez más disponen de un volumen importante de información y con el mayor grado de detalle, para conseguir una representación del medio, lo más cercana a la realidad.

Los modelos hidrológicos manejan tres tipos de variables:

- variables de entrada (precipitación)
- variables de estado (cantidad de materia o energía almacenada en cada uno de los componentes)
- variables de salida (caudal)

Los modelos hidrológicos se pueden clasificar en simbólicos y materiales. Los modelos materiales se dividen en lineales y no lineales y pueden ser agregados, semidistribuidos y distribuidos (Antonio *et al.*, 2006).

Los modelos distribuidos representan con mayor detalle los procesos y consideran la distribución espacial en todos sus parámetros y variables para cada punto de la cuenca. Estos procesos se distribuyen espacialmente a través de celdas y estas pueden ser discretizadas en un número de celdas sobrepuestas. En cada celda se calcula la descarga de agua hacia la celda vecina de acuerdo con el proceso hidrológico activo y de esta manera la distribución del flujo en la cuenca se representa a través de mapas (Zhang *et al.*, s.f.).

Los modelos hidrológicos distribuidos se utilizan para proporcionar estimaciones de los recursos hídricos disponibles (Schewe *et al.*, 2014; Wada *et al.*, 2014), determinar el riesgo de sequía (Veldkamp *et al.*, 2017; Wanders *et al.*, 2015), estimar la producción de alimentos (Kummu *et al.*, 2014) y analizar los riesgos de inundación (Ravazzani *et al.*, 2015; Hirabayashi *et al.*, 2013; Ward *et al.*, 2013), entre otras aplicaciones.

El modelo TETIS

El modelo TETIS es un modelo de simulación hidrológica distribuida en cuencas naturales. Este modelo considera los procesos físicos de intercepción, detención, infiltración, evapotranspiración, fusión de nieve, percolación, recarga del acuífero, escorrentía directa, interflujo y flujo base (Francés y Vélez, 2008). El modelo incluye adecuadamente la variabilidad espacial de los ciclos hidrológicos y su base conceptual. Por ello, para su calibración se requiere de datos observados (precipitación, evapotranspiración potencial ET0 y temperatura). Para ejecutar el modelo, TETIS se requiere de datos de series temporales hidrometeorológicas y mapas derivados del modelo digital de elevación (DEM) y mapas de usos de suelo y cobertura vegetal (LULC), al igual que información de las características del suelo y el subsuelo. Para cada celda, TETIS conceptualiza el balance hídrico en un conjunto de tanques virtuales interconectados. Tal cual se muestra en la figura 2-11.

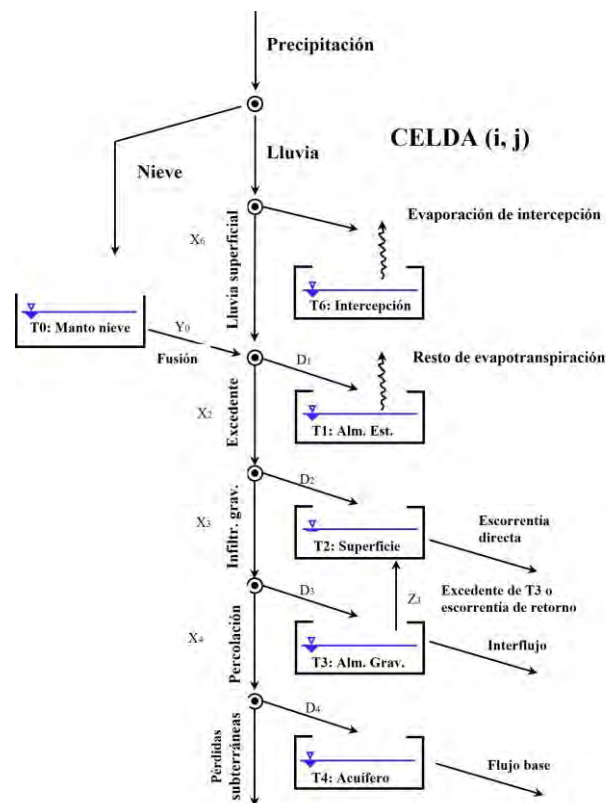


Figura 2-11. Esquema de tanques modelos hidrológico distribuido TETIS (GIMHA 2018)

El modelo conceptual en tanques considerado por TETIS puede resumirse del siguiente modo:

- El tanque de intercepción (T6) representa la cantidad de lluvia interceptada por las hojas de la planta que posteriormente produce evaporación.
- El tanque estático (T1) representa la retención de agua en charcos y el almacenamiento de agua capilar (por debajo de la capacidad de campo) en la parte superior del suelo. El modelo supone que la capacidad de infiltración por debajo de la capacidad de campo es infinita y la única salida de este tanque es la evapotranspiración.
- El tanque de superficie (T2) conceptualiza la cantidad de agua sobre la superficie que se mueve ya sea en forma de infiltración gravitacional (por encima de la capacidad de campo) o de flujo superficial.
- El tanque gravitacional (T3) representa el almacenamiento en la parte superior del suelo entre la capacidad de campo y la saturación y sus salidas son la percolación profunda y el interflujo.
- La percolación profunda recarga el depósito del acuífero (T4). El flujo del acuífero puede estar conectado con la red fluvial dentro de la cuenca (flujo base) o no (flujo del acuífero profundo).
- Finalmente, el tanque del cauce del río (T5) recoge el flujo superficial, el flujo intermedio y el flujo base y posteriormente los distribuye a través de la red de drenaje de la cuenca.

De acuerdo con su manual de usuario (GIMHA, 2018), la escorrentía directa, el interflujo y el flujo base se conectan a la red fluvial mediante la definición de dos áreas umbrales. La red fluvial se divide en cárcavas y cauces. Las laderas (escorrentía directa e interflujo), se conectan a la red de cárcavas, y sólo cuando existe flujo base, el acuífero se conecta a la red de cauces. La propagación en la red fluvial se resuelve mediante la Onda Cinemática Geomorfológica (OCG). La información de entrada necesaria para la ejecución del modelo se basa en series temporales de precipitación, evapotranspiración potencial y temperatura (ésta última para el submodelo de fusión de nieve). El modelo TETIS tiene una estructura separada de sus parámetros efectivos. El valor efectivo en una celda de un parámetro es el resultado de la multiplicación del valor del mapa correspondiente por un factor corrector, que es común para todas las celdas y diferente para cada parámetro. Por lo tanto, el número de variables a calibrar se reduce a nueve (ocho procesos de ladera y acuífero y uno de propagación en la red fluvial). Estos factores correctores son los valores que deben encontrarse mediante la calibración automática.

El modelo requiere de una validación, cuyo objetivo es demostrar que se han simulado apropiadamente los procesos físicos dominantes en un lugar específico, realizando las predicciones que satisfagan los criterios de precisión establecidos previamente. El principio fundamente de la validación es que el modelo se pueda validar para el mismo tipo de aplicación para el que ha sido desarrollado. Los datos empleados para la validación deberían ser distintos a los usados en el proceso de calibración. En el modelo TETIS estos escenarios puede ser: (i) la validación temporal en el mismo punto de la calibración, pero en otro periodo de tiempo; (ii) la validación espacial, en un punto diferente al de la calibración, pero con el mismo periodo de tiempo, y (iii) validación espacio temporal que se realiza en otro punto de la cuenca y en otro periodo de tiempo (GIMHA, 2018).

2.4. Modelos de análisis y predicción de cambio de usos de suelo

El cambio de uso del suelo ha sido frecuentemente considerado un problema ambiental local, pero actualmente, se ha convertido en una preocupación mundial. Las actividades antrópicas se han identificado como uno de los principales impulsores del cambio ambiental global. La necesidad de garantizar la disponibilidad de alimentos, agua y refugio ha impulsado cambios profundos, fundamentalmente en los bosques, las tierras de cultivos, los pastos y las superficies urbanas del planeta. La demanda creciente de agua, energía y fertilizantes debilitan la capacidad de los ecosistemas para mantener los recursos hídricos, forestales, regular el clima y mantener la calidad del aire (Foley *et al.*, 2005).

Entre los principales impactos ambientales globales influenciados por los cambios en el uso de suelo se encuentran los cambios del ciclo global del carbono y su repercusión en el clima global. Desde el inicio de la revolución industrial aproximadamente el 35% de las emisiones antropogénicas de CO₂ están directamente relacionadas con el cambio de uso del suelo (Houghton y Hackler, 2001). Adicionalmente, la pérdida de biodiversidad, modificación y fragmentación de hábitat, degradación del suelos y cambios en los climas regionales a causa del cambio en la energía superficial y el balance hídrico son también consecuencia del cambio del uso del suelo; (Foley *et al.*, 2005; Pimm y Raven, 2000; Vitousek *et al.*, 1997).

El incremento en la demanda de agua para riego, industria y consumo doméstico también ha repercutido en la transformación del ciclo hidrológico, el aporte de fertilizantes, nutrientes y contaminantes atmosféricos. Todo ello ha sobrepasado la capacidad de los ecosistemas de agua dulce y sus efectos se han generalizado sobre la calidad del agua, y los ecosistemas costeros (Foley *et al.*, 2005; Matson *et al.*, 1997).

En los últimos trescientos años, la biosfera terrestre ha sufrido una transición crítica, pasando de ser mayoritariamente salvaje a mayoritariamente antropogénica, superando el 50% a principios del siglo XX. Ello justifica que los ecosistemas en el futuro próximo sean principalmente antrópicos. Este fenómeno ha sido impulsado principalmente por la intensificación de los usos de la tierra (Ellis *et al.*, 2010).

La transformación del suelo abarca una amplia gama de actividades. Algunos expertos aseguran que las zonas cultivadas para el año 2000 alcanzaban un 40% de la superficie terrestre sin hielo y un 22% de pastos (Ramankutty *et al.*, 2008). El 0,43% de la superficie terrestre del mundo es una superficie impermeable construida (Elvidge *et al.*, 2007).

Actualmente las actividades antrópicas hacen uso de algo menos de la mitad de la producción de los ecosistemas mundiales. A medida que aumenta la población, también lo hacen las presiones sobre la biosfera. Por tanto, para garantizar la sostenibilidad ambiental es necesario encontrar el equilibrio entre la demanda de los recursos naturales y servicios ecosistémicos, limitando la degradación del medio ambiente por la presión antropogénica y la repercusión que esto tiene sobre el bienestar humano (Foley *et al.*, 2005).

Además de los impactos biogeoquímicos en los ciclos de carbono y nitrógeno, el cambio en el uso de suelo modifica las características biofísicas de la superficie de la tierra, como el albedo, la rugosidad de la superficie, la humedad del suelo y el reparto de la lluvia entre evapotranspiración y escorrentía entre otras (Pitman *et al.*, 2009). Para evaluar los efectos de estas alteraciones en los ecosistemas se requiere del análisis de la evolución histórica de estos cambios y de las proyecciones futuras. Para ello, es necesario recurrir a los modelos (Prestele *et al.*, 2016).

Las proyecciones globales de escenarios de cambio de usos de suelo basadas en modelos se usan cada vez con más frecuencia para realizar evaluaciones de los servicios ambientales y, principalmente, como herramienta de soporte a la toma de decisiones y políticas de gestión de los recursos naturales. Estas proyecciones pueden conservar un alto nivel de incertidumbre, en relación con la cantidad y asignación de cambios futuros y en función de la limitada información disponible para la reconstrucción de cambios históricos y conjuntos de datos independientes para la calibración de los modelos (Ellis *et al.*, 2013; Prestele *et al.*, 2016). Por tanto, la incertidumbre puede variar en función de la escala espacial, la ubicación geográfica o el tipo de uso. El estudio de Prestele *et al.* (2016) define las zonas de fronteras de biomasa de mayor importancia mundial, como los bosques y pastizales, con mayores incertidumbres que las superficies de cultivos. Sin embargo, la calidad y consistencia de los datos de entrada son fundamentales, al igual que la escala espacial (Prestele *et al.*, 2016). El desarrollo de la teledetección satelital es una herramienta que permite medir con mayor precisión estos cambios. Sin embargo, sólo

desde muy recientemente los científicos disponen de imágenes satelitales de alta resolución espacial que les permiten evaluar de forma más detallada transformaciones como la deforestación a escala regional y global (Giles y Burgoyne, 2008).

La adquisición de datos a nivel mundial y el desarrollo de modelos permiten hoy que se investigue sobre los patrones ecológicos actuales, históricos y se proyecten escenarios futuros de la biosfera. Sin embargo, siguen existiendo muchas incertidumbres en la comprensión de los procesos integrados. Actualmente, se desarrollan modelos globales teóricos y predictivos de las dinámicas de los sistemas humanos y ecológicos acoplados (Bouwman *et al.*, 2006; Bondeau *et al.*, 2007). Otros modelos se centran, principalmente, en la interacción entre la cubierta terrestre y el clima más que en los ecosistemas (Brovkin *et al.*, 2013). Por tanto, cada vez más la investigación se orienta al desarrollo de modelos sólidos que estén acoplados para la producción de predicciones de patrones, procesos y dinámicas ecológicas globales (Ellis *et al.*, 2010).

El desarrollo de estos modelos requiere de grandes esfuerzos científicos y económicos para crear un sistema de observación y modelado de biosfera estructurado sobre una plataforma de observaciones globales y estandarizadas de los ecosistemas ecológicos y antrópicos acoplados en campo. El desarrollo de la teledetección satelital es un gran avance en la adquisición de datos globales, pero no puede detectar las causas de las dinámicas humanas y ecológicas. Por tanto, se requiere disponer de observaciones de todo el espectro de los ecosistemas antrópicos que, además, integren las mediciones biofísicas y sociales en las escalas espaciales en las que interactúan (Ellis *et al.*, 2013).

Para evaluar los escenarios futuros de los efectos antrópicos en el cambio de usos del suelo en los ecosistemas y el clima, los modelos globales se basan, principalmente, en las reconstrucciones históricas. Estos escenarios son generados a partir de modelos de evaluación integrados (IAM) o modelos especializados en usos de la tierra (LUM). Sin embargo, presentan serias dificultades para ser evaluados con datos históricos y recientes, debido a la falta de información global adecuada y a considerar conjuntos de datos que no se utilizan en la calibración de los modelos (Verburg *et al.*, 2011).

En la actualidad existen diversos modelos globales conocidos de cambio de usos de suelo. Los resultados de las proyecciones de cobertura terrestre mundial y europea se han analizado y comparado entre sí para identificar el origen de las principales incertidumbres. Diversos autores (Prestele *et al.*, 2016; Alexander *et al.*, 2017) realizaron comparaciones de 18 modelos e identificaron que las incertidumbres varían en función de la región y el tipo de usos de suelo. Ambos autores coinciden en que las mayores incertidumbres se encuentran en los límites de algunos de los ecosistemas de importancia mundial, como los bosques y superficies de pastos, aunque la variabilidad se mantiene

constante a lo largo del tiempo. Estas incertidumbres se relacionan principalmente con los datos de entrada a los modelos. Por otra parte, las tierras de cultivos presentan datos de entrada más consistentes y un nivel bajo de variabilidad inicial. Sin embargo, este va incrementando gradualmente con el tiempo, debido a los diversos supuestos en los escenarios y a los diferentes enfoques del modelado (Prestele *et al.*, 2016; Alexander *et al.*, 2017).

Pese a que los modelos están aún en desarrollo y generan aun importantes incertidumbres, son una herramienta valiosa para identificar la forma en que los cultivos y los pastizales se están extendiendo a nivel mundial a costa de los bosques, pastizales naturales y sabanas. Sin embargo, estas transformaciones no son uniformes en todo el planeta.

A escala regional, los cambios en el uso del suelo también están directamente relacionados con la intervención de variables antrópicas. Tales como el cambio de usos de suelo en las megaciudades, estas desafían numerosas dificultades como la urbanización no planificada, la pobreza urbana extrema, el crecimiento de barrios marginales, atascos, contaminación ambiental y otros problemas socioeconómicos. Estas problemáticas hacen necesario rastrear los cambios en el uso del suelo a lo largo del tiempo y predecir el escenario futuro para el crecimiento urbano. Para el análisis de los cambios de LULC existen diversos modelos de predicción, basado en información provenientes de teledetección, estos modelos realizan sus predicciones sobre la base de la tendencia pasada de cambios en LULC, para generar escenarios futuros. Entre los más utilizados se encuentran los Autómatas celulares, redes neuronales y cadenas de Markov (Ansari y Golabi, 2019; Santé *et al.*, 2010).

2.5. Modelos de cambio climático

Según el IPCC (*Intergovernmental Panel of Climate Change*), el clima es el comportamiento medio observado de las variables meteorológicas que describen el estado del tiempo a través de los años. Cuando ese comportamiento se modifica de manera permanente se define como cambio climático. Este cambio puede estar relacionado de manera directa o indirecta con las actividades humanas y con las alteraciones que estas producen sobre la composición de la atmósfera global y que, sumada a la variabilidad natural del clima, puede incrementar o acelerar este proceso (Planton *et al.*, 2013).

El informe del IPCC (2007), basándose en observaciones históricas, confirma de manera inequívoca que el calentamiento climático es una realidad, identificando incrementos mundiales de la temperatura del aire y del océano, el deshielo generalizado y el aumento del nivel del mar. En todos los continentes se ha observado que numerosos sistemas

naturales como los glaciares, las corrientes marinas, los hielos polares y los páramos están siendo afectados por el cambio en la temperatura.

Las proyecciones disponibles indican que a finales del siglo XXI aumentará la probabilidad de ocurrencia de eventos extremos como olas de calor, precipitaciones intensas, heladas y sequías más prolongadas. Igualmente, se espera el incremento de ciclones tropicales y vientos y precipitaciones de mayor intensidad (IDEAM, 2010a).

El quinto informe del IPCC (2014) confirma que la influencia en el sistema climático es evidente y las recientes emisiones de gases de efecto invernadero son las más altas de la historia. Los cambios observados en el clima están induciendo un impacto generalizado en los sistemas humanos y naturales.

La continua emisión de gases de efecto invernadero ocasionará un mayor calentamiento climático y, por ende, cambios permanentes en los sistemas climáticos, incrementando la probabilidad de ocurrencia de impactos irreversibles y generalizados en los ecosistemas globales. Estos riesgos solo se podrán limitar en la medida en la que se reduzcan, sustancial y permanentemente, las emisiones y se desarrollen programas y estrategias de adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático. Estos programas, en conjunto y a todas las escalas, podrán ayudar a mejorar los procesos de resiliencia siempre y cuando se vinculen con otros objetivos sociales (IPCC, 2014).

2.5.1. Modelos climáticos globales

Los modelos climáticos son una representación numérica tridimensional del sistema climático, basados en los procesos físicos químicos y biológicos en la atmósfera, los océanos, la criosfera y la superficie terrestre. Estos modelos están evolucionando hacia modelos más complejos que incorporan variables interactivas. Su principal función es la investigación y simulación de los sistemas y las predicciones climáticas, mensuales, estacionales e interanuales (Planton *et al.*, 2013).

Los modelos climáticos globales representan el clima usando una rejilla tridimensional de 200 a 600 km y con una resolución vertical de 10 a 20 capas atmosféricas y 30 capas oceánicas. Sin embargo, aún existen incertidumbres en la representación del sistema climático que producen imprecisiones de las proyecciones futuras del clima. Para su análisis se utilizan herramientas de comparación entre modelos que se desarrollan en el marco del proyecto de Intercomparación de Modelos Climáticos del *World Climate Research Programme* (WCRP) (IDEAM, 2015).

El objetivo de trabajar con escenarios de cambio climático es evaluar un gran número de posibilidades respecto al comportamiento del clima en un futuro y comprender las

incertidumbres relacionadas, con el fin de planificar acciones que permitan anticiparse a los posibles impactos a través de cambios sociales, ambientales, políticos y económicos que eviten llegar a los escenarios más desfavorables (IDEAM *et al.*, 2015).

En 1971 en Estocolmo se realizó la primera gran conferencia sobre el impacto humano en el clima y sus posibles consecuencias. Como resultado de esta conferencia se escribió un informe llamado “*El estudio del impacto del hombre en el clima SMIC*” del que se concluyó que los humanos pueden afectar el clima, no solo a nivel local, sino también a nivel mundial. En este informe participaron más de treinta investigadores de catorce países.

Los resultados obtenidos en esta primera reunión motivaron una segunda reunión titulada “*Física y modelación del clima*”, que tuvo lugar Estocolmo en 1974 con el objetivo de sentar las bases teóricas de los procesos climáticos y la modelación teniendo en cuenta los avances en la informática.

Como resultado de esta reunión se hizo una propuesta a la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y al Programa de Naciones Unidas para el medio Ambiente (PNUMA) y el Consejo Internacional para la Ciencia (ICSU) para establecer un programa mundial sobre el clima (*World Climate Research Programme - WCRP*), que se creó en 1979 tras la primera conferencia mundial sobre el clima y del cual hace parte también la Comisión Oceanográfica Internacional de la UNESCO.

Los primeros programas internacionales desarrollados por la WCRP fueron el Experimento mundial de circulación Oceánica (WOCE), que agrupó a varios institutos de investigación oceánica y de esta manera permitió monitorear los océanos en su conjunto. El programa Atmósfera Mundial Oceánica Tropical (TOGA), permitió comprender mejor la interacción entre el océano tropical y la atmósfera y mejorar las predicciones del fenómeno de El Niño.

Posteriormente, se creó el programa *Global Atmospheric Energy and Water Exchanges* (GEWEX) cuyo objetivo fue comprender el papel del agua en el sistema climático, modelar el ciclo del agua y los intercambios de energía resultantes a nivel mundial. Analizar las consecuencias ocasionadas por el aumento de la concentración de CO₂ generó grandes incertidumbres en los modelos climáticos.

A lo largo de los últimos 40 años han surgido diversos programas respecto del análisis del cambio climático y, entre ellos: el Estudio del Sistema Climático Ártico (ACSyS), el *Climate and Cryosphere* (CliC) y el *Stratosphere Troposphere and their Role in Climate* (SPARC).

Más recientemente se crearon programas como *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (CORDEX) que promueve el desarrollo de modelos climáticos a escala regional y de subestacional a estacional y el Programa Mundial de Investigaciones Meteorológicas (WWRP) en conjunto con el proyecto de predicción climática (S2S). Más recientemente se impulsó el Programa Mundial de Investigaciones Meteorológicas (WWRP) y el Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados (CMIP) (Sommeria, 2019).

Los avances mencionados anteriormente son el núcleo de los informes del programa del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). El proyecto de Intercomparación de modelos climáticos (CMIP) del (WCRP), destaca la importancia de compartir, comparar y analizar los resultados de los modelos climáticos globales para ofrecer la información climática de mejor calidad. La comparación de simulaciones climáticas futuras basadas en modelos complejos, bajo diferentes escenarios de desarrollo económico han servido como referencias para el desarrollo de políticas globales de cambio climático (Sommeria, 2019).

El principal objetivo del CMIP es comprender los cambios en el clima, en el pasado, presente y futuro, que surgen de la variabilidad natural o en respuesta a cambios de origen antrópico. Adicionalmente se evalúa el rendimiento de los modelos durante los periodos históricos y se cuantifican las causas del diferencial en las proyecciones futuras. Uno de los principales objetivos del proyecto es permitir que los resultados de las modelaciones estén disponibles en formatos estandarizados.

El CMIP se inició en 1995 y ha desarrollado varios experimentos agrupados por fases. El CMIP5 incluye las simulaciones a largo plazo del clima en el siglo XX y realiza las proyecciones para el siglo XXI. Adicionalmente, se incluyen simulaciones a corto plazo para las últimas décadas. Los resultados de esta fase del proyecto se presentaron en 2013 y han servido como base para el informe AR5 del IPCC (2014).

Para el CMIP5 también se han formulado cuatro trayectorias de concentración representativa (RCP). Estas trayectorias son escenarios de mitigación que asumen que se desarrollaran políticas para alcanzar ciertos objetivos de emisiones. Estos escenarios están basados en una serie de proyecciones del crecimiento futuro de la población, el desarrollo tecnológico y las respuestas sociales. La numeración de los RCP proporciona una estimación aproximada del forzamiento radiactivo en el año 2100. El RCP 8.5, por ejemplo, es un escenario de altas emisiones en donde se espera que aumenten las emisiones a lo largo del siglo XXI antes de alcanzar un nivel de aproximadamente 8.5 W/m^2 al final del siglo. El RCP 2.6, en cambio, espera que el forzamiento radiactivo alcance su máximo a mediados del siglo XXI y disminuya al final del siglo hasta un nivel nominal de eventual

de 2.6 W/m^2 . Adicionalmente se cuenta con escenarios de emisiones de mitigación de rango medio como el RCP 4.5 y el RCP 6.0 (Taylor *et al.*, 2012). En la presente tesis doctoral se han considerado únicamente las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5.

2.5.2. Escenarios de cambio climático para Colombia

Colombia no es un país industrial y, por tanto, sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) no son significativas en la afectación de la composición de la atmósfera a nivel global. Sin embargo, se localiza en una de las zonas más afectadas por los efectos del cambio climático. Claro ejemplo de esto es la disminución de la superficie de los glaciares ubicados en las cimas de las cadenas montañosas de los andes colombianos (IDEAM, 2012).

En 1993, Colombia aprobó la convención marco de Naciones Unidas, y el protocolo de Kioto en el año 2000. A partir de entonces, se comprometió a presentar las Comunicaciones Nacionales ante la Convención Marco de Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático. El Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) es la institución encargada de coordinar todas las actividades relacionadas con la elaboración de las comunicaciones nacionales y los estudios de se deriven de estas. Para identificar las vulnerabilidades y desarrollar y aprobar proyectos de reducciones de gases de efecto invernadero (GEI), se creó un comité técnico Intersectorial de Mitigación de Cambio Climático del Consejo Nacional Ambiental (IDEAM, 2010a).

Colombia cuenta con una extensión de $2.070.408 \text{ km}^2$ distribuidas en $1.141.748 \text{ km}^2$ terrestres y 928.660 km^2 de áreas marinas. Su superficie terrestre continental se divide en 5 regiones naturales: Caribe, Pacífico, Amazonia, Orinoquia y Andes. Dentro de sus características fisiográfica destaca la cordillera de los Andes que se divide en tres ramales, cordillera Occidental, Central y Oriental con alturas entre los 5.400 y los 4.700 m.s.n.m.

Geográficamente, Colombia se sitúa en la franja ecuatorial, por lo que su clima está afectado por la zona de Confluencia Intertropical (ZCIT). Esto determina la distribución espaciotemporal de la precipitación, la nubosidad y de otras variables climatológicas. La precipitación media anual es de 3.000 mm (figura 2-12), con una evapotranspiración real de 1.180 mm y escorrentía media anual de 1.830 mm (Ministerio de Ambiente. y IDEAM, 2005).

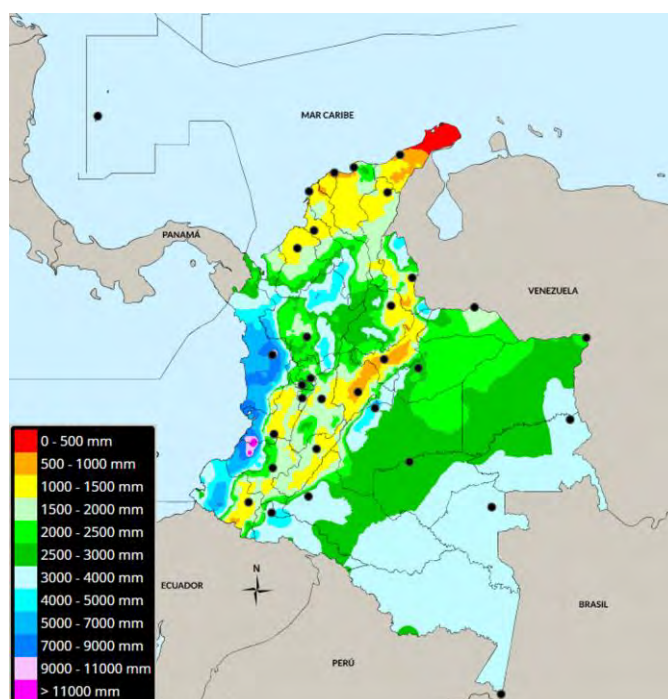


Figura 2-12. Precipitación media total anual
(IDEAM_Atlas climatológico de Colombia, 1981-2010)

La temperatura, en cambio, está condicionada por la orografía, lo que hace que disminuya en función de la altitud. De acuerdo con esta condición, la temperatura en Colombia se agrupa en los llamados pisos térmicos.

Colombia dispone de una red de monitoreo hidrometeorológico nacional desde 1969, liderada por el IDEAM y con el aval de la Organización Meteorológica Mundial (OMM). Esta red nacional está compuesta por estaciones de medición de precipitación, temperatura, viento y nivel de los ríos. Gracias a la información recopilada durante las últimas décadas y mediante el desarrollo de metodologías avanzadas a nivel mundial, actualmente es posible generar escenarios de temperatura y precipitación para Colombia implementando los lineamientos propuestos por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (IDEAM, 2015).

En la primera comunicación nacional 2001 se usó la metodología propuesta por el Panel Intergubernamental de expertos sobre Cambio Climático (IPCC) de 1996, a la cual se le realizaron algunas adaptaciones en función de los datos disponibles en el país. En este

primer informe, se realizó el primer inventario nacional de fuentes y sumideros de (GEI) para los años 1990 y 1994. En él, se estimaron las emisiones agrupadas por sectores tales como producción de energías, procesos industriales, agricultura, cambios del uso de la tierra y silvicultura y residuos.

De este análisis se concluyó que el principal gas de efecto invernadero directo emitido en el país en 1990 y en 1994 fue el dióxido de carbono con 62,5 y 75 millones de toneladas respectivamente, teniendo como principal fuente de emisiones la producción de energía con un 73,8%, seguida del cambio de usos de suelos y silvicultura con 18,7 % (IDEAM, 2001).

Los resultados obtenidos del inventario de fuentes y sumideros de (GEI) permitió desarrollar acciones en materia de mitigación, mediante el diseño de políticas, planes y programas, para los diversos sectores productivos en el país. Adicionalmente, se realizó un análisis de las características socioeconómicas y físico bióticas que determinan la vulnerabilidad del país ante los efectos del cambio climático. El diseño e implementación de acciones para la mitigación de los efectos del cambio climático en Colombia, se ha coordinado con las entidades nacionales, regionales y locales, dando así un mayor compromiso y sentido de pertenencia social a la ejecución de las acciones (IDEAM, 2010b).

Los modelos climáticos globales ofrecen información a escalas generales, sin embargo, estas no se pueden aplicar de manera directa a una región, por lo que es necesario el desarrollo de metodologías que permitan generar información detallada del clima real en una región. Los modelos climáticos regionales, son una versión de los modelos globales, en la que se realiza una regionalización dinámica (*dynamical downscaling*).

En Colombia se ha usado el *Providing Regional Climate Scenarios for Impacts Studies* (PRECIS) que utiliza los datos del modelo global con resolución espacial de 150 x150 km, junto con la información de topografía y uso de suelo con resolución espacial de 25x25 km, para obtener información más detallada. Este modelo se ha usado para estimar escenarios futuros a partir de los escenarios posibles de emisiones definidos por el IPCC, para los años 2070 y 2100 (IDEAM, 2010a).

El IDEAM en convenio con la Universidad Nacional de Colombia, han realizado los primeros trabajos sobre la generación de escenarios climáticos regionales, usando como partida los escenarios de emisiones del IPCC 2006.

EL IDEAM ha calculado tendencias para los periodos futuros 2011-2040 (corto plazo), 2041-2070 (medio plazo) y 2071-2100 (largo plazo), con el *multiensamble* de modelos para distintos escenarios de emisiones, lo que ha permitido reducir las incertidumbres en los resultados.

En el 2017 se presentó la tercera comunicación nacional de cambio climático para Colombia, basada en la nueva metodología para el cálculo de escenarios recomendada por el IPCC en su quinto informe (AR5). Esta metodología se basa en la identificación de trayectorias representativas de concentración (RCP). Estas trayectorias no se asocian con un único escenario socioeconómico o de emisiones, si no que resultan de la combinación de diferentes futuros económicos, tecnológicos, demográfico, político e institucional. Algunos también requieren de información sobre la evolución en la concentración de especies radiactivas activas y la evolución en el tiempo de uso de suelo y cobertura vegetal.

Estos RCP se caracterizan por su forzamiento radiactivo (FR) para el año 2100, que oscila entre 2,6 vatios por metro cuadrado (W/m^2), escenario más optimista con una reducción del 95% de emisiones (GEI) y 8,5 vatios por metro cuadrado (W/m^2), escenario más pesimista en donde se contemplan mayores emisiones de (GEI), lo que supone el triple de las emisiones de (GEI) en el año 2000.

Adicionalmente también se consideran dos escenarios intermedios:

- El RCP 4,5 con una reducción de emisiones de hasta el 70% para el año 2100, en donde se considera que se realizará un proceso de migración a las energías renovables y nuclear, se disminuye el uso del suelo para ganadería y se promueve la producción alimentaria con baja huella de carbono.
- El RCP 6,0, que considera una disminución en la producción de carbón, pero un incremento en el uso de gas natural en 2,6 veces sus niveles con respecto al año 2000, un incremento de la población y las superficies de cultivos en detrimentos de la vegetación natural (IDEAM *et al.*, 2015).

En la tabla 2-1 se describen las características principales de los RCP.

Tabla 2-1. Trayectorias de forzamiento radiactivo.

Escenario	Forzamiento radiactivo (W/m²)	Concentración CO₂eq atmosférico (ppm)	Trayectoria
RCP 8,5	> 8,5 W/m ² en 2100	> ~ 1370 CO ₂ -eq en 2100	2100, en aumento
RCP 6,0	Estabilización en ~6 W/m ² a partir de 2100	~ 850 CO ₂ -eq (estabilización, a partir de 2100)	Estabilización después de 2100
RCP 4,5	Estabilización en ~4,5 W/m ² a partir de 2100	~ 650 CO ₂ -eq (estabilización, a partir de 2100)	Estabilización después de 2100
RCP 2,6	Máximo a ~3 W/m ² antes de 210; disminución posterior	Máximo a ~490 CO ₂ -eq antes de 2100; disminución posterior	Pico antes de 2100, seguida de disminución

(IDEAM, 2015)

2.5.3. Escenarios de cambio climático para la Sabana de Bogotá

Con los resultados obtenidos de los escenarios de cambio climático a nivel nacional, para las variables de precipitación y temperaturas, el IDEAM y la Universidad Nacional de Colombia calcularon los escenarios regionales para los 32 departamentos de Colombia.

La cuenca del río Bogotá se ubica geográficamente en el departamento de Cundinamarca, por lo que se tomaron los escenarios regionales del departamento como base para el análisis de los datos en la cuenca. Para la precipitación en la región se espera un aumento durante los tres periodos analizados, con un porcentaje de incremento de 7,99%, 9% y 8,21% respectivamente con respecto al periodo de referencia (1976-2005), tal cual se muestra en la figura 2-13.

Los principales incrementos en la precipitación se podrían localizar en la sabana centro, sabana occidental y norte de la ciudad de Bogotá, Ubaté y Almeidas, con incrementos entre un 10% y un 30% por encima de la precipitación actual. Se espera una disminución de hasta un 20% para la precipitación en la región de Cundinamarca durante los tres periodos analizados (IDEAM *et al.*, 2015).

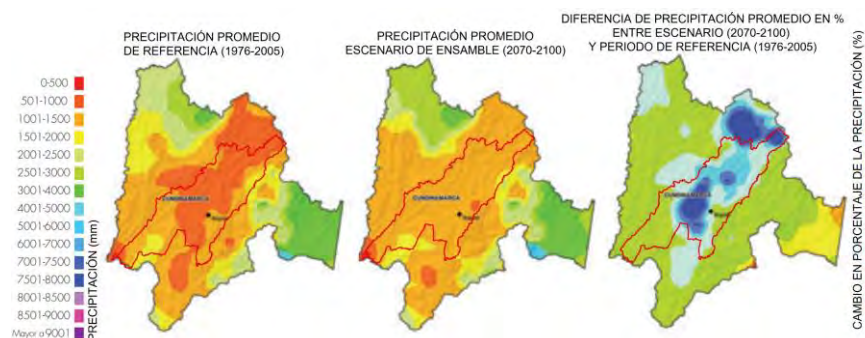


Figura 2-13. Distribución espacial de la precipitación en el departamento de Cundinamarca (1976-2005); escenarios de precipitación para (2070-2100); diferencias en % entre periodo (1976-2005) y (2070-2100) (IDEAM, 2015)

Con respecto a la temperatura se espera un incremento de 0,8 °C durante el primer periodo de análisis (2011-2040), de 1,5 °C para (2041-2070) y se eleve a 2,3°C para el final del siglo XXI (2070-2100). Estos incrementos se han calculado con respecto a la temperatura de referencia (1976-2005) según se muestra en la figura 2-14. Los posibles valores promedio de la temperatura, máxima, mínima y media serán significativamente más altos en las zonas de alta montaña (páramos), donde se espera que la temperatura aumente más rápidamente que en otros lugares del país (IDEAM, 2015).

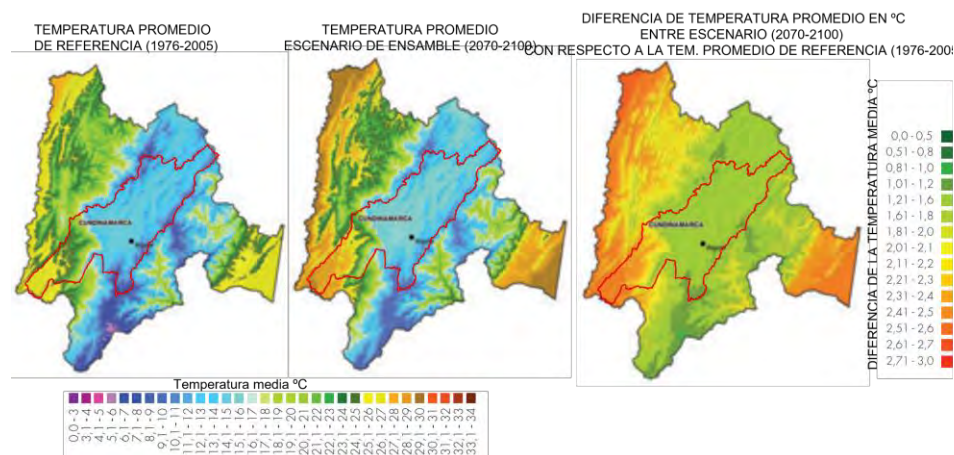


Figura 2-14. Distribución espacial de la temperatura en el departamento de Cundinamarca (1976-2005); escenarios de temperatura para (2070-2100); diferencias en % entre periodo (1976-2005) y (2070-2100)

3. Descripción general de la cuenca del río Bogotá

3.1. Introducción

En el presente capítulo se incluye la descripción general de la cuenca de los ríos Bogotá y Fucha, sobre las cuales se desarrolla la investigación mostrada en los capítulos posteriores de la presente tesis doctoral.

La subcuenca del río Fucha se localiza como parte integrante de la cuenca hidrológica del río Bogotá, del cual se abastece la megaciudad de Bogotá y su área metropolitana. Garantizar el equilibrio hidrológico y ambiental del río Bogotá resulta fundamental para el desarrollo sostenible de las actividades urbana, agrícolas e industriales de la capital de Colombia.

Para facilitar la comprensión de este capítulo, la información contenida en el mismo se ha dividido en tres apartados. Primeramente, se ha realizado la descripción de la cuenca hidrológica del río Bogotá desde los puntos de vista fisiográfico, geológico, climatológico e hidrológico. Partiendo de toda esta información, se realizará posteriormente el análisis del comportamiento hidrológico de la cuenca, lo cual resulta fundamental para garantizar el abastecimiento de las demandas urbanas, agrícolas e industriales de la capital de Colombia. El estudio del equilibrio medioambiental de la cuenca del río Bogotá

depende, pues, en gran medida del comportamiento hidrológico de la misma y de su evolución futura.

Posteriormente, se presenta la descripción de la subcuenca hidrológica del río Fucha, incluida dentro de la cuenca general del río Bogotá y que se configura como cuenca urbana dado que la megaciudad de Bogotá ocupa gran parte de su superficie. Es, precisamente, uno de los objetivos principales de la presente investigación profundizar en el conocimiento del comportamiento hidrológico de la cuenca urbana.

Finalmente, el capítulo concluye con una descripción de la megaciudad de Bogotá, de la evolución histórica del desarrollo urbano que la ha llevado a convertirse en una de las capitales más pobladas de Sudamérica.

3.2. Descripción del área de estudio

3.2.1. La cuenca del río Bogotá

La cuenca del río Bogotá se encuentra en la provincia de Cundinamarca, en el centro de Colombia. El río Bogotá es el principal cauce de la cuenca y toma su nombre de la zona donde actualmente se ubica la megaciudad de Bogotá, capital del país (figura 3-1).

La cuenca del río Bogotá tiene una superficie de 5.890 km² y la longitud del río es de 270 km. Fluye en dirección suroeste desde su nacimiento a 3.400 m.s.n.m. hasta su confluencia con el río Magdalena a 280 m.s.n.m.

La cuenca se divide en 47 municipios incluidos en el departamento de Cundinamarca. La administración de los recursos hídricos y su jurisdicción está compartida entre tres autoridades regionales: Cundinamarca (CAR), Guavio (Corpoguavio) y Orinoquia (Corporinoquia).

La cuenca del río Bogotá puede dividirse en dos áreas diferentes de acuerdo con su topografía, clima y configuración geográfica. La cuenca media y alta conforma la sabana de Bogotá, cuya área de drenaje cubre 4.321 km². Esta zona superior incluye 15 subcuencas, donde se encuentran tres embalses para el suministro de agua urbana. La zona se caracteriza por temperaturas relativamente bajas, aunque raramente nieva, a pesar de localizarse a más de 2.000 m de altitud. En ella el río circula con pendientes muy suaves, conformando meandros entre los que sitúan amplias zonas de cultivo y la propia megaciudad de Bogotá. Los cultivos más frecuentes y reconocidos son cultivos de flores ornamentales que se desarrollan bajo invernadero.

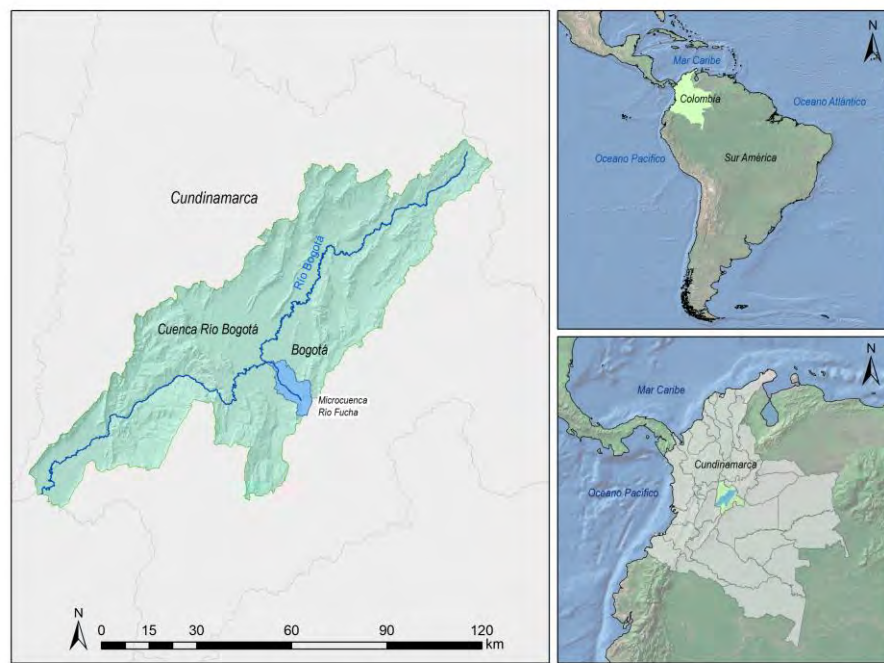


Figura 3-1. Cuenca del río Bogotá – Colombia

Aguas abajo, a partir del Salto del Tequendama el río Bogotá circula en la zona baja del valle como río de alta montaña hasta cruzar una pequeña llanura aluvial previa a su confluencia con el río Magdalena. En la mayor parte de esta zona las pendientes son más altas y el uso de suelo predominante es también agrícola, aunque de otros cultivos distintos a las flores ornamentales características de la cuenca alta.

La precipitación anual promedio en toda la cuenca varía desde aproximadamente los 600 mm en la parte alta y plana a los 1.600 mm en las partes más montañosas, cerros orientales y parte inferior de la cuenca. De esta manera, se identifica un régimen bimodal de precipitaciones con valores bajos de diciembre a febrero y de junio a agosto (temporadas secas) y valores altos de marzo a mayo y de septiembre a noviembre (temporadas húmedas).

El fenómeno ENSO (conformado por los dos fenómenos denominados El Niño y La Niña) tiene una influencia importante en la distribución e incremento de las precipitaciones en la cuenca. En el primer caso (El Niño), se ha observado una disminución en los valores medios de la precipitación y, simultáneamente, un aumento en las superficies

con valores bajos de precipitación. En el segundo caso de (La Niña) se ha observado un incremento en los valores medios de precipitación, pero manteniéndose los patrones de distribución espacial de la misma (CAR y Consorcio Huitaca, 2017).

En la cuenca, la variación espacial en la temperatura promedio anual también es muy amplia y varía de acuerdo con la topografía. En la parte alta de la cuenca la temperatura oscila entre 8 y 13 °C, mientras que en la sabana de Bogotá oscila entre 13 y 18 °C, y en la cuenca baja entre 9 y 26 °C. Este gradiente de temperatura altitudinal es de aproximadamente 5 °C por cada 1.000 m de variación de cota, con muy poca variación estacional (CAR y Consorcio Huitaca, 2017).

Originariamente, la vegetación de la cuenca se componía principalmente de bosques húmedos altoandinos, matorrales densos, vegetación de pastos naturales y vegetación de páramos (matorrales y arbustales relacionados con humedales). Esta vegetación natural ha sido reemplazada gradualmente por cultivos de papa y maíz como parte de la dieta principal de los primeros pobladores nativos de la región. Durante la colonización del siglo XVI, este proceso de reemplazo de vegetación experimentó cambios importantes ocasionados por el desarrollo de pueblos y ciudades, secado de humedales para expandir tierras de cultivo, introducción de nuevos sistemas agrícolas y ganaderos y tala de especies nativas de árboles que se ha ido reemplazando por plantación de árboles (ya sean especies nativas o no) (Mendoza y Etter, 2002).

Actualmente, persisten dos tipos de cubiertas naturales importantes en el equilibrio ambiental de la cuenca:

- (i) el páramo, por su importante papel en el almacenamiento y control de los flujos de agua a través de la cuenca (IAvH, 2007);
- (ii) los bosques como corredores ecológicos que actúan como una barrera natural contra el crecimiento urbano, entre los que destacan la reserva natural del Bosque Protector de Bogotá y la reserva natural Van Der Hammen. Actualmente son el centro de debate sobre la nueva planificación territorial de la ciudad, debido a su ubicación estratégica para el desarrollo urbano de Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2016).

Las principales causas de la degradación de ambos ecosistemas están relacionadas con el desarrollo e incremento de los usos agrícolas y ganaderos y las actividades mineras (Buytaert *et al.*, 2006; Hofstede, 1995; Vásquez *et al.*, 2015). La cuenca del río Bogotá cuenta con una población de más de 10 millones de habitantes y una importante superficie agrícola de cerca de 800 km², que supone el 13,64% de su superficie. Las actividades desarrolladas en la cuenca generan una demanda de agua de 24,7 m³/s, de los cuales

13,14 m³/s son para uso doméstico, 9,65 m³/s para uso agrícola, y cerca de 2 m³/s para usos pecuarios e industriales (CAR, 2019). En la cuenca alta y media se cuenta con importantes recursos hídricos subterráneos.

Dada la intensidad de las demandas, la oferta hídrica de la cuenca es deficitaria. Por ello, en 1985 se ejecutaron las obras de construcción del sistema de trasvase Chingaza que permite la conexión con los caudales desde la cuenca vecina (Sistema Chingaza).

El sistema, fuente productora de agua, está relacionado directamente con el buen estado de los ecosistemas y su conservación, su biodiversidad, su cubierta vegetal y el suelo. El sistema de trasvase Chingaza, deriva aguas de las cuencas del Guatiquía y del río Blanco, ambas ubicadas en la vertiente del Orinoco. El sistema, en el área de Chuza, toma los aportes de la Quebrada Leticia y los ríos Frío, La Playa y Chuza y. Por otra parte, el sistema del Río Blanco se compone de las captaciones de varias quebradas.

Estas cuencas hidrográficas ubicadas en el Macizo de Chingaza constituyen la principal fuente de abastecimiento para Bogotá; Junto con el páramo, los bosques dan a este gran ecosistema la categoría de estratégico en tanto que de él depende la provisión de agua para una gran parte de la población de la megaciudad de Bogotá y de su área metropolitana. En la actualidad, el sistema de trasvase Chingaza aporta casi el 50% del agua superficial demandada por las actividades de la cuenca del río Bogotá (EAAB, 2006).

Gracias a la existencia del sistema de trasvase Chingaza, la cuenca actualmente dispone de cantidad de agua suficiente para garantizar su demanda. Sin embargo, no se puede perder de vista que se espera que la población siga creciendo dado que Bogotá y su área metropolitana son el polo industrial y comercial de Colombia.

Los conflictos entre las superficies agrícolas y ganaderas y la demanda de suelos urbanos a causa del crecimiento de la megaciudad de Bogotá han sido una causa de tensión social entre los habitantes de la región y los gestores del territorio. En las últimas décadas se ha observado un incremento del precio de los suelos alrededor de la ciudad. El uso del suelo cambió, primeramente, de agrícola a ganadero y, finalmente, a suelo urbano (Martínez Herrera, 2015).

Sin embargo, a pesar de su actual uso urbano, las tierras de la zona han sido clasificadas como unas de las más fértiles de toda Colombia (IGAC; Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 2013).

La explotación de aguas subterráneas se ha intensificado progresivamente en los últimos quince años debido al desarrollo agroindustrial (INGEOMINAS *et al.*, 2002). Además, el aprovechamiento de aguas subterráneas para consumo humano también se ha

incrementado, ya que los recursos hídricos superficiales son insuficientes para satisfacer la creciente demanda, especialmente en épocas de sequía. La extracción de aguas subterráneas se ha concentrado en la zona occidental de la cuenca, sobre todo en los municipios de Funza, Facatativá, Madrid, Tenjo y Mosquera (WWF, 2012).

La cuenca cuenta con una red estaciones meteorológicas, operadas por las tres instituciones públicas que gestionan la región, (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Instituto de Estudios Ambientales y Meteorológico (IDEAM) y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). En la presente tesis doctoral se han utilizado datos procedentes de 57 estaciones meteorológicas, 7 estaciones de control de temperatura y 3 estaciones de control de aforo (tabla 3-1).

Tabla 3-1. Red de estaciones hidrometeorológicas (WGS 84 / UTM zona 18N - EPSG:32618)

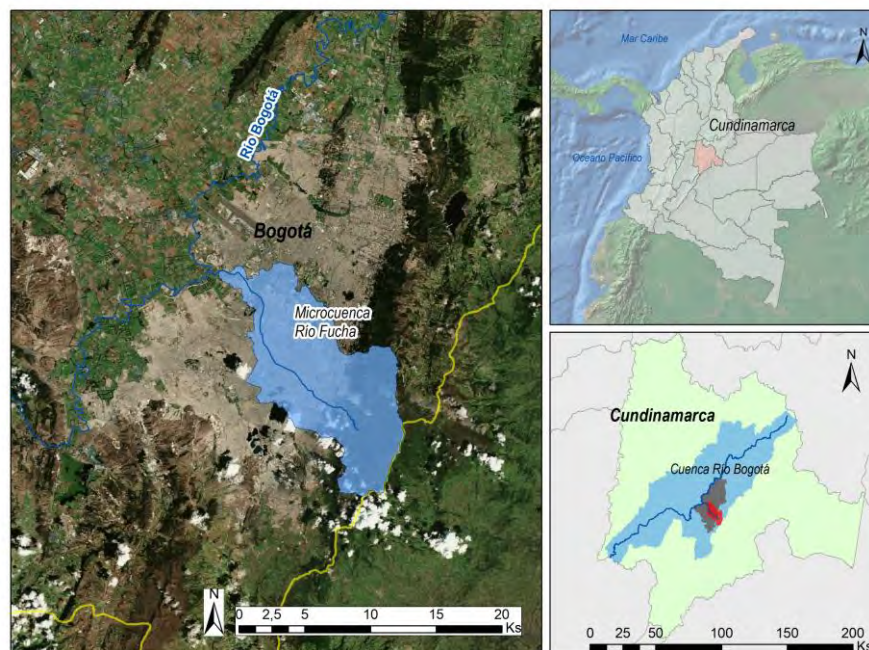
Estaciones de precipitación				
CODIGO	NOMBRE	X	Y	ALTITUD
2120027	SAUCIO	643409,03	564838,79	2643
2120043	VILLAPINZON	655160,77	576111,04	2730
2120044	PRADERA LA	595774,27	553734,48	2824
2120051	SIBATE APOSTOLICA	583911,15	498105,27	2609
2120055	UNION LA	583004,71	538862,39	2652
2120074	ZIPAQUIRA	610957,49	555411,31	2613
2120075	BOJACA	572932,62	523010,15	2601
2120077	TORCA	607779,78	529622,83	2596
2120080	SAN JOSE	621463,19	536172,52	2660
2120085	BOSQUE EL - CISACA	601654,62	494468,22	3175
2120088	SALITRE EL	610388,91	572592,63	3166
2120095	BARRANCAS	631451,64	571320,52	2913
2120096	CONSUELO EL	635152,68	551773,06	2933
2120103	SANTA TERESA	618530,03	524645,33	3002
2120112	CASITA LA	608691,08	512509,78	3100
2120136	SANTA INES	595199,39	531334,93	2591
2120138	ENCANTO EL	622831,32	572401,36	3180
2120141	ACANDY	622033,82	559854,55	2596
2120166	FUTE	579657,53	508228,19	2633
2120168	ALTO DE AIRE	630870,70	574080,44	2796
2120169	LADERA GRANDE	627269,18	571871,79	2956
2120170	LLANO EL	629892,60	571858,16	2838
2120173	CAMPOBELLO	576399,19	525347,25	2561
2120174	MANJUI	567811,71	530854,10	3220
2120176	SANTA ISABEL	603324,58	552224,70	2729
2120177	ANCLAJE 14	563832,43	507725,64	931
2120179	ARGENTINA	553316,76	524870,21	1154
2120180	SAN GREGORIO	557340,77	519634,64	1088
2120182	PENAS BLANCAS	568971,79	504416,70	2118
2120183	DARIO VALENCIA	562547,08	508304,97	717
2120187	BOMBAS SESQUILE	631813,95	556865,11	2578
2120190	COL FRANCISCO JOSE DE CALDAS	552630,65	491077,97	594
2120193	GUANQUICA	619026,29	573847,44	3010
2120195	MONTECILLOS	630381,38	543291,05	2805
2120213	CEDRAL EL	611454,30	558768,67	2666
2120214	PARAMO DE GUERRERO	605848,98	565470,25	3256
2120215	AMERICA	559789,36	491718,49	1372
2120516	RAMADA LA	591251,45	519912,80	2571
2120540	CHECUA	626199,43	565693,81	2603
2120548	LA IBERIA	641419,88	556898,61	2721
2120557	PRIMAVERA LA	587380,69	537003,41	2623
2120559	APTO GUAIMARAL-USTA	604964,03	529634,25	2603
2120562	GUATAVITA	625777,32	542696,51	2679
2120565	TABIO	608242,67	544029,31	2608
2120629	VENECIA	566581,66	535465,15	2686
2120630	DONA JUANA	595699,66	497547,19	2800
2120632	FORTUNA LA	656540,06	581673,49	2814
2120634	PARAISO PERDIDO	578639,20	497178,77	2756
2120637	VIOLETAS LAS	534657,37	483978,61	432
2120639	MESA LA	557482,53	511193,64	1215
2120640	VICTORIA LA	543414,61	493642,62	394
2120644	ARGELIA	527652,65	481660,84	315
2120646	MESITAS	562222,17	506133,78	1057
2120647	ESPERANZA LA	563184,55	520201,11	1391
2120652	PALOQUEMAO	565816,39	522819,50	2181
2120659	REPRESA SISGA	640759,82	562115,42	2689
2120691	PLANADAS	598704,62	559305,92	3357
Estaciones de aforo				
2120715	LAS HUERTAS	582777,05	507070,65	2561
2120719	SAUCIO PUENTE BARAYA	643396,62	564884,83	2640
2120920	LA CAMPINA	522787,59	475702,65	288
Estaciones de temperatura				
2120646	MESITAS	562222,17	506133,78	1057
2120629	VENECIA	566581,66	535465,15	2686
2120639	MESA LA	557482,53	511193,64	1215
2120562	GUATAVITA	625777,32	542696,51	2679
2120644	ARGELIA	527652,65	481660,84	315
2120559	APTO GUAIMARAL-USTA	604964,03	529634,25	2603

3.2.2. Cuenca urbana: la subcuenca del río Fucha

La subcuenca del río Fucha tiene una extensión de total de 175,36 km², de los cuales el 74,08% se corresponde con uso urbano y el 25,92% con uso rural (figura 3-2).

El río Fucha es un corredor ecológico importante de conexión entre la reserva natural de los cerros orientales de la ciudad de Bogotá y el río Bogotá. Así viene recogido en el Plan de Ordenamiento Territorial vigente, que busca plantear instrumentos que permitan conservar los cauces naturales dentro de la ciudad para la protección del ciclo hidrológico garantizando a la vez el cumplimiento de los servicios urbanos prestados mediante los correspondientes equipamientos.

Desde el punto de vista hidrológico, la subcuenca del río Fucha funciona como una microcuenca urbana de alta densidad de población. Así, la microcuenca cuenta con pocas áreas verdes con respecto a otros sectores de la ciudad. Su alta urbanización y la ubicación en ella de zonas industriales han conllevado conflictos de uso que dificultan la gestión hídrica y la recuperación del río.



*Figura 3-2. Localización microcuenca del río Fucha
(WGS 84 / UTM zona 18N - EPSG:32618)*

En la mayoría de su trazado urbano, el cauce se configura con sección trapezoidal, cuyas márgenes están revestidas parcialmente primero con hormigón y luego con terreno natural cubierto con vegetación. El río Fucha es un río permanente con caudal altamente variable en función de la precipitación. Los frecuentes desbordamientos ocasionan inundaciones que afectan muy negativamente a la población de Bogotá, justamente en los barrios más densamente poblados (figura 3-3).



Figura 3-3. Río Fucha a su paso por Bogotá.

Tomada por Felipe Restrepo Acosta - Trabajo propio, CC BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=15851698>

3.2.3. Características de la megaciudad de Bogotá

Bogotá es una de las principales megaciudades en desarrollo de América Latina (figura 3-4). En 2015, su población alcanzó los 7,9 millones de habitantes dentro de su perímetro municipal, estando 1,45 millones de habitantes en el interior de su área metropolitana. Las estimaciones de las autoridades locales de Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2018) prevén un crecimiento de población hasta alcanzar más de 11 millones de habitantes en

2050, de los cuales alrededor de 2,8 millones se ubicarán en los municipios que conforman su área metropolitana.



*Figura 3-4. Megaciudad de Bogotá
Tomada por Clark Rodríguez -Trabajo propio*

La ciudad de Bogotá representa más del 20% de la población de Colombia, es su capital y su principal centro de desarrollo económico. Todo ello la convierte en el destino de importantes procesos migratorios que, debido a problemas sociales, aumentaron de 1990 hasta 2010. Esta situación ha forzado un constante crecimiento urbano y una densificación de la población dentro de la ciudad. La escasa disponibilidad de suelo urbano ha inducido el aumento de los precios de las viviendas, lo que ha obligado a los habitantes de bajos ingresos a trasladarse a las afueras de la ciudad y ha promovido el desarrollo de ciudades cercanas (Bocarejo *et al.*, 2013). En las décadas de 1980 y 1990, la tasa de crecimiento de la ciudad era de 310 ha/año. Sin embargo, los últimos datos disponibles indican que la tasa de crecimiento de la megaciudad ha aumentado a más de 870 ha/año (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2018).

Por su relevancia en los apartados posteriores de la presente tesis doctoral, cabe destacar que únicamente se dispone de cartografía digital detallada en la zona urbana, no estando disponible esta cartografía en el resto de la cuenca del río Bogotá. En la megaciudad de

Bogotá se dispone de cartografía detallada con datos catastrales en el interior del perímetro urbano. Sin embargo, en los municipios de reciente desarrollo que conforman su área metropolitana no está disponible esta información catastral en formato digital (figura 3-5).

Por ello, tal cual se describe en el apartado siguiente de la presente tesis doctoral, en las zonas urbanas externas al citado perímetro donde no se dispusiera de cartografía digital de detalle, ésta se ha obtenido a partir de interpretación de imágenes de satélite RapidEye de la empresa alemana RapidEye AG, a una resolución espacial de 5 metros. En total, se ha procesado información satelital para la elaboración de cartografía en una superficie de 25.222 has.

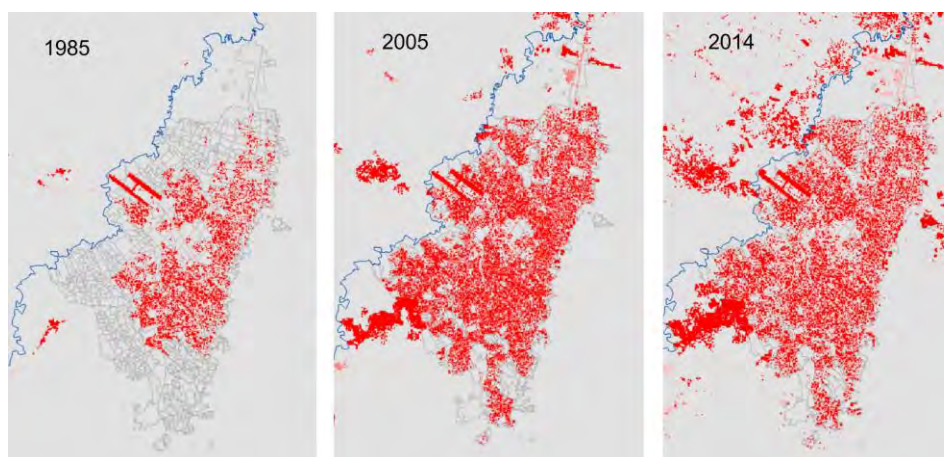


Figura 3-5. Esquemas de crecimiento urbano de la Megaciudad de Bogotá - EPSG:32618

3.3. Datos disponibles y generación de cartografía específica

Para desarrollar la presente investigación mediante el uso de modelos hidrológicos, de cambio de uso de suelo y de cambio climático ha sido necesario utilizar información procedente de diversas fuentes. La información utilizada para la modelación hidrológica del río Bogotá, se adquirió de fuentes oficiales como la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y el Catastro distrital de Bogotá (IDECA). Los datos obtenidos son series temporales con discretización diaria de los siguientes parámetros:

- Datos meteorológicos:
 - Precipitación (en 57 estaciones)

- Temperaturas máximas, medias y mínimas (en 7 estaciones)
- Datos hidrológicos:
 - Caudal diario desde 1980 hasta 2014 en una estación de aforo La Campiña (2021920)
 - Caudal diario en series más cortas (en otras 3 estaciones de aforo)
- Mapas de usos de suelo y coberturas vegetales LULC para la cuenca del río Bogotá a escala 1:100.000; Metodología *Corine Land Cover* adaptada para Colombia (IDEAM,2010):
 - Mapa de uso de suelo y coberturas vegetales (1985, 2005, 2012 y 2014)

La figura 3-6 muestra la localización de las estaciones meteorológicas y de aforo utilizadas.

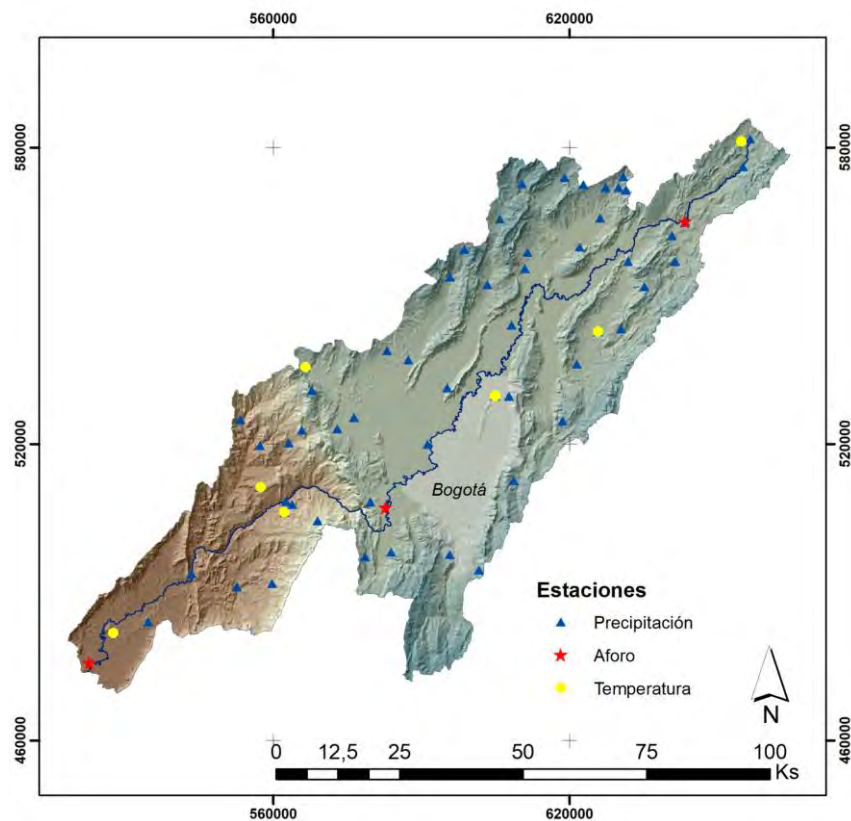


Figura 3-6. Localización de las estaciones hidrometeorológicas - EPSG:32618

La precipitación en la cuenca se distribuye espacialmente, en zonas lluviosas con valores superiores a los 2.000 mm/año, localizadas al este en las zonas altas de montaña y al oeste en la cuenca baja. Mientras, en la zona del altiplano, los valores precipitación se encuentran por debajo de los 1.000 mm/año.

La figura 3-7 muestra el mapa de la distribución espacial de la precipitación total anual en la cuenca del río Bogotá.

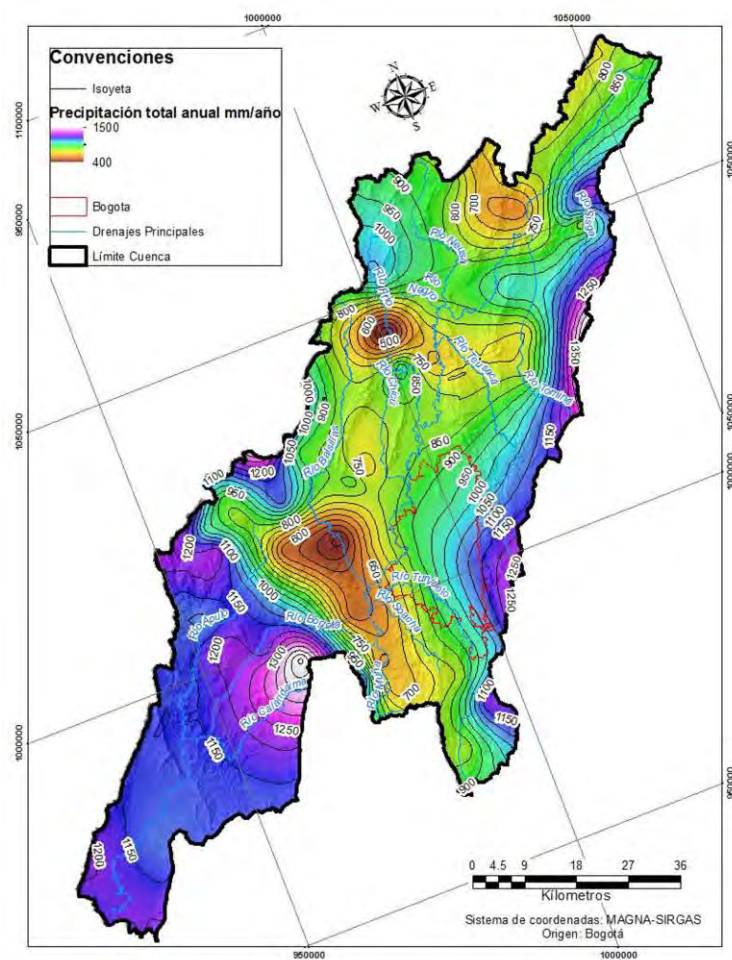
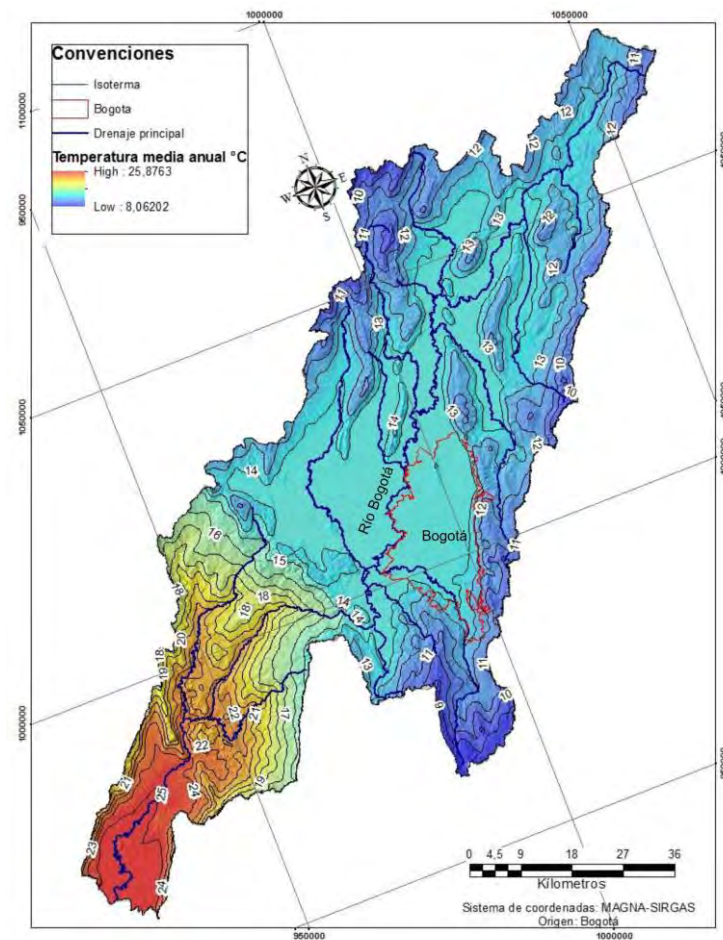


Figura 3-7. Precipitación total anual
(CAR, 2018)

La temperatura media en la cuenca se distribuye espacialmente en zonas frías en las partes altas, especialmente en los páramos que se ubican por encima de los 3.000 m.s.n.m. Se observan temperaturas templadas en el altiplano sobre los 2.500 m.s.n.m. y en la cuenca baja temperaturas más cálidas (figura 3-8).



*Figura 3-8. Temperatura media anual
(CAR, 2018)*

Respecto al uso de suelo y coberturas vegetales (LULC), y dado que éste evoluciona con el tiempo, a modo de ejemplo, la figura 3-9 muestra el mapa de uso de suelo y coberturas vegetales correspondiente a 2014.

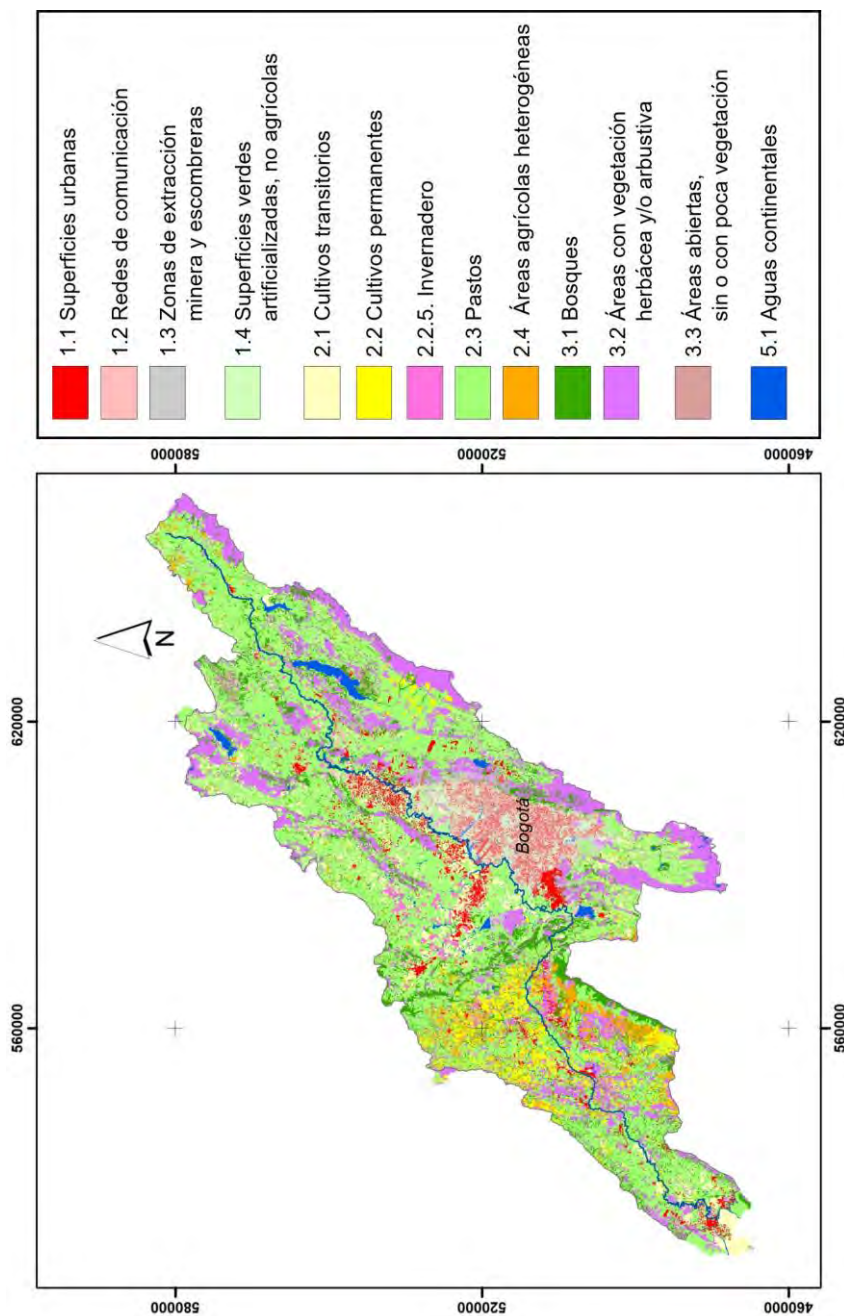


Figura 3-9. Uso de suelo y coberturas vegetales correspondiente a 2014 – (EPSG:32618)

De la página del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) y del IDECA se obtuvo la siguiente información:

- Mapa edafológico de Cundinamarca a escala 1:100.000 (figura 3-10).
- Cartografía catastral urbana para el interior del perímetro urbano de la ciudad de Bogotá a escala detallada.

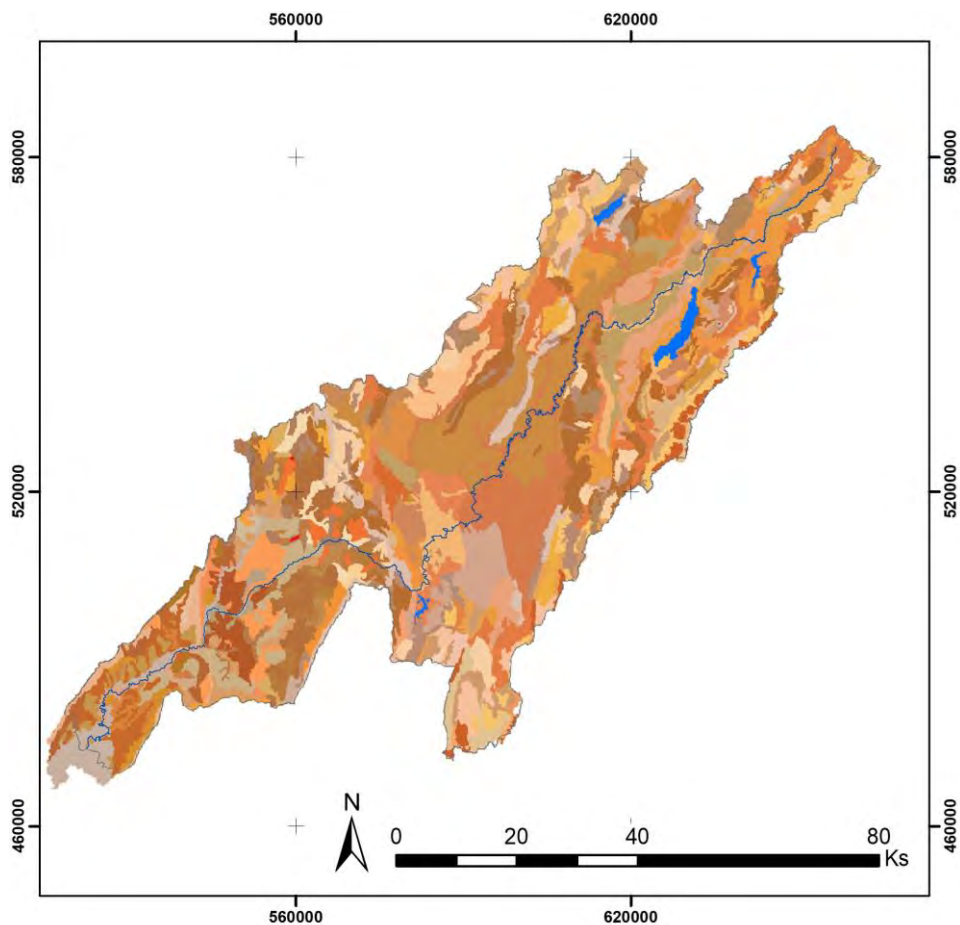


Figura 3-10. Mapa edafológico de cuenca del río Bogotá 2014 – datos IGAC - EPSG:32618

De la Misión Topográfica *Shuttle Radar* (SRTM) coordinada por la Agencia Nacional de Inteligencia Geoespacial y la NASA SRTM, se obtuvo la siguiente información:

- Modelo digital de elevación (MDE) con resolución espacial de celdas de 90 x 90 metros (3 segundos de arco)¹ (figura 3-11 izquierda).
Modelo digital de elevación (MDE) con resolución espacial de celdas de 5 x 5 metros (figura 3-11 derecha).

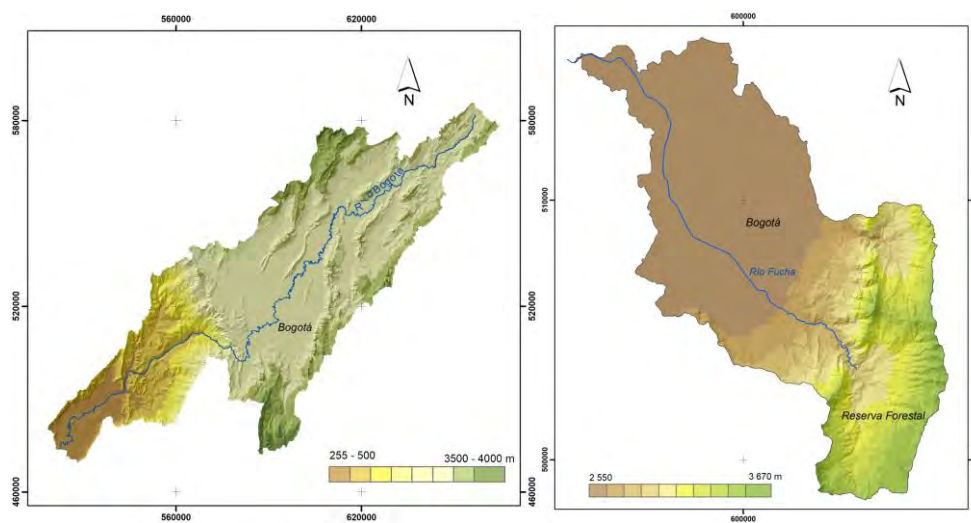


Figura 3-11. Izquierda MDE 90 metros; Derecha MDE 5 metros. - EPSG:32618

Los datos del modelo digital de elevación para la cuenca del río Fucha (zona urbana) se generaron a partir de las curvas de nivel cada 2 m, que se extrajeron de la base de datos del Catastro de la ciudad de Bogotá (IDECA). Esta información en formato vectorial se editó para eliminar errores de digitalización y asignación de atributos. Posteriormente se generó el MDE en formato vectorial (TIM) usando el algoritmo disponible en ARCGIS (*Create TIN*). El modelo de elevación generado en formato vectorial se rasterizó usando el algoritmo disponible en ARCGIS (*Topo to Raster*) con un tamaño de celda de salida de 5 metros.

Como se ha dicho anteriormente, para realizar las modelaciones a escala detallada de las superficies urbanas de la cuenca ha sido necesario generar información cartográfica de detalle en las zonas externas al perímetro urbano de la ciudad de Bogotá. Este proceso

¹ Dado que las trayectorias seleccionadas son las consideradas oficialmente por la CAR en Cundinamarca, en el presente estudio no se ha considerado necesario realizar este test.

ha utilizado imágenes de satélite RapidEye², a una resolución de 5 metros y cinco bandas entre el azul y el infrarrojo cercano, esta fuente de información permite elaborar mapas de cobertura impermeables de muy alta resolución (Dotto *et al.*, 2011). El proceso ha consistido en una reclasificación supervisada de las bandas visibles e infrarrojo cercano, a partir de la que se ha generado cartografía de usos de suelo preliminar a la que se ha acompañado de un proceso de interpretación visual posterior, a partir de una composición en falso color de las imágenes e información cartográfica complementaria.

Finalmente, la leyenda usada para la elaboración cartográfica es la definida por el mapa de uso de suelo urbano:

- Construcción
- Zonas verdes urbanas (pastos)
- Zonas verdes urbanas (arbolado)
- Zonas de extracción minera (vertederos)
- Cultivos
- Bosques
- Arbustales
- Herbazales
- Suelo desnudo
- Aguas continentales

En total, se ha procesado información satelital para la elaboración de cartografía de uso de suelo urbano en una superficie de 25.222 has. La figura 3-12 muestra el mapa de superficies urbanas interpretadas a partir de imágenes satelitales.

² La resolución vertical es de entre 6 a 16 m aproximadamente, aunque este valor está sometido a una variación elevada debido a la configuración extrema de las zonas montañosas.

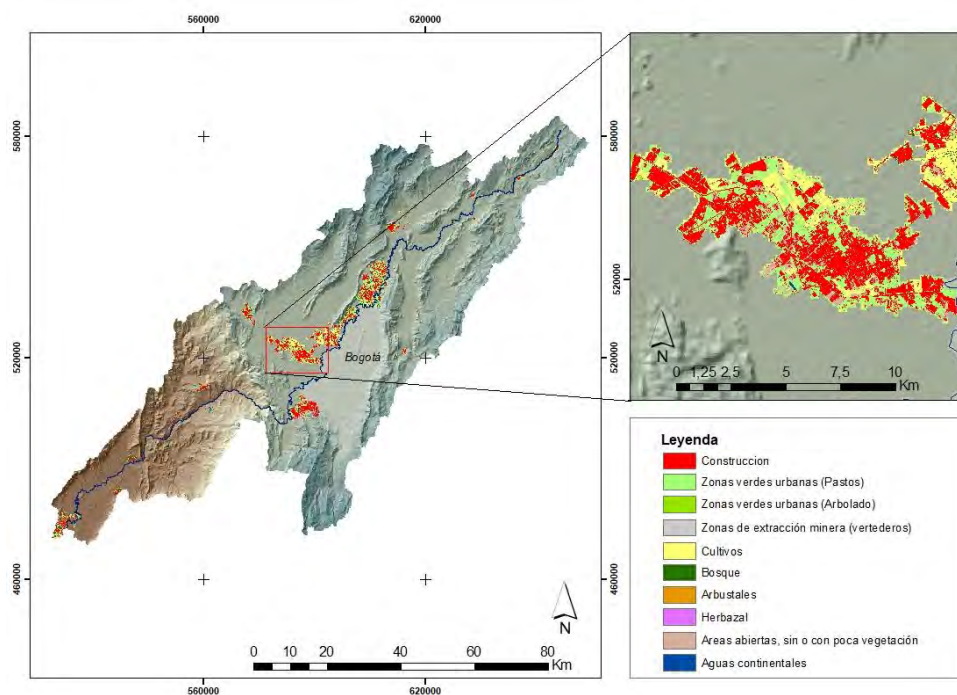


Figura 3-12. Superficies urbanas interpretadas partir de imágenes de satélite RapidEye – (EPSG:32618)

Del Servicio Geológico de Colombia (INGEOMINAS) se obtuvo la siguiente información:

- Mapa de unidades litológicas de la cuenca del río Bogotá a escala 1:100.000 (figura 3-13).
- Mapa hidrogeológico geológico de la cuenca del río Bogotá a escala 1:100.000 (figura 3-14).

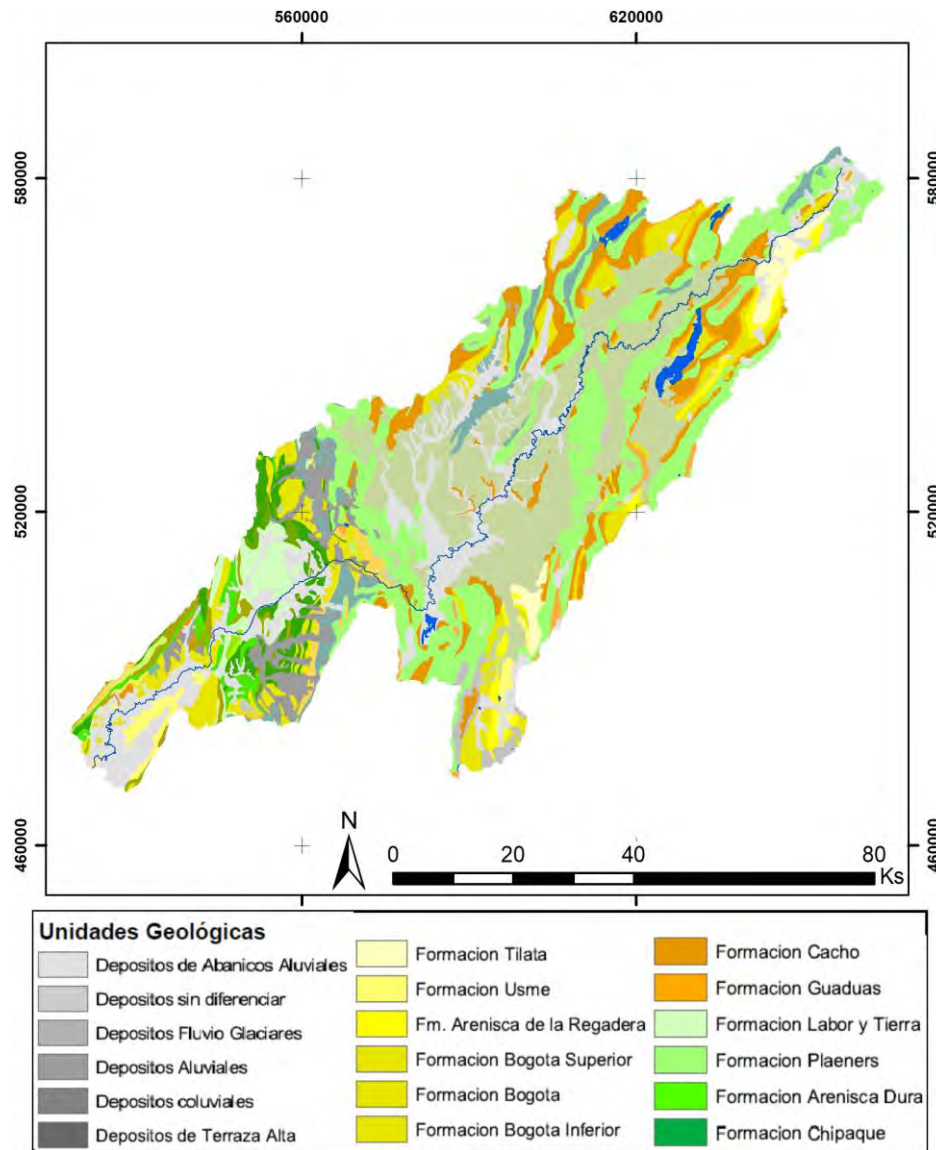


Figura 3-13. Unidades litológicas en cuenca río Bogotá

Elaboración propia- Fuente de datos: Servicio Geológico – (EPSG:32618)

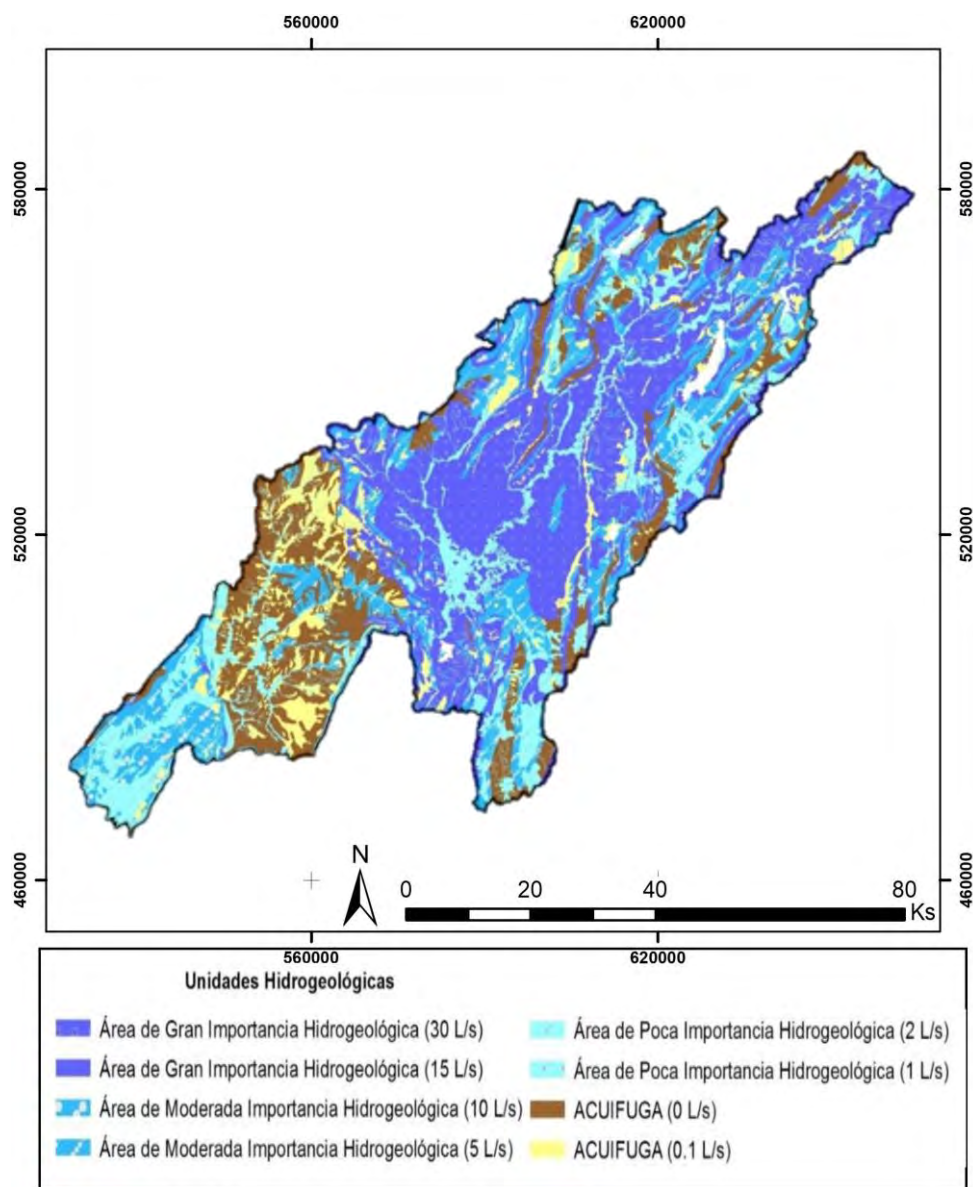


Figura 3-14. Hidrogeología (CAR-2018)

Toda la información anterior ha sido utilizada en la modelación hidrológica (con el modelo TETIS) y en la modelación de cambio de suelo (con el modelo LCM), como se verá en los apartados siguientes de la presente tesis.

4. Propuesta metodológica para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas

4.1. Introducción

La utilización de modelos matemáticos es de gran utilidad en la realización de estudios ambientales. Para utilizar los modelos es necesario disponer de datos que provengan de diversas fuentes a diferentes escalas. Habitualmente, las escalas a las cuales han sido obtenidos los datos disponibles son diferentes a las escalas requeridas por los modelos. Además, muy a menudo, los resultados de los modelos están expresados en resoluciones espaciales diferentes a la que se demanda para el desarrollo de las políticas ambientales. Por este motivo, disponer de metodologías de cambio de escala resulta fundamental cuando el uso de modelos tiene vocación práctica. Estas metodologías de cambio de escala o resolución espacial deben realizarse sin ocasionar un aumento de los errores en las predicciones y resultados de los modelos.

Entre los diferentes modelos relacionados con estudios ambientales se encuentran los modelos hidrológicos. Con el paso del tiempo, los modelos hidrológicos han ido

haciéndose cada vez más complejos, dado que cada vez existe un mayor volumen de información disponible, que habitualmente proviene de sensores remotos o es generada a partir de los sistemas de información geográfica (SIG). La falta de técnicas eficaces para integrar la heterogeneidad espacial de las variables fisiográficas y la dificultad de transferibilidad de los parámetros entre escalas y ubicaciones ha incentivado el desarrollo de técnicas para la regionalización de parámetros multiescala (Samaniego *et al.*, 2010). Los principales problemas que se presentan a la hora de hacer agregaciones de datos en los modelos hidrológicos son (Beven, 2001):

1. no linealidad
2. escala
3. unicidad
4. equifinalidad
5. incertidumbre

Los modelos hidrológicos con base física tienen aún problemas con la variabilidad espacial, independientemente del tamaño de las celdas escogidas para el modelado. Por tanto, tratar de usar la física de escala puntual a escala de cuenca implica que, tanto las condiciones de los medios como la del contorno, deben conocerse espacialmente a la resolución a la que han sido formuladas las ecuaciones constitutivas del modelo (Samaniego *et al.*, 2010).

Tanto las superficies urbanizadas y su dinámica interna, como la disminución de la cobertura vegetal, la impermeabilización de las superficies y la construcción de infraestructuras, alteran los procesos hidrológicos, principalmente cuando estas superficies ocupan un porcentaje importante de la superficie total de la cuenca. La influencia de la cobertura vegetal en el balance hidrológico sobre las superficies urbanas es, a menudo, subestimada, ya que las superficies vegetales dentro de la ciudad generalmente se simplifican y/o generalizan en los modelos hidrológicos debido a falta de datos (Fletcher *et al.*, 2013; Salvadore *et al.*, 2015).

Para mejorar la gestión del agua en el interior de las ciudades es importante aumentar la exactitud de la modelación hidrológica. Sin embargo, modelar la totalidad de la cuenca a la misma escala de detalle con la que se modela la superficie urbana supondría utilizar una cantidad enorme de información, lo cual muchas veces puede requerir una cantidad de recursos computacionales y tiempo que lo hace inviable (Ichiba *et al.*, 2018; Wirion *et al.*, 2015).

La teledetección y la cartografía de detalle de superficies urbanas son una importante fuente de datos para la caracterización de las superficies verdes urbanas. Ello es de

especial relevancia para evaluar su influencia en los procesos hidrológicos a través de los modelos. Estos procesos hidrológicos son, por ejemplo, la intercepción, almacenamiento, infiltración, evaporación o escorrentía.

En este capítulo se presenta una metodología para la agregación y desagregación basada en técnicas SIG. En dicha metodología se combinan métodos de agregación considerando los mencionados problemas que conlleva el escalado de los parámetros.

Una vez se hayan obtenido los mapas de parámetros mediante cada una de las tres metodologías propuestas, deben obtenerse las diferencias entre los valores de caudal simulado y observado en un punto de control escogido previamente, justificándose a partir de ellas el método de agregación finalmente seleccionado (Ichiba *et al.*, 2018).

Finalmente se muestra una aplicación de la metodología para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas (descrita en el capítulo 4). La unidad hidrológica analizada es la microcuenca del río Fucha (descrita en el capítulo 3).

La aplicación de la metodología se desarrolló del siguiente modo:

- En primer lugar, se calcularon los parámetros hidrológicos a resolución espacial de detalle S_1
- Una vez estimados los parámetros hidrológicos a resolución S_1 , se generó una simulación con el modelo TETIS de la cuenca en un punto sobre el cauce del río Fucha, en la cercanía de su desembocadura en el río Bogotá. Los resultados de dicha simulación, expresados en términos de caudal simulado, fueron considerados los valores de referencia para la modelación, calibración y posterior validación del modelo a escala gruesa en la cuenca urbana.
- A continuación, se realizó el proceso de agregación de los parámetros para los que se disponía de información con resolución espacial S_1 . Este proceso, siguiendo la metodología propuesta en el capítulo 4, permitió obtener tres conjuntos de parámetros de entrada a resolución espacial gruesa S_2 .
- Finalmente, se realizó la modelación hidrológica a resolución espacial S_2 , obteniendo, para cada uno de los tres conjuntos de parámetros los correspondientes resultados del modelo hidrológico.
- La comparación de los resultados simulados con los valores de referencia permitió identificar el mejor método de agregación para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas en la cuenca del río Fucha.

En total, se han realizado, por tanto, 4 simulaciones con el modelo TETIS (la simulación de referencia con resolución espacial S_1 y las tres simulaciones con resolución espacial

S₂). Las simulaciones del modelo se ejecutaron para las dos resoluciones espaciales siguientes:

- Cuenca urbana con resolución espacial de detalle (S₁): tamaño de celda = 5 m
- Cuenca urbana con resolución espacial gruesa (S₂): tamaño de celda = 100 m

Así pues, el objetivo último de este capítulo es determinar cuál de los métodos de agregación propuestos es el que permite reproducir del mejor modo el comportamiento hidrológico de la cuenca urbana. Una vez seleccionado el método más adecuado, éste se utilizará para la estimación de los parámetros hidrológicos en la cuenca del río Bogotá, proceso que se describirá en detalle en el capítulo 5.

4.2. Metodologías de agregación de información espacial

Las superficies urbanas y la dinámica interna de sus usos de suelo, es de gran importancia en los procesos hidrológicos (Wirion *et al.*, 2015). En su análisis, debe considerarse la disponibilidad de información a escala de detalle para las superficies urbanas. Esta información puede proceder de diversas fuentes, tales como los sensores remotos de alta resolución espacial y las bases de datos nacionales e internacionales, como el *Urban Atlas* del programa *Copernicus Land Monitoring Services*.

A continuación, se propone una metodología que permite incorporar dicha información obtenida a escala detallada (denominada en lo sucesivo S₁), para la generación de parámetros hidrológicos necesarios para realizar la modelación hidrológica distribuida con una resolución espacial más gruesa (S₂). Esta propuesta se fundamenta en diversas investigaciones (Bierkens y Finke, 2001; Zhou *et al.*, 2010 Verbeiren *et al.*, 2012; Ichiba *et al.*, 2018; Schweppe *et al.*, 2022) y tiene en cuenta que los valores de los parámetros de entrada pueden ser distintos en función de los requerimientos del modelo y que por tanto los resultados del modelo pueden varían en función de la resolución espacial de los parámetros de entrada (Valeo y Moin, 2000, Ghosh y Hellweger, 2012, Dixon y Earls, 2012).

En muchos modelos ambientales, las variables de entrada provenientes de diferentes fuentes se encuentran a diversas resoluciones espaciales. Estas no necesariamente son las más adecuadas para la modelación. Sin embargo, disponer de fuentes de información a distintas resoluciones espaciales, proporciona una posibilidad de mejorar la estimación de los parámetros de entrada del modelo hidrológico, como se explica a continuación.

En este trabajo se proponen tres métodos de agregación para el cálculo de parámetros hidrológicos en superficies urbanas. Generalmente, se dispone de la posibilidad de

obtener información detallada en superficies urbanas (resolución espacial S_1), mientras que en superficies agrícolas o de uso natural la información suele estar disponible con menor detalle (resolución espacial gruesa S_2) (figura 4-1).

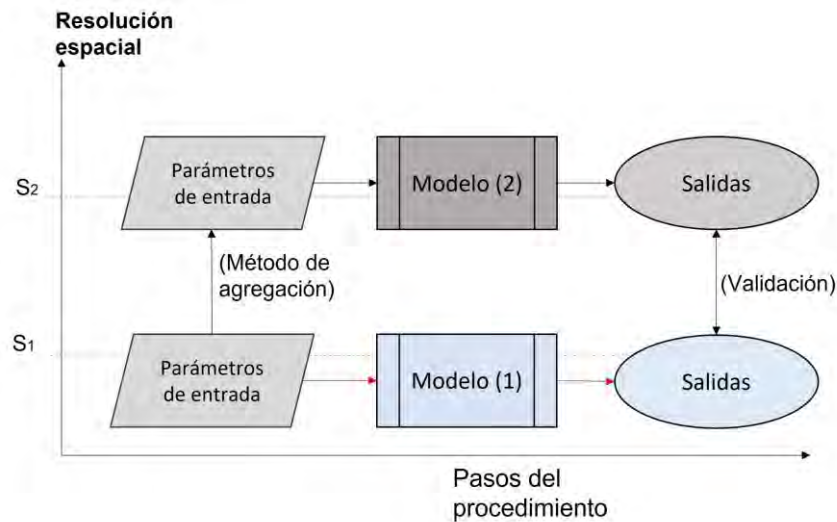


Figura 4-1. Proceso de agregación de parámetros para la modelación hidrológica

De este modo, en la presente tesis se proponen tres métodos de agregación para la generación de parámetros en superficies urbanas basados en las metodologías siguientes:

- M_1 : agregación de zonas urbanas incluyendo superficies verdes
- M_2 : vecino más cercano
- M_3 : media ponderada

Los parámetros generados a partir de los tres métodos de agregación anteriores se introducirán en el modelo hidrológico y se compararán sus resultados con respecto a los resultados de la modelación a escala de detalle (S_1). Los mejores resultados de la comparación definirán el método de agregación adecuado para la modelación a escala gruesa (S_2).

La información de los usos de suelo es muy importante para la construcción de los parámetros en la modelación hidrológica (Seibert y Van Meerveld, 2016). Sin embargo, la heterogeneidad interna de las superficies urbanas no suele ser considerada, dado que habitualmente esta superficie no representa un porcentaje significativo de la superficie total de la cuenca.

Por ello, en suelo urbano se suelen utilizar métodos de agregación que lo consideran como una única superficie homogénea con características hidrológicas comunes (Salvadore *et al.*, 2015). Esta agregación de superficies urbanas no suele tener impacto sobre los resultados de la modelación, siempre y cuando la superficie urbana sea pequeña en comparación con la superficie total de la cuenca modelada.

4.2.1. Método de agregación M_1 : agregación de zonas urbanas incluyendo superficies verdes

El método de agregación M_1 consiste en asignar al uso de suelo urbano un único valor constante para cada uno de los parámetros necesarios para realizar la modelación hidrológica. Los parámetros hidrológicos dependen del modelo utilizado, pero suelen referirse a características necesarias para evaluar las componentes del balance hídrico. Por ello, la determinación de sus valores depende en gran medida del uso de suelo y de las características de la cobertura vegetal.

Una vez se ha determinado el valor de los parámetros hidrológicos asociados a cada uno de los tipos de suelo y, concretamente, al uso de suelo urbano, el proceso a realizar a través de herramientas SIG es el siguiente:

1. Construcción de la malla a escala gruesa
2. Determinación de las celdas que pertenecen a la zona urbana
3. Asignación de los valores de los parámetros hidrológicos a cada celda urbana

El resultado final a escala gruesa es que la totalidad de los usos de suelo existentes en el interior de la zona urbana se ha agrupado en un único conjunto de celdas con parámetros homogéneos, es decir, con un mismo valor de cada parámetro hidrológico para toda la superficie urbana (Salvadore *et al.*, 2015). El resultado final es dependiente de la escala utilizada (S_2) y el impacto del tamaño de celda sobre los resultados de la modelación hidrológica debe ser objeto de análisis en cada caso.

La figura 4-2 muestra un ejemplo de aplicación del esquema de agregación M_1 . En ella se observa cómo evoluciona el valor del parámetro con resolución espacial detallada (S_1) a resolución espacial gruesa (S_2) manteniendo su superficie total.

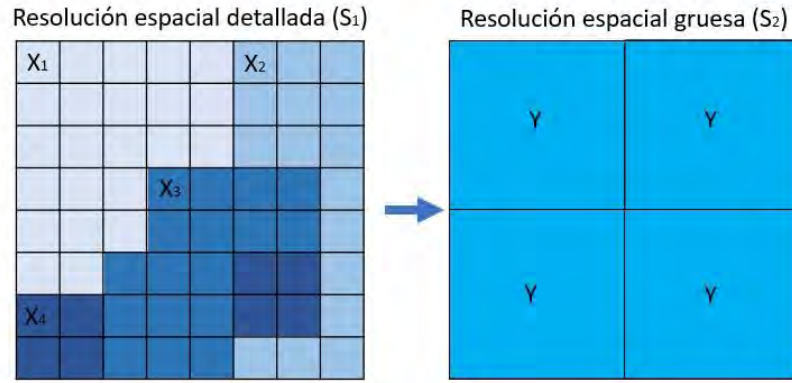


Figura 4-2. Esquema de agregación \$M_1\$

4.2.2. Método de agregación \$M_2\$: vecino más cercano

El método de agregación \$M_2\$ utiliza el algoritmo del vecino más cercano para calcular los valores de los parámetros hidrológicos a escala gruesa \$S_2\$ a partir de los correspondientes valores de los parámetros disponibles a escala detallada \$S_1\$.

El algoritmo del vecino más cercano se fundamenta en medir la distancia existente entre cada centroide de la entidad (celda) analizada y el centroide de la entidad (celda) vecina más cercana. El algoritmo calcula el promedio de todas las distancias entre los vecinos próximos, de forma que, si la distancia promedio es menor que el valor medio de una distribución aleatoria predeterminada por el usuario, se considera que la distribución de las entidades que se analiza se puede agrupar, conformando una nueva entidad única (Scheuber, 2010).

Por el contrario, si la distancia promedio calculada es mayor que el valor medio de la distribución aleatoria predeterminada por el usuario, entonces se considera que la entidad es dispersa y no se puede agrupar con sus vecinas más cercanas.

Por tanto, el método se fundamenta a partir de la relación entre las distancias promedio observadas y la distancia promedio esperada. Esta distancia promedio esperada se basa en la distribución aleatoria predeterminada (Suling He *et al.*, 2022).

$$ANN = \frac{D_O}{D_E} \quad (4.1)$$

donde D_0 es la distancia media observada entre cada característica y su vecino más cercano que se calcula según

$$D_0 = \sum_{i=1}^n \frac{d_i}{n} \quad (4.2)$$

y D_E es la distancia media esperada para la distribución aleatoria predeterminada:

$$D_E = \frac{0.5}{\sqrt{\frac{n}{A}}} \quad (4.3)$$

En las ecuaciones anteriores:

d_i es igual a la distancia entre el centroide de la entidad i y el centroide de la entidad vecina más cercana,

n es el número total de entidades,

A es el área de un polígono que circunscribe la zona urbana y que incluye todas las entidades en su interior

El valor de z , promedio del vecino más cercano, se calcula como:

$$z = \frac{D_0 - D_E}{SE} \quad (4.4)$$

donde SE es el índice de relación de vecino más cercano que se calcula según:

$$SE = \frac{0.26136}{\sqrt{n^2/A}} \quad (4.5)$$

Si el índice SE es menor que 1, entonces el patrón es de agrupación de valores.

Si el índice SE es mayor que 1, entonces se considera que la entidad no forma parte del grupo y tiene tendencia a la dispersión.

Este algoritmo mantiene la proporción de superficies asignadas a las diferentes categorías dentro del área de estudio.

En este método de agregación los valores de los parámetros hidrológicos en el interior de la zona urbana son variables y dependen de los distintos usos de suelo urbanos. El mapa resultante presenta una distribución heterogénea de valores de los parámetros hidrológicos, a diferencia del método M_1 , en donde únicamente puede existir un valor para cada parámetro.

La figura 4-3 muestra un ejemplo de aplicación del esquema de agregación M_2 . En ella se observa cómo evoluciona el valor del parámetro con resolución espacial detallada (S_1) a resolución espacial gruesa (S_2) manteniendo su superficie total.

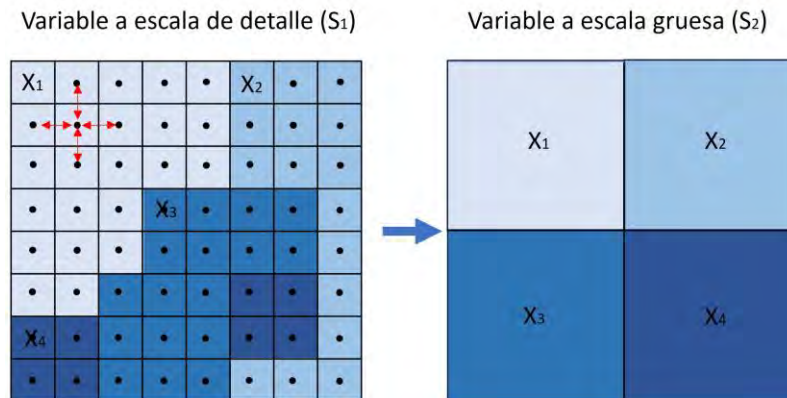


Figura 4-3. Esquema de agregación M_2 .

4.2.3. Método de agregación M_3 : media ponderada

En el método de agregación M_3 , al igual que en el método M_2 , se tiene en cuenta la heterogeneidad interna de las superficies urbanas (Jacobs-Crisioni et al., 2014). En esta ocasión, los parámetros hidrológicos disponibles en la resolución espacial detallada S_1 se promedian espacialmente utilizando un método de ponderación para obtener los valores a resolución espacial gruesa S_2 .

Dado que la información es muy exhaustiva y se conocen los valores de los parámetros hidrológicos para todas las entidades (celdas) a escala S_1 , la media ponderada se calcula con la expresión:

$$MP = \frac{P_1X_1 + P_2X_2 + \dots + P_nX_n}{P_1 + P_2 + \dots + P_n} \quad (4.6)$$

donde (X_1, X_2, \dots, X_n) son el conjunto de valores de los parámetros a resolución detallada y (P_1, P_2, P_n) son los pesos asignados a cada uno de ellos. Los valores de los pesos se calculan como la relación entre la superficie ocupada por la celda a escala detallada (S_1) y la superficie total de la celda a resolución gruesa S_2 .

La figura 4-4 muestra un ejemplo de aplicación del esquema de agregación M_3 . En ella se observa cómo evoluciona el valor del parámetro con resolución espacial detallada (S_1) a resolución espacial gruesa (S_2) manteniendo su superficie total.

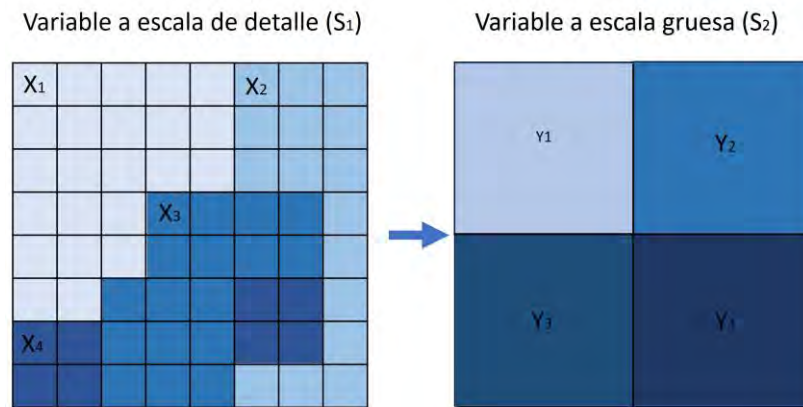


Figura 4-4. Esquema agregación M_3 (media ponderada).

4.3. Metodologías de desagregación de la información espacial

La desagregación de la información espacial consiste, esencialmente, en la reconstrucción de la variación de un parámetro a resolución espacial S_1 conociendo, únicamente, el valor promedio de dicho parámetro a resolución espacial gruesa S_2 (Bierkens y Finke, 2001).

Cuando las variables de entrada para la generación de parámetros en la modelación se encuentran a resolución espacial gruesa S_2 , la información procedente de superficies urbanas es información auxiliar que puede ser usada para explicar algunas de las

variaciones espaciales desconocidas de la propiedad en la resolución espacial fina S_1 (Bierkens y Finke, 2001).

La propuesta de desagregación de información espacial que se plantea en la presente tesis doctoral tiene por objeto determinar el valor de un parámetro V a resolución espacial S_1 partiendo de los valores medios de dicho parámetro disponibles a resolución espacial S_2 . Para ello, se necesita la siguiente información y herramientas:

- La utilización de herramientas SIG.
- Información del parámetro V con resolución espacial S_2 .
- Información de un parámetro auxiliar W con resolución espacial de detalle S_1

La información de W con resolución S_1 se utilizará para explicar la distribución espacial de los valores del parámetro V con resolución S_1 . El método propuesto permite determinar los valores del parámetro V con resolución S_1 , es decir, a la resolución espacial a la que está disponible la información del parámetro W . Dicho de otro modo, la resolución de detalle S_1 , viene determinada por la resolución a la que esté disponible el parámetro W .

El parámetro W debe permitir clasificar los usos de suelo en zona urbana en dos subcategorías a resolución S_1 : superficies impermeables y superficies permeables. El método considera que la distribución de valores de la variable V es la misma que la distribución conocida de la variable W .

Para ello, es necesario desarrollar el proceso siguiente:

1. Identificar las resoluciones espaciales S_1 y S_2 .
2. Construir la malla con resolución de detalle S_1 .
3. Determinar la distribución espacial de valores de la variable W con resolución S_1 .
4. Determinar el valor de V en la celda con resolución S_2
5. Asignar los valores de V con resolución S_1 en función de la distribución espacial de los valores de W con resolución S_1

La figura 4-5 muestra un ejemplo de aplicación del proceso de desagregación propuesto. En ella se observa cómo se distribuye el valor de la variable V de acuerdo con la variabilidad espacial de la variable W .

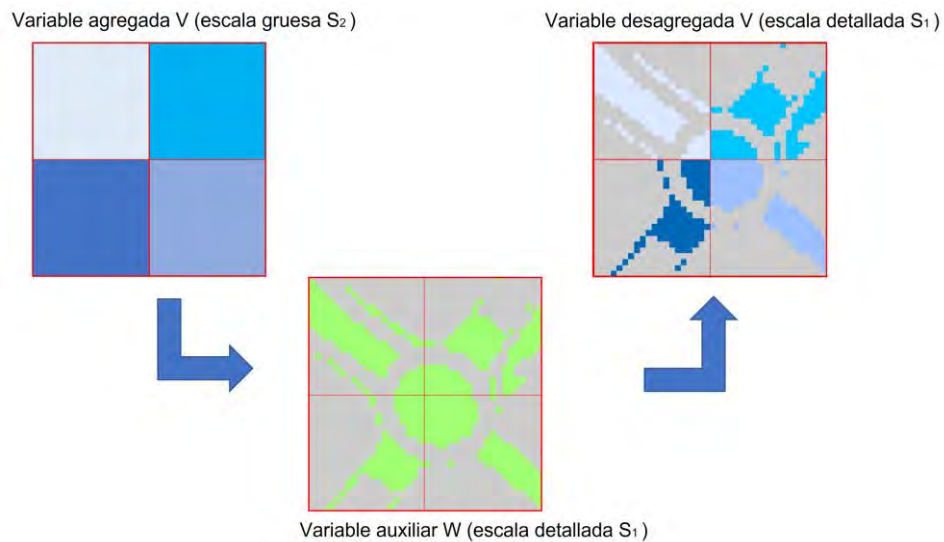


Figura 4-5. Esquema método de desagregación.

El proceso de asignación de los valores de V con resolución S_1 en función de la distribución espacial de los valores de W con resolución S_1 debe realizarse atendiendo a la naturaleza física del parámetro que se desea estimar.

A modo de ejemplo, esta metodología se ha utilizado en esta tesis para determinar los valores de los parámetros K_s (capacidad de infiltración del suelo) y K_{ss} (conductividad hidráulica para el interflujo), que están disponibles con resolución espacial gruesa (S_2) a partir de la distribución espacial de los usos de suelo en zona urbana, que está disponible con resolución detallada (S_1).

4.4. Selección del método de agregación de parámetros para la modelación hidrológica de la cuenca urbana

En el presente apartado se muestra una aplicación de la metodología para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas descrita en los apartados 4.2 y 4.3. La cuenca analizada es la cuenca del río Fucha (descrita en el capítulo 3).

La aplicación de la metodología se desarrolló del siguiente modo:

- En primer lugar, se calcularon los parámetros hidrológicos a escala de detalle S_1
- Una vez estimados los parámetros hidrológicos a escala de detalle, se generó una simulación con el modelo TETIS de la cuenca en un punto sobre el cauce del río Fucha, en la cercanía de su desembocadura en el río Bogotá. Los resultados de dicha simulación, expresados en términos de caudal simulado, fueron considerados los valores de referencia para la modelación, calibración y posterior validación del modelo a escala gruesa en la cuenca urbana.
- A continuación, se realizó el proceso de agregación de los parámetros para los que se disponía de información detallada. Este proceso, siguiendo la metodología propuesta en los apartados 4.2 y 4.3, permitió obtener tres conjuntos de parámetros de entrada a escala S_2 .
- Finalmente, se realizó la modelación hidrológica a escala S_2 , obteniendo, para cada uno de los tres conjuntos de parámetros los correspondientes resultados del modelo hidrológico
- La comparación de los resultados simulados con los valores de referencia permitió identificar el mejor método de agregación para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas en la cuenca del río Fucha.

En total, se han realizado, por tanto, 4 simulaciones con el modelo TETIS (la simulación de referencia a escala S_1 y las tres simulaciones a escala S_2). Las simulaciones del modelo se ejecutaron para las dos resoluciones espaciales siguientes:

- Cuenca urbana a escala detallada (S_1): tamaño de celda = 5 m
- Cuenca urbana a escala gruesa (S_2): tamaño de celda = 100 m

Así pues, el objetivo último de este capítulo es determinar cuál de los métodos de agregación propuestos es el que permite reproducir del mejor modo el comportamiento hidrológico de la cuenca urbana. Una vez seleccionado el método más adecuado, éste se utilizará para la estimación de los parámetros hidrológicos en la cuenca del río Bogotá, proceso que se describirá en detalle en el capítulo 5.

4.4.1. Estimación de parámetros a escala detallada (S_1)

En el caso particular del modelo TETIS, los parámetros hidrológicos que dependen del uso del suelo y los valores correspondientes considerados para la agregación de zonas urbanas son los siguientes:

1. La capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo ($H_u = 4 \text{ mm}$)
2. La capacidad de infiltración del suelo ($K_s = 0 \text{ mm}$)
3. La conductividad hidráulica para el interflujo ($K_{ss} = 0 \text{ mm}$)

Estos valores se han utilizado únicamente en superficies impermeables dentro de zona urbana. En aquellas celdas donde el uso de suelo determine la existencia de suelo permeable, el valor de estos parámetros se ha calculado de acuerdo con la metodología que se describe a continuación.

4.4.1.1. Parámetros derivados del Modelo Digital de Elevación (MDE)

Para generar el modelo digital de elevación (MDE) de la cuenca urbana del río Fucha se tomó como fuente de información la base topográfica a partir de las curvas de nivel cada 2 metros obtenidas de la base de datos del Castro distrital de Bogotá (IDECA) en formato vectorial.

A partir de esta información se realizó un proceso de edición laborioso para corregir las inconsistencias detectadas en la topología y atributos de la base de datos. El proceso incluyó:

- El filtrado de las curvas de nivel.
- La generación de la red de triángulos irregulares (TIN), utilizando herramientas GIS.
- La generación del DEM a partir de los resultados del TIN y de la red de drenajes oficial que ya estaba disponible, utilizando herramientas GIS.

Una vez obtenido el DEM con tamaño de celda 5 m, se realizó un tratamiento de corrección para su posterior uso en la modelación hidrológica. El proceso de corrección, también llamado proceso de “quemado”, garantiza que los parámetros hidrológicos obtenidos a partir del DEM son consistentes y que el mapa de celdas acumuladas coincide con la red de drenajes oficial disponible para la modelación.

La comprobación de los resultados de ajuste del modelo se ha realizado a través de la comparación entre el mapa de celdas acumuladas generados a partir del DEM corregido y la red de drenajes oficial de la cuenca.

La figura 4-6 muestra el DEM corregido finalmente utilizado en la modelación hidrológica con TETIS.

El mapa de celdas acumuladas se muestra en la figura 4-7.

Una vez se verificó que el DEM y el mapa de celdas acumuladas eran consistentes, se procedió a la generación de los mapas de parámetros derivados tales como:

- El mapa de dirección de flujo (figura 4-8), usando la codificación propuesta por Greenlee (1987).
- El Mapa de pendientes (figura 4-9).
- El Mapa de velocidad de flujo en ladera (figura 4-10), basada en la ecuación de Manning, de acuerdo con la expresión propuesta en el manual de usuario de TETIS (GIMHA, 2021).

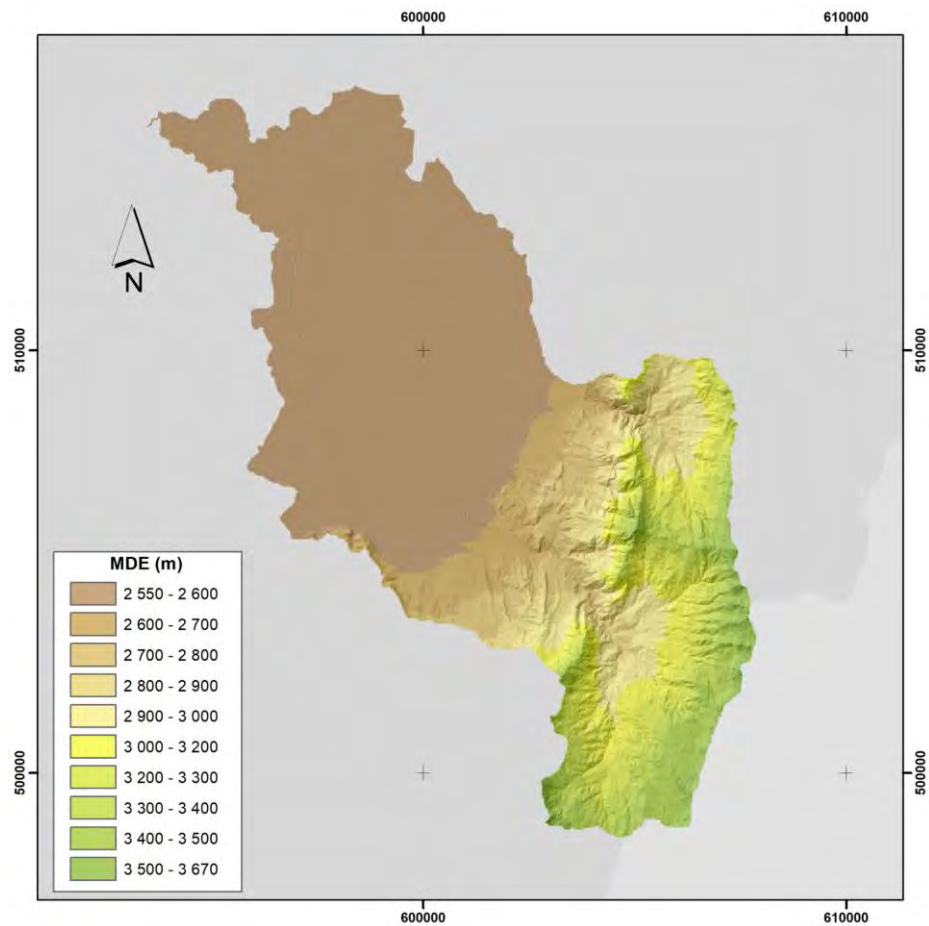


Figura 4-6. Modelo digital de elevación de la cuenca del río Fucha (tamaño de celda 5 metros)

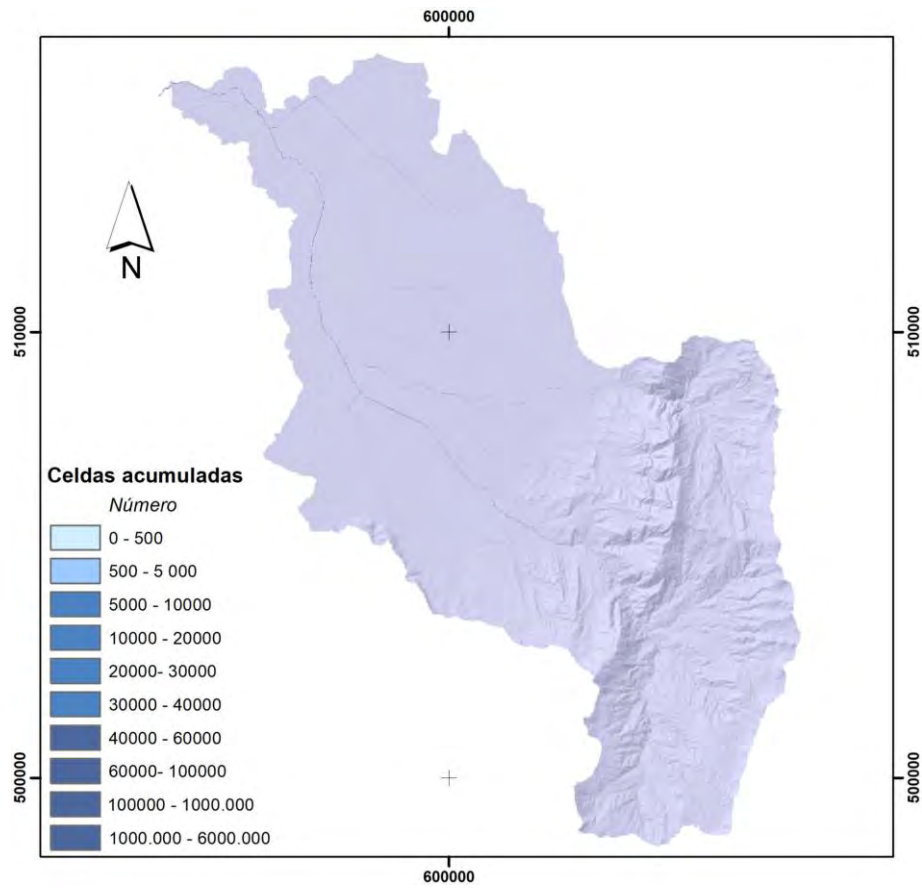


Figura 4-7. Celdas acumuladas

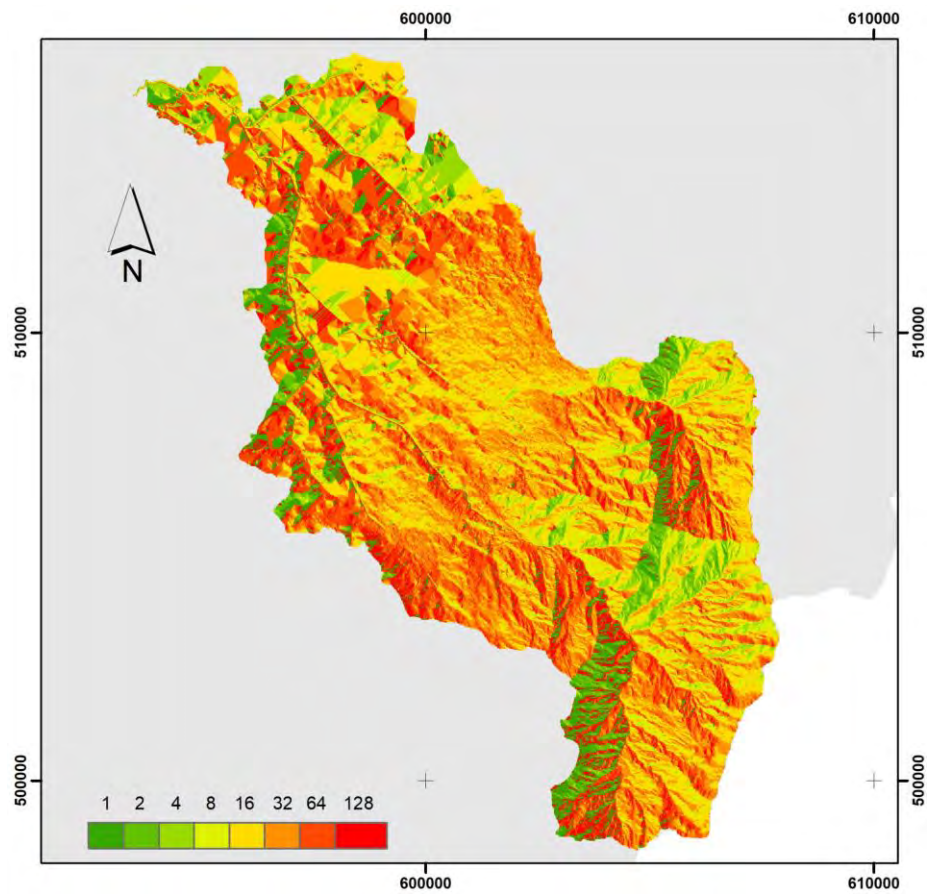


Figura 4-8. Direcciones de flujo de acuerdo con codificación de Greenlee (1987)

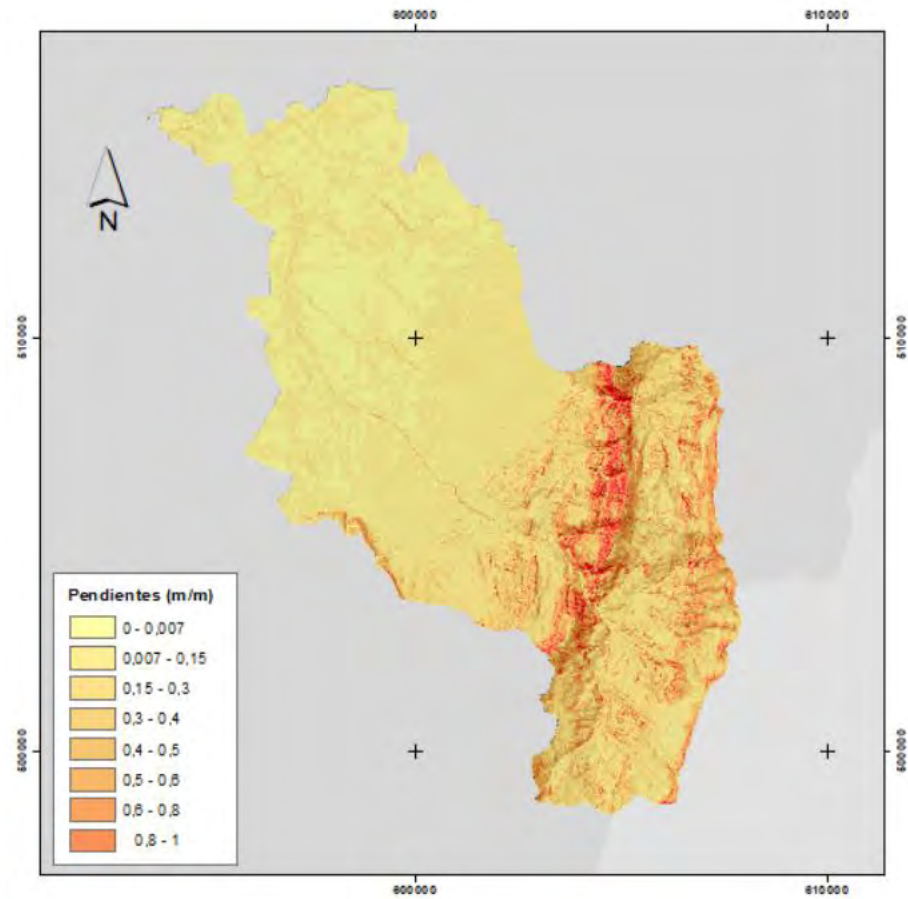


Figura 4-9. Pendientes en porcentaje (m/m)

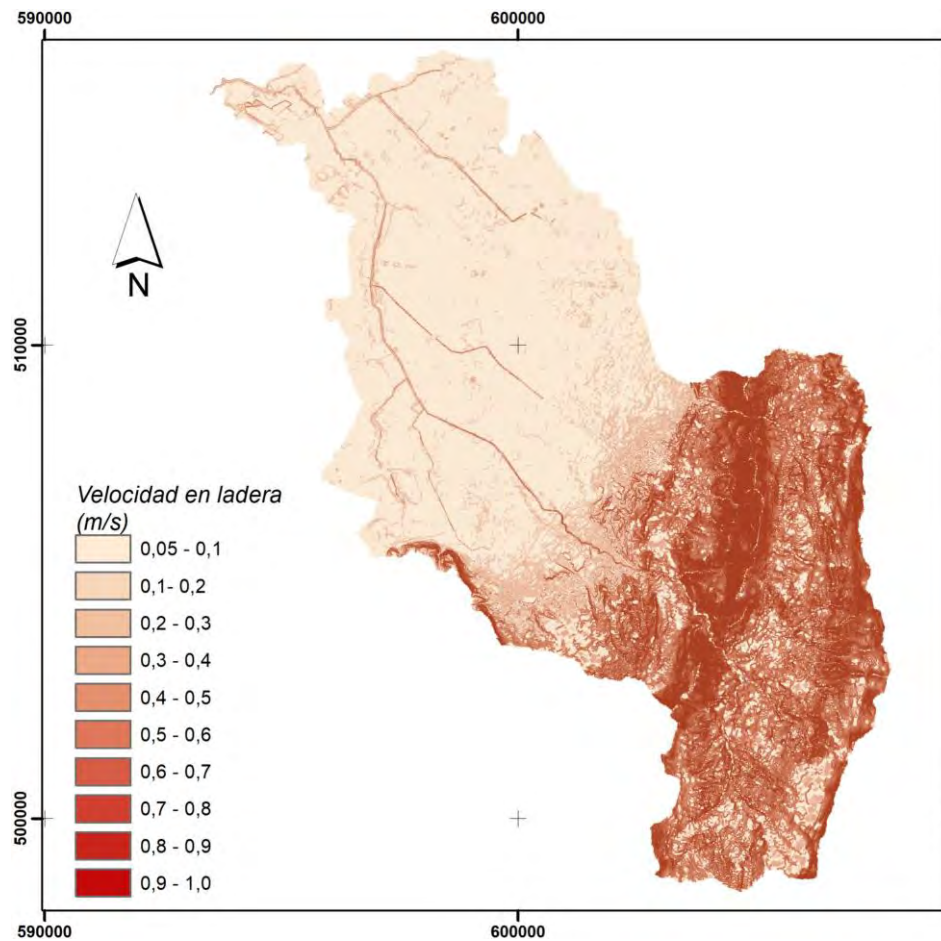


Figura 4-10. Velocidad de flujo en ladera

4.4.1.2. Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración

Para la modelación del proceso de evapotranspiración, se utilizó el concepto de factor de vegetación, a través del cual se relaciona la evapotranspiración potencial (ETP) o evapotranspiración de referencia (ET_0), con la evapotranspiración real máxima (ET) de la cobertura del suelo, sobre la base de sus necesidades hídricas.

La variabilidad espacial se representó usando las categorías del mapa de usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) (figura 4-11), reclasificado en función del comportamiento de la cobertura vegetal frente al proceso de evapotranspiración. Esta reclasificación se muestra en la tabla 4-1.

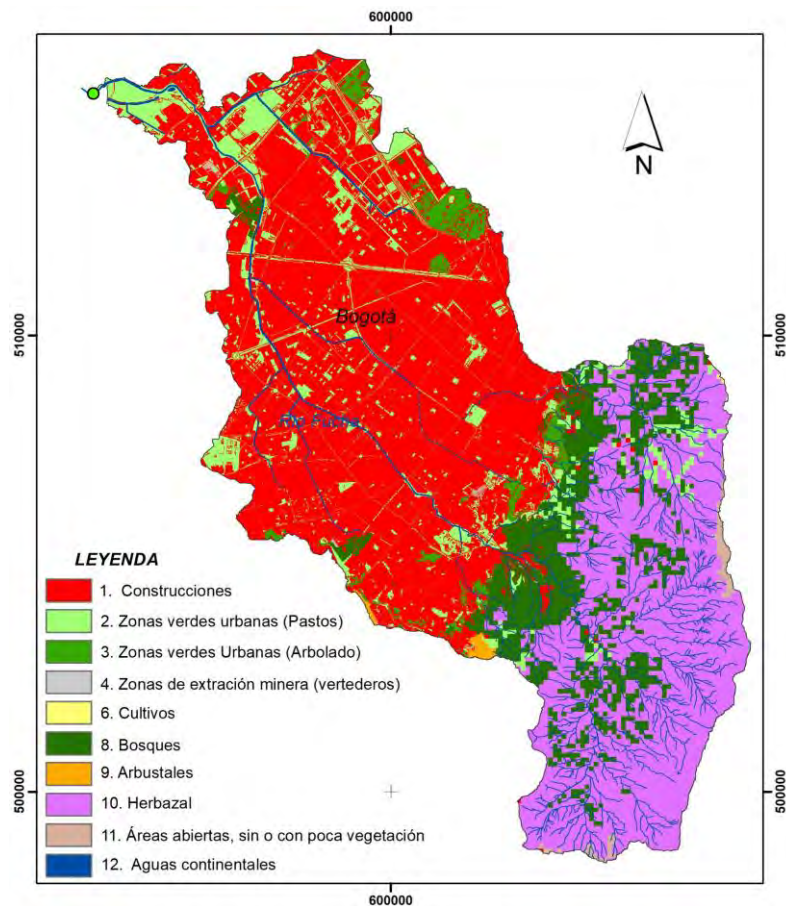


Figura 4-11. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC, 2014)

Tabla 4-1. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS

Categoría	Value
1.1 Construcción	1
1.2 Zonas verdes urbanas (Pastos)	2
1.3 Zonas verdes urbanas (Arbolado)	3
1.3 Zonas de extracción minera (vertederos)	4
2.1 Cultivos	6
3.1 Bosques	8
3.2 Arbustales	9
3.3 Herbazal	10
3.4 Suelo desnudo	11
4.1 Aguas continentales	12

La variabilidad temporal se modeliza mediante un factor de vegetación, con el que se refleja el comportamiento promedio mensual a lo largo del año, tomando como referencia los valores del factor de cultivo (Burman, 1994).

I_{max} representa la capacidad máxima de intercepción de agua del grupo funcional de vegetación en condiciones de máximo follaje y λ_v es el factor de vegetación o cubierta del suelo que modifica la I_{max} (12 valores mensuales para cada tipo de cubierta) para tener en cuenta la variación de la capacidad máxima de intercepción de agua debido al estado de la cobertura. Los valores se pueden ver en la tabla 4-2.

Tabla 4-2. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana.

ID TETIS	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	D
1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
2	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	
3	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	
4	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	
5	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	
6	0,60	0,35	0,60	0,80	0,90	0,95	0,80	0,65	0,70	0,90	0,90	
7	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
8	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
9	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
11	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	
12	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	

(FAO, 2006)

4.4.1.3. Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo

La estimación de los parámetros asociados a las características hidráulicas del suelo se elaboró a partir de información disponible en diversas fuentes. Estos parámetros son los siguientes:

- Capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u)
- Parámetros de conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss})
- Parámetros de conductividad hidráulica saturada del subsuelo (K_p/K_{sa})

A continuación, se describen las fuentes utilizadas y el proceso para la estimación de los cinco mapas de parámetros necesarios para realizar la modelación hidrológica con el modelo TETIS.

Capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u)

El parámetro H_u representa el agua que transita por la cuenca y que se pierde por evapotranspiración, de forma que no contribuye a la formación de escorrentía.

De acuerdo con su formulación, el modelo TETIS considera dos tipos de almacenamiento que conjuntamente conforman la capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u):

- El mapa de abstracciones o de pérdidas iniciales: relaciona el agua que puede evaporarse sin ingresar al suelo, es decir la que queda almacenada en las depresiones del terreno o charcos y la que es interceptada por la vegetación.
- El mapa de agua retenida por el efecto de las fuerzas capilares.

El mapa de abstracciones o de pérdidas iniciales se calcula usando el mapa de pendientes (para el caso de los charcos), y el mapa de usos de suelo y coberturas vegetales LULC (para calcular la interceptación por la vegetación). En el caso de la cuenca del río Fucha se dispone de estos dos mapas a escala de detalle S_1 (tamaño de celda = 5 m).

Igualmente, el mapa de agua retenida por el efecto de las fuerzas capilares proviene también del mapa de usos de suelo LULC y para su cálculo ha sido necesario inferir la profundidad del suelo donde se almacena el agua disponible para la cobertura vegetal y la profundidad del suelo hasta la roca madre. En la presente tesis, estos mapas se han generado a partir de la información de perfiles de suelos contenida en el estudio de suelos realizado por el Instituto Geográfico IGAC para la cuenca del río Bogotá (IGAC, 2000).

Para la estimación de la capacidad de intercepción de la vegetación (Int) se han considerado los resultados de anteriores estudios realizados por el Grupo de Investigación en Modelación Hidrológica y Ambiental (GIMHA) de la UPV, cuyos valores se resumen en la tabla 4-3 (GIMHA, 2018).

Tabla 4-3. Resumen de las categorías y valores utilizados para la consideración de la intercepción y el almacenamiento por rugosidad del suelo

Categoría	ID_TETIS	Intercep	Alma_Sup	Prof_Raiz
1.1 Construccion	1	0	2	0,06
1.2 Zonas verdes urbanas (Pastos)	2	3	6	0,6
1.3 Zonas verdes urbanas (Arbolado)	3	6	5	1
1.3 Zonas de extraccion minera (vertederos)	4	0	0	0,01
2.1 Cultivos	6	1	6	0,5
3.1 Bosques	8	9	4	1,25
3.2 Arbustales	9	5	5	0,7
3.3 Herbazal	10	4	6	0,7
3.4 Suelo desnudo	11	0	3	0,06
4.1 Aguas continentales	12	0	0	0

El almacenamiento en superficie (Alm-sup) tiene en cuenta dos tipos de encharcamiento de acuerdo con la rugosidad del terreno:

- El encharcamiento que se produce debido a la morfología local definida por el uso del suelo (Alm-usos en mm), de acuerdo con los valores de la tabla 4-3.
- El encharcamiento que se produce debido a la pendiente del terreno (Alm-pend en mm). Para la asignación de valores de (Alm-pend) se ha asumido que a mayor pendiente corresponde una menor capacidad de almacenamiento en depresiones en el terreno.

A través de las herramientas GIS, se han sumado espacialmente los mapas de Alm-usos y Alm-pend, obteniendo así el mapa de almacenamiento superficial, Alm-sup.

Posteriormente, el mapa de Alm-sup se ha sumado al de intercepción por vegetación (Int), obtenido finalmente el mapa de abstracciones iniciales mostrado en la figura 4-12.

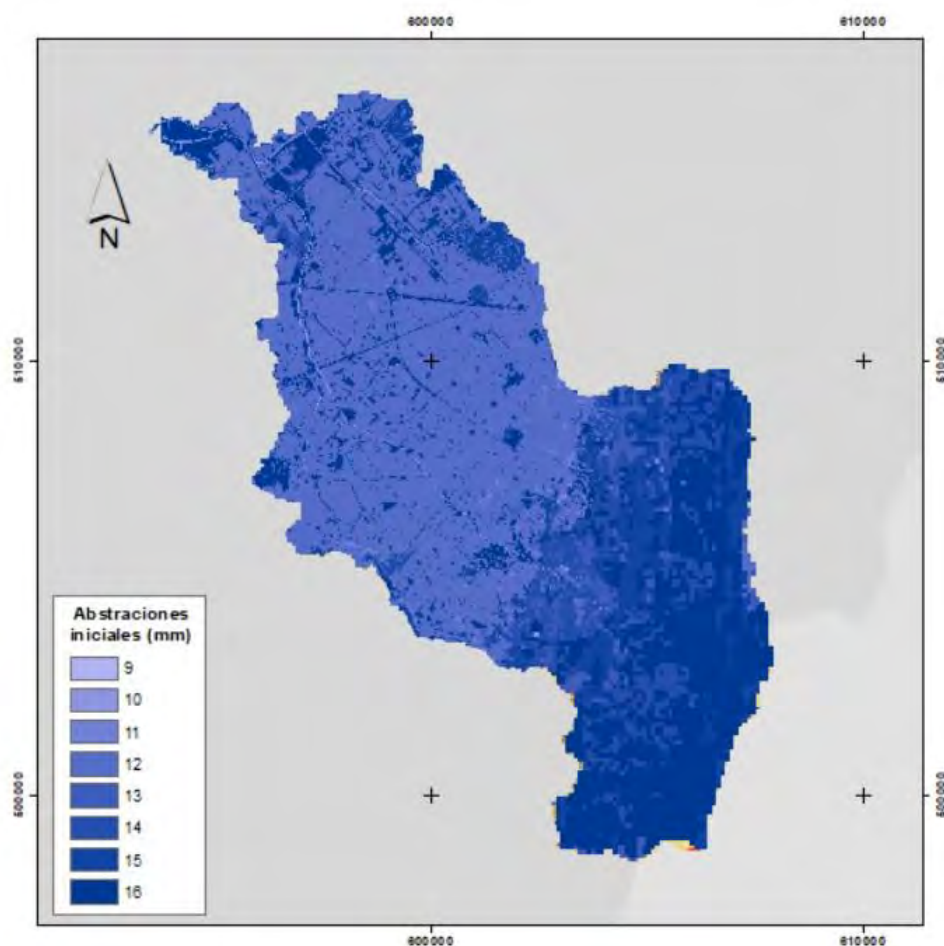


Figura 4-12. Abstracciones iniciales

Para la construcción del mapa de almacenamiento capilar se ha seguido la siguiente metodología:

1. En primer lugar, se ha estimado la profundidad del suelo hasta donde se almacena el agua disponible para la vegetación. Este valor se ha determinado a partir de los dos mapas siguientes:
 - mapa de suelos y perfiles
 - reclasificación del mapa de LULC

En estos mapas se ha asignado los valores de profundidad efectiva de las raíces de acuerdo con los valores promedio de referencia de FAO (Leonards, 1962).

2. En segundo lugar, a partir de los dos mapas anteriores, se ha realiza un análisis espacial celda a celda con herramientas GIS, para identificar el valor mínimo de entre los dos siguientes:
 - la profundidad de raíces (Prof_raiz)
 - el almacenamiento capilar (Alm_cap) para cada celda.

A continuación, se ha estimado el contenido de agua disponible (AWC_TOP) como la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez para las diferentes profundidades de suelo obtenidas en los perfiles de suelo.

Finalmente, de la suma de las abstracciones iniciales y el valor mínimo para el almacenamiento capilar se obtuvo el mapa de capacidad máxima de almacenamiento estático en la parte superior del suelo (H_u), al que se le realizó un filtro condicionante para los cuerpos de agua con valor 0. La formulación empleada fue la siguiente:

$$H_u = \left(Alm - sup + AWC_{TOP} * \min \left(Pro_{Raiz} y Alm_{cap} \right) \right) \quad (4.7)$$

La figura 4-13 muestra los valores del parámetro de capacidad máxima de almacenamiento estático finalmente utilizado en la modelación hidrológica de la cuenca del río Fucha. Se recuerda que el valor máximo de H_u en zona urbana impermeable se ha establecido en 4 mm.

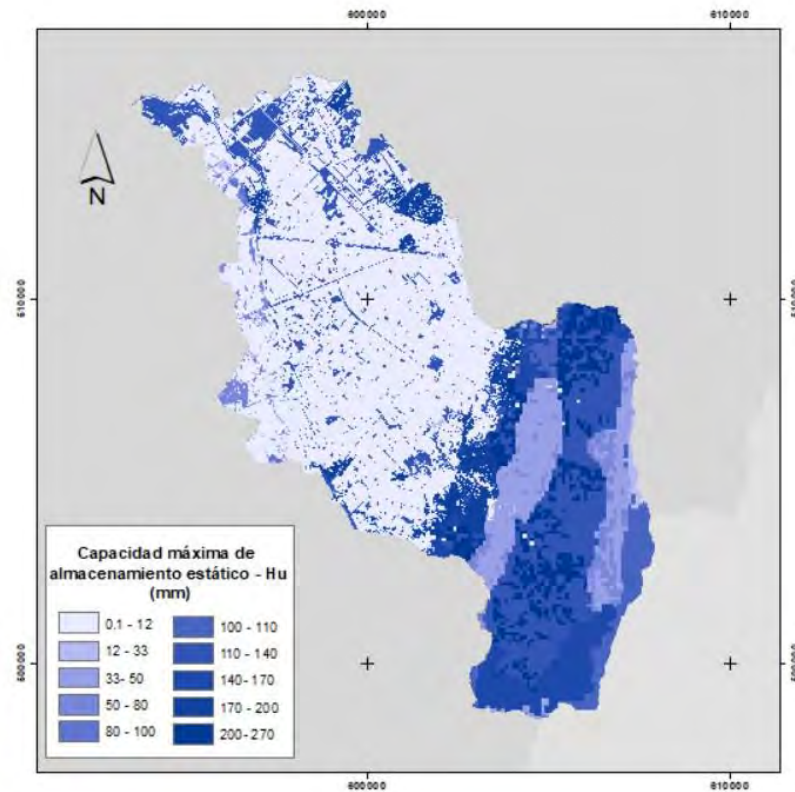


Figura 4-13. Capacidad máxima de almacenamiento estático H_u (mm).

Parámetros de conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss})

El modelo TETIS considera dos parámetros relacionados con la conductividad hidráulica saturada del suelo:

- la capacidad de infiltración del suelo (K_s)
- la conductividad hidráulica para el interflujo (K_{ss})

Para la estimación de estos parámetros se contó con la información de los perfiles de suelo a diferentes profundidades, procedente del estudio realizado por la unidad de agrología del IGAC (2000). Dado que este estudio fue realizado para todo el departamento de Cundinamarca, las unidades cartográficas de suelos se encuentran a escala regional S_2 (1:100.000).

Adicionalmente, se dispuso de información a escala de detalle (S_1) relativa a las superficies urbanas, lo que permitió realizar la correspondiente desagregación de escala mediante la metodología descrita en esta tesis para obtener, finalmente, las variaciones espaciales de la conductividad hidráulica del suelo a escala de detalle. De este modo, la estimación de los parámetros de conductividad hidráulica saturada del suelo se realizó a partir del mapa de usos de suelo, se realizó una reclasificación de las superficies impermeables del suelo en zonas urbanas. El mapa de uso de suelo y cobertura vegetal (LULC) se agrupó en dos subcategorías usando herramientas GIS. Con esta agrupación se obtuvo información referente a la distribución espacial de las superficies permeables e impermeables mediante un mapa binario en donde 0 corresponde a las superficies impermeables y 1 a las superficies permeables situadas dentro de la ciudad (figura 4-14).

Para el cálculo de los parámetros K_s y K_{ss} se aplicó el concepto de conductividad hidráulica equivalente (Leonards, 1962):

$$K_s = \frac{\sum m_i}{\sum \frac{m_i}{K_i}} \quad (4.8)$$

$$K_{ss} = \frac{\sum m_i * K_i}{\sum m_i} \quad (4.9)$$

donde:

K_s = Conductividad hidráulica vertical equivalente

K_{ss} = Conductividad hidráulica horizontal equivalente

K_i = Conductividad hidráulica de la capa i

m_i = espesor de la capa

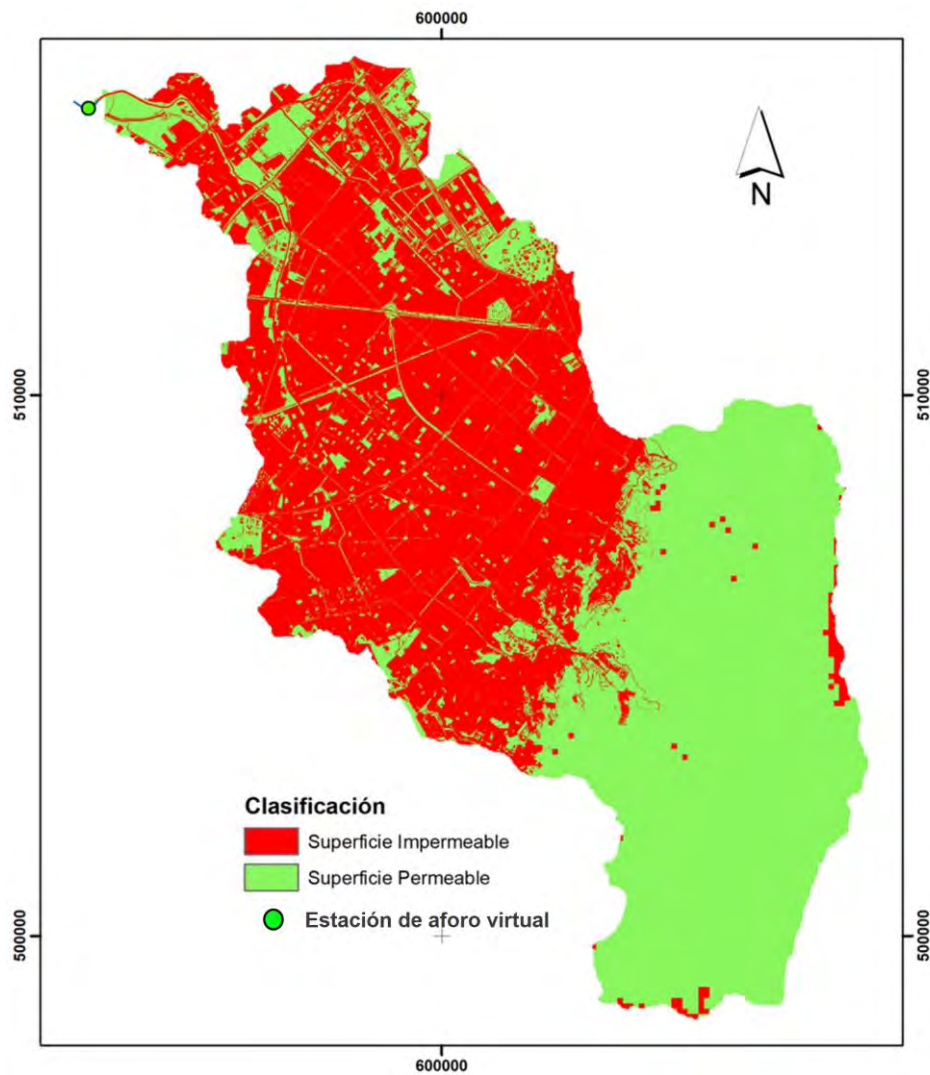


Figura 4-14. Superficies urbanas impermeables (reclasificación por cobertura vegetal) (LULC, 2014).

Dichos cálculos, que permitieron obtener los valores de la conductividad hidráulica (mm/h) para todos los horizontes de suelo, se realizaron mediante el software *Soil water characteristics* (Saxton y Rawls, 2006), considerando los valores de textura, contenido de materia orgánica, arena y arcilla y otras características procedentes de los perfiles de suelo. Los valores obtenidos se representaron espacialmente en las unidades de suelos

cartografiadas en formato vectorial que posteriormente se rasterizaron con tamaño de celda de 5 metros.

Finalmente, se aplicó la metodología de desagregación de escala descrita anteriormente en la presente tesis, realizando la multiplicación espacial del mapa de superficies impermeables con los mapas de K_s y K_{ss} , asignando un valor 0 a las superficies urbanas y el valor de K_s y K_{ss} correspondiente a las superficies permeables, de acuerdo con el mapa de reclasificación.

Los mapas de los parámetros K_s y K_{ss} se muestran en las figuras 4-15 y 4-16, respectivamente.

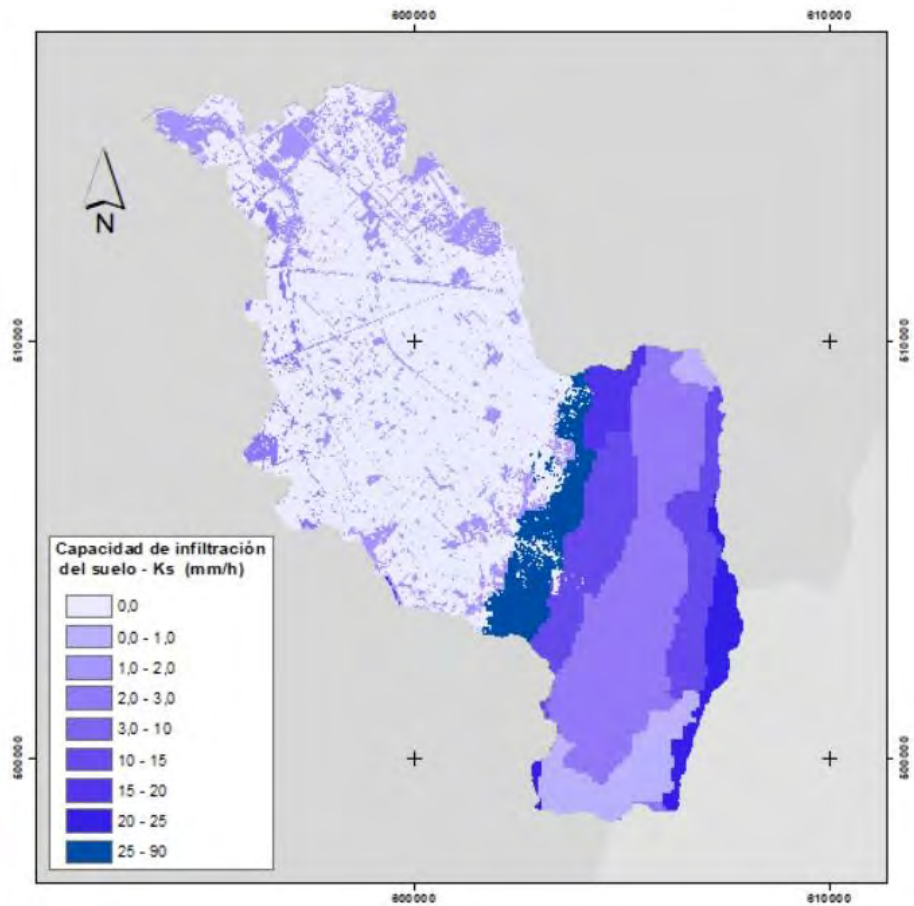


Figura 4-15. Conductividad hidráulica saturada vertical del suelo o capacidad de infiltración (K_s) ajustado en zonas urbanas

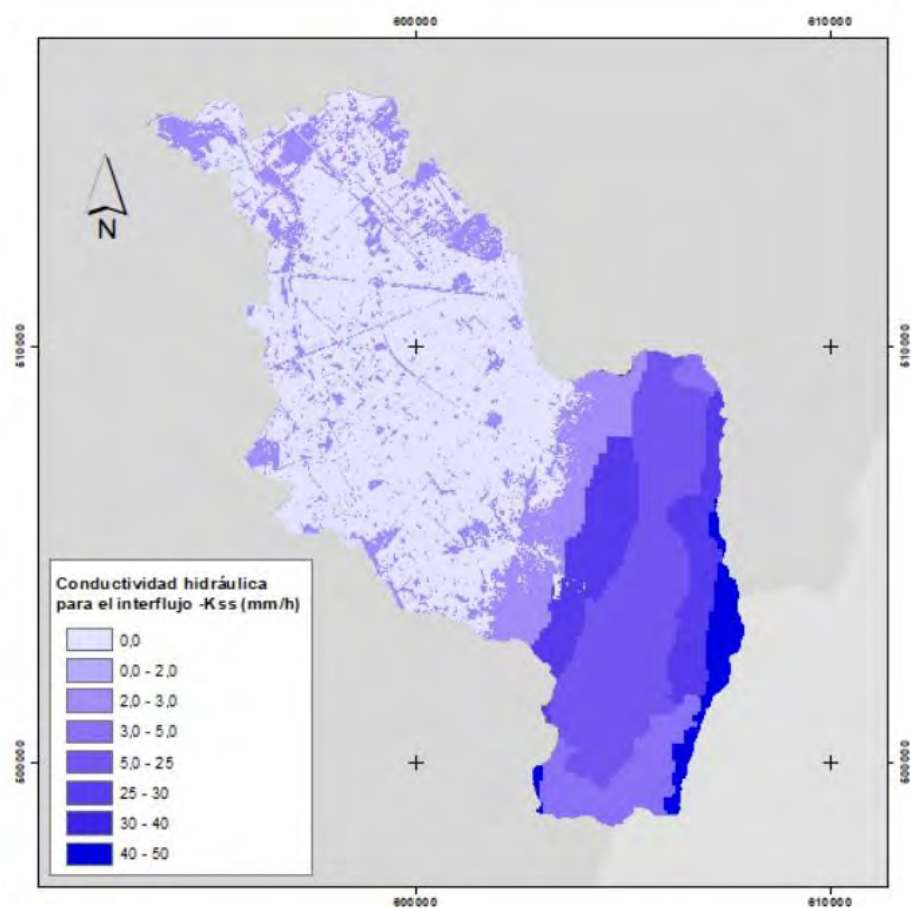


Figura 4-16. Conductividad hidráulica saturada horizontal del suelo (K_{ss}) ajustado en zonas urbanas

Parámetros de conductividad hidráulica saturada del subsuelo (K_p/K_{sa})

El parámetro de capacidad de percolación (K_p) se obtuvo del estudio hidrogeológico de la cuenca del río Bogotá (INGEOMINAS *et al.*, 2002). Este estudio se encuentra a escala regional para la cuenca a escala 1:100.000 y la cartografía de las unidades hidrogeológicas estuvo disponible en formato vectorial. Por tanto, para la estimación de la capacidad de percolación se tuvieron en cuenta las características de la conductividad hidráulica calculadas por dicho estudio con datos de campo y para cada unidad hidrogeológica cartografiada. Estas unidades se cambiaron de formato vectorial a formato ráster con tamaño de celda de 100 metros (figura 4-17).

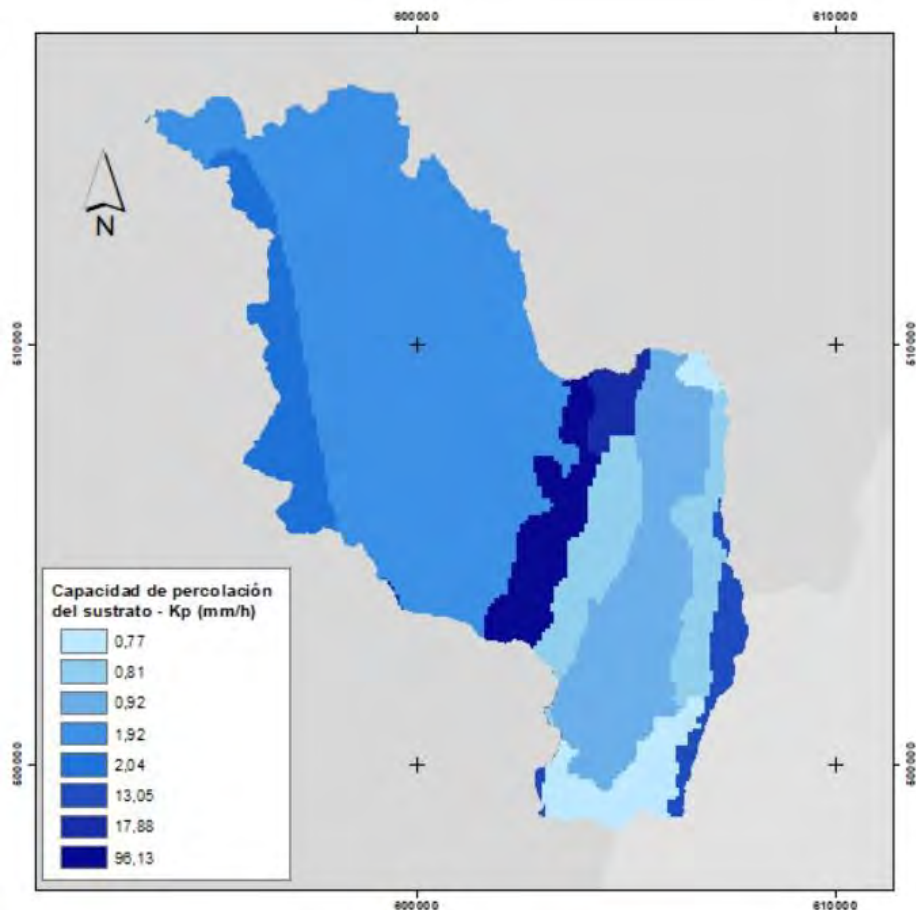


Figura 4-17. Capacidad de percolación saturada del sustrato (K_p)

Para el cálculo de la conductividad hidráulica saturada del acuífero (K_{sa}) se utilizó el valor de conductividad hidráulica del último horizonte de suelo disponible en los perfiles de suelos.

La metodología para la elaboración del mapa del parámetro K_{sa} (figura 4-18) fue la misma que la descrita para el cálculo de K_s , exceptuando el ajuste por desagregación realizado en las superficies urbanas

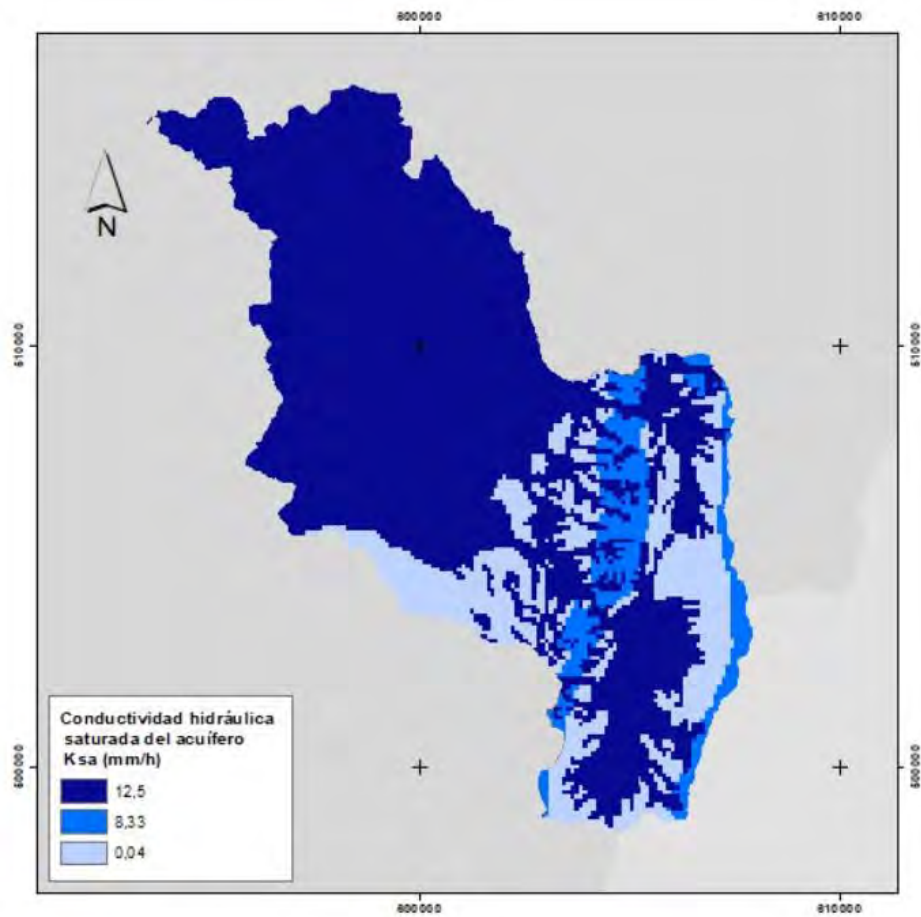


Figura 4-18. Conductividad hidráulica saturada del acuífero (K_{sa})

4.4.1.4. Parámetros de propagación de la escorrentía

Los valores de los parámetros relacionados con la propagación de la escorrentía son los recomendados por el manual del modelo TETIS (GIMHA, 2021).

La tabla 4-4 muestra los valores de los nueve parámetros utilizados en la modelación hidrológica de la cuenca del río Fucha.

Tabla 4-4. Coeficientes y exponentes de las relaciones de geometría hidráulica

Relación entre el área de drenaje y el caudal a banca llena	Coef. κ	0,868
	Exp. φ	0,94
Relación entre el ancho y el caudal a banca llena	Coef. c_1	6,516
	Exp. ϵ_1	0,48
Relación entre el ancho y el caudal de la sección transversal	Exp. ϵ_2	0,2
Relación entre el diámetro del sedimento, pendiente y profundidad	Coef. c_d	15
	Exp. θ	1
Relación entre el coeficiente de rugosidad y el diámetro del sedimento	Coef. c_n	0,047
	Exp. ξ	0,167

4.4.2. Resultados de la modelación hidrológica a escala detallada (S_I)

La simulación hidrológica de la cuenca del río Fucha se usó como base para la comparación de los diferentes métodos de agregación de escala, dado que es de esperar que el balance a escala detallada de la cuenca se asemeje más a las características reales de la misma (Koochi y Azizian, 2021; Ichiba *et al.*, 2018).

Para la modelación se contó con la información meteorológica (precipitación y temperatura) disponible para toda la cuenca del río Bogotá con discretización temporal de 24 horas, tal cual se ha descrito en el capítulo 3. Dado que no se dispone de información de aforos observada en el río Fucha, se ha creado una estación ficticia (situada en el punto de coordenadas $X = 582777$, $Y = 507070$, $Z = 2561$), en donde se ha generado una serie sintética de caudales diarios mediante la simulación del modelo en un punto sobre el cauce. La serie de caudales simulados por el modelo TETIS en la estación ficticia junto con la serie de precipitación histórica correspondiente al periodo 30/03/2011 al 02/11/2013 se muestran en la figura 4-19.

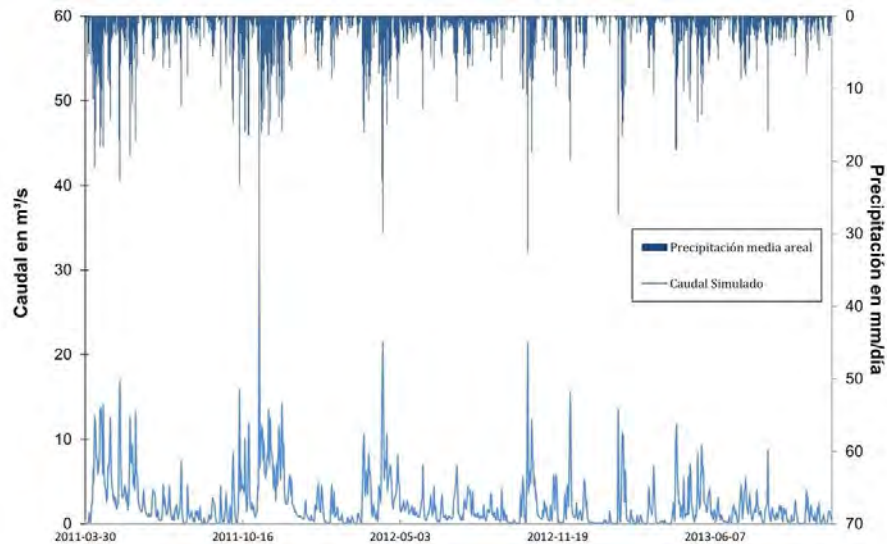


Figura 4-19. Caudales simulados y precipitación histórica. Río Fucha.

La selección de la serie histórica utilizada en la modelación coincide con el periodo que se ha usado en la calibración de la cuenca del río Bogotá. Estos datos se han seleccionado como resultado de la evaluación de calidad y continuidad de los datos históricos oficiales disponibles para la cuenca.

Los resultados obtenidos de la simulación del caudal en el punto de aforo y los parámetros a escala de detalle estimados para la cuenca del río Fucha se describen en la (tabla 4-5). Estos resultados se han considerado como referencias para la calibración de los modelos de la cuenca del río Fucha, con los parámetros estimados a partir de los tres métodos de agregación propuestos, tal cual se describe en el siguiente apartado.

Tabla 4-5. Resultados de la simulación hidrológica de la cuenca urbana a escala de detalle S₁.

Flujos	Fucha S1 (mm)
Precipitación	1025
Evapotranspiración total	463
Excedente	572
Escorrentía directa	443
Infiltración	133
Interflujo	108
Percolación	4
Escorrentia superficial	552

En definitiva, los resultados de la modelación realizada con TETIS a escala detallada en la cuenca urbana del río Fucha muestran que el modelo es capaz de reproducir los eventos de precipitación máxima, dado que los caudales pico se corresponden con las fechas en las que ocurren estos eventos.

El caudal medio simulado en el periodo 30/03/2011 al 02/11/2013 fue de 2,36 m³/s, y el caudal máximo de 30,27 m³/s, para el día 6 de noviembre de 2011, el cual coincidió con el último de los eventos de precipitación extrema enmarcado en el fenómeno de la Niña 2010-2012 (Euscátegui y Hurtado, 2010). En las series de precipitaciones y caudales se observa su carácter bimodal, correspondiente a las dos temporadas de lluvia anuales características del clima en la zona.

4.4.3. Estimación de parámetros agregados

De acuerdo con la propuesta metodológica planteada en el apartado 4.2, se ha realizado la agregación de escala para la estimación de parámetros en las superficies urbanas utilizando los tres algoritmos descritos. Estos algoritmos se han utilizado para la estimación de parámetros vinculados con el LULC:

- Mapa de usos y cobertura (LULC)
- Almacenamiento estático (H_u)
- Capacidad de infiltración del suelo (K_s)
- Conductividad hidráulica para el interflujo (K_{ss})

Para la estimación del resto de parámetros requeridos por el modelo TETIS se han utilizado los datos disponibles a escala regional S₂.

Entre los métodos más usados en la modelación hidrológica para las superficies urbanas, se encuentra la agregación de superficies como una única zona homogénea sin tener en cuenta la dinámica interna (LULC) (Ramos Fernández y Francés García, 2014). Para facilitar la descripción y comparación con los demás algoritmos de agregación usados, tal cual ya se dijo en el capítulo 4, este método de agregación se denominará (M₁) y los resultados del modelo se compararán con los obtenidos mediante la aplicación de los otros dos métodos de agregación propuestos: el método de vecino más cercano (M₂) y el método de la media ponderada (M₃).

4.4.3.1. Parámetros derivados del Modelo Digital de Elevación (MDE)

En esta tesis se ha tomado como base el modelo digital de elevación (MDE) con celda de 90 metros (3 segundos de arco). Estos datos se descargaron de la Misión Topográfica *Shuttle Radar* (SRTM) coordinada por la Agencia Nacional de Inteligencia Geoespacial y la NASA SRTM. Los datos se remuestrearon con un tamaño de celda de 100 metros y se extrajo la información que abarca la totalidad de la cuenca del río Bogotá. Posteriormente se realizó el tratamiento al modelo para obtener los mapas necesarios para realizar la modelación hidrológica.

La red de drenajes en formato vectorial fue considerada para ajustar el MDE mediante los ajustes “*normalized excavation*” y “*burning*” (Baker *et al.*, 2006). Una vez obtenido el DEM corregido (figura 4-20), se realizó la comprobación de los resultados de ajuste del modelo a través de la comparación entre el mapa de celdas acumuladas generados a partir del DEM corregido y la red de drenajes oficial de la cuenca.

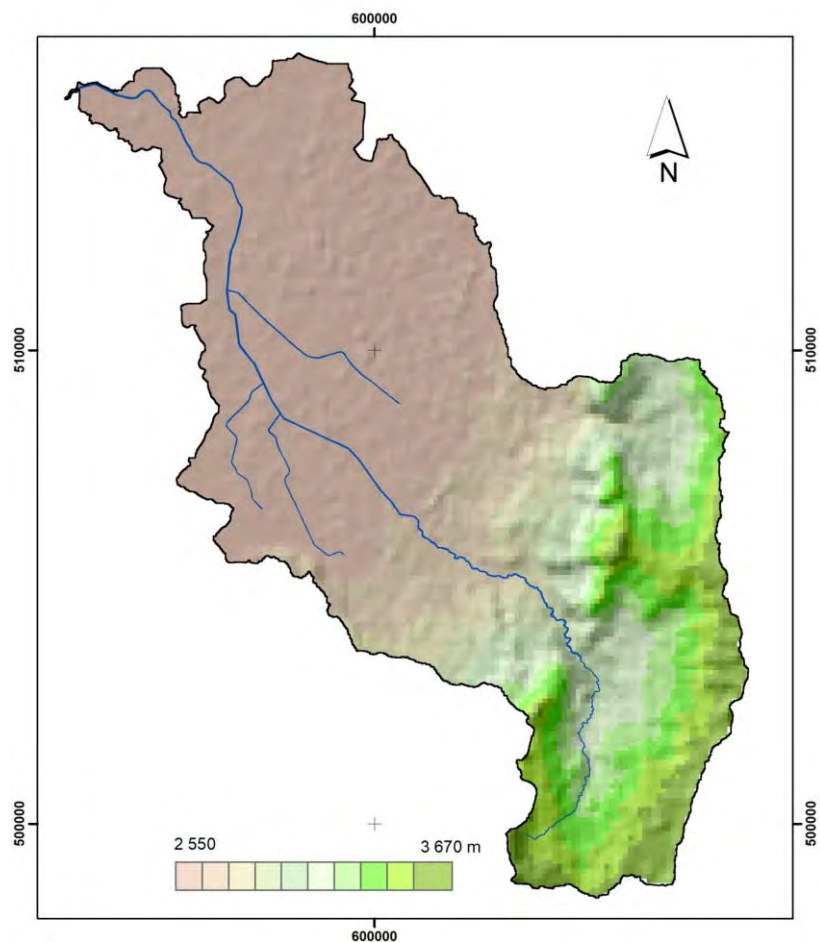


Figura 4-20. Modelo digital de elevación. Cuenca Fucha (100 m)

Una vez realizada la verificación, se generaron los siguientes mapas derivados del DEM:

- Mapa de dirección de flujo (figura 4-21), usando la codificación propuesta por Greenlee (1987)
- Mapa de celdas acumuladas (figura 4-22)
- Mapa de pendientes (figura 4-23)
- Mapa de velocidad de flujo en ladera (figura 4-24), calculado de acuerdo con la expresión propuesta en el manual de usuario de TETIS (GIMHA, 2021), basada en la ecuación de Manning

A continuación, se presentan los mapas sólo de la cuenca urbana, que se han extraído de los mapas de parámetros elaborados para toda la cuenca del Bogotá usando herramientas GIS. Los mapas correspondientes a la totalidad de la cuenca del río Bogotá se presentan en el capítulo 5.

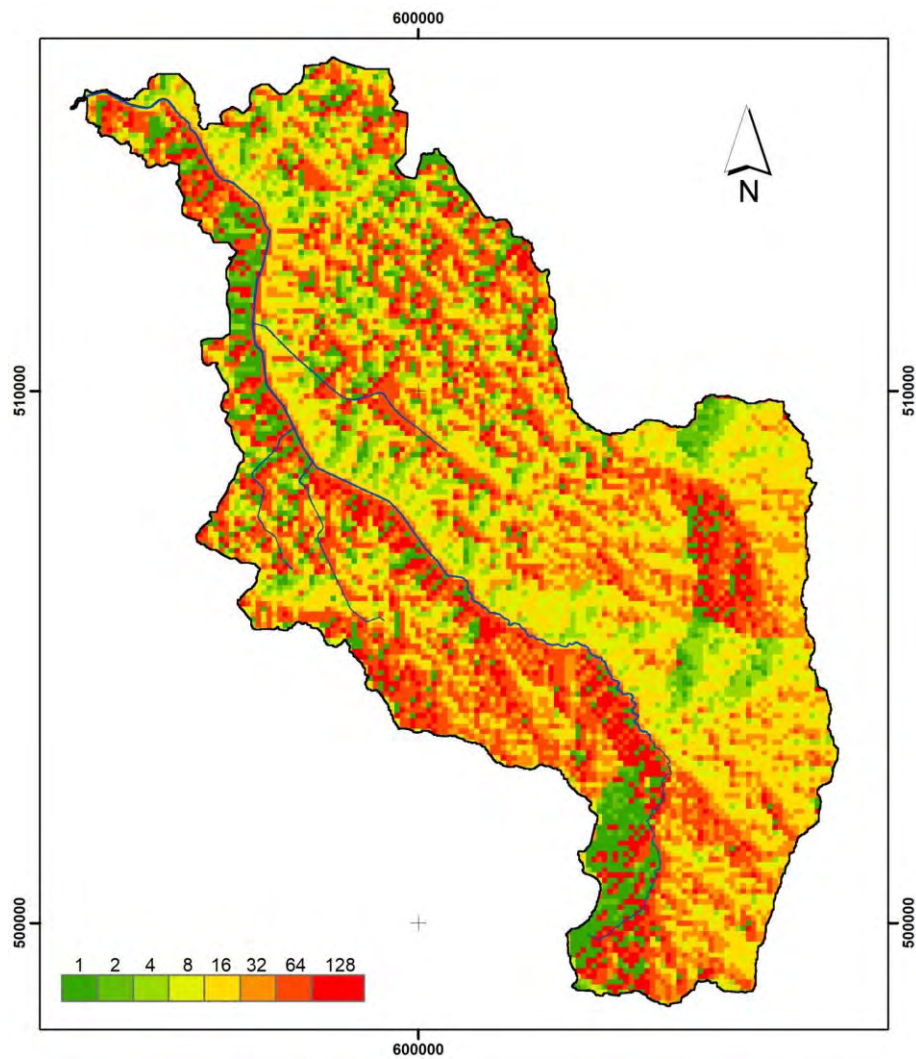


Figura 4-21. Dirección de flujo. Cuenca Fucha (100 m)

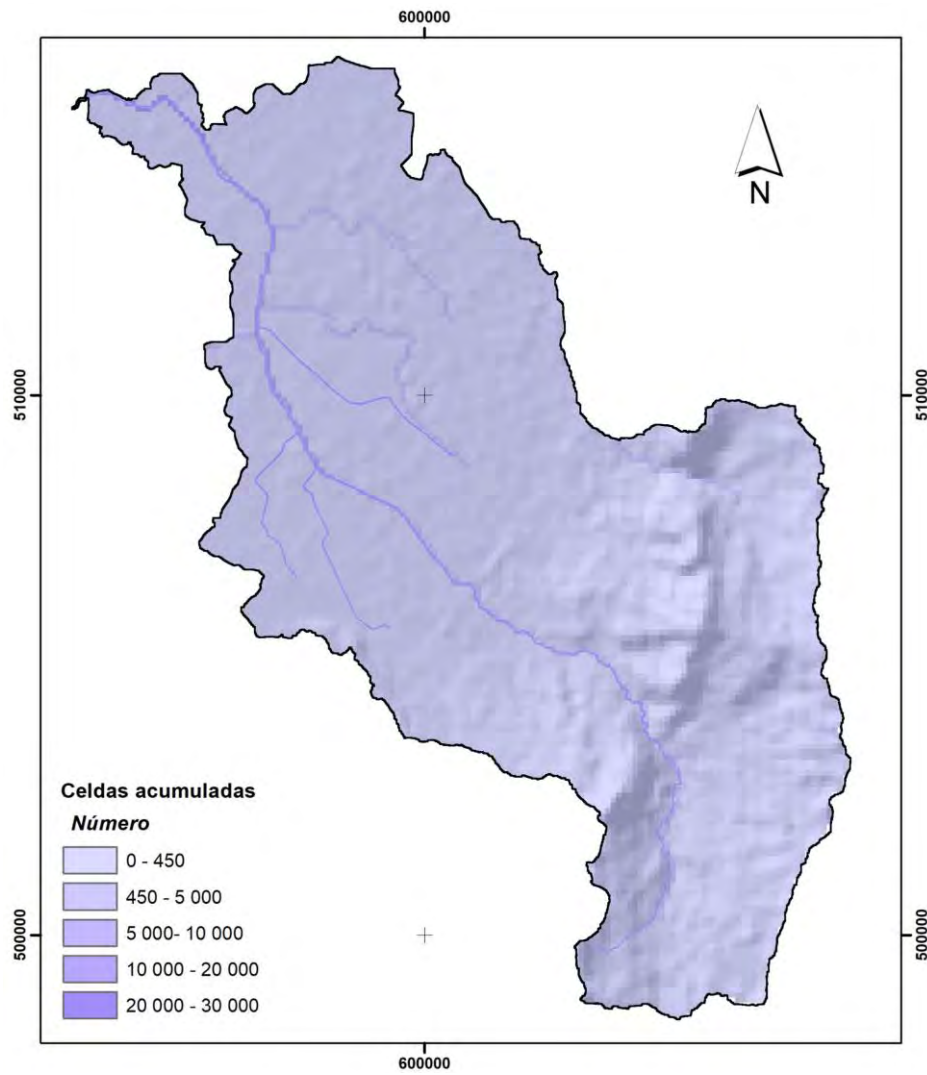


Figura 4-22. Celdas acumuladas en cuenca Fucha (100 m)

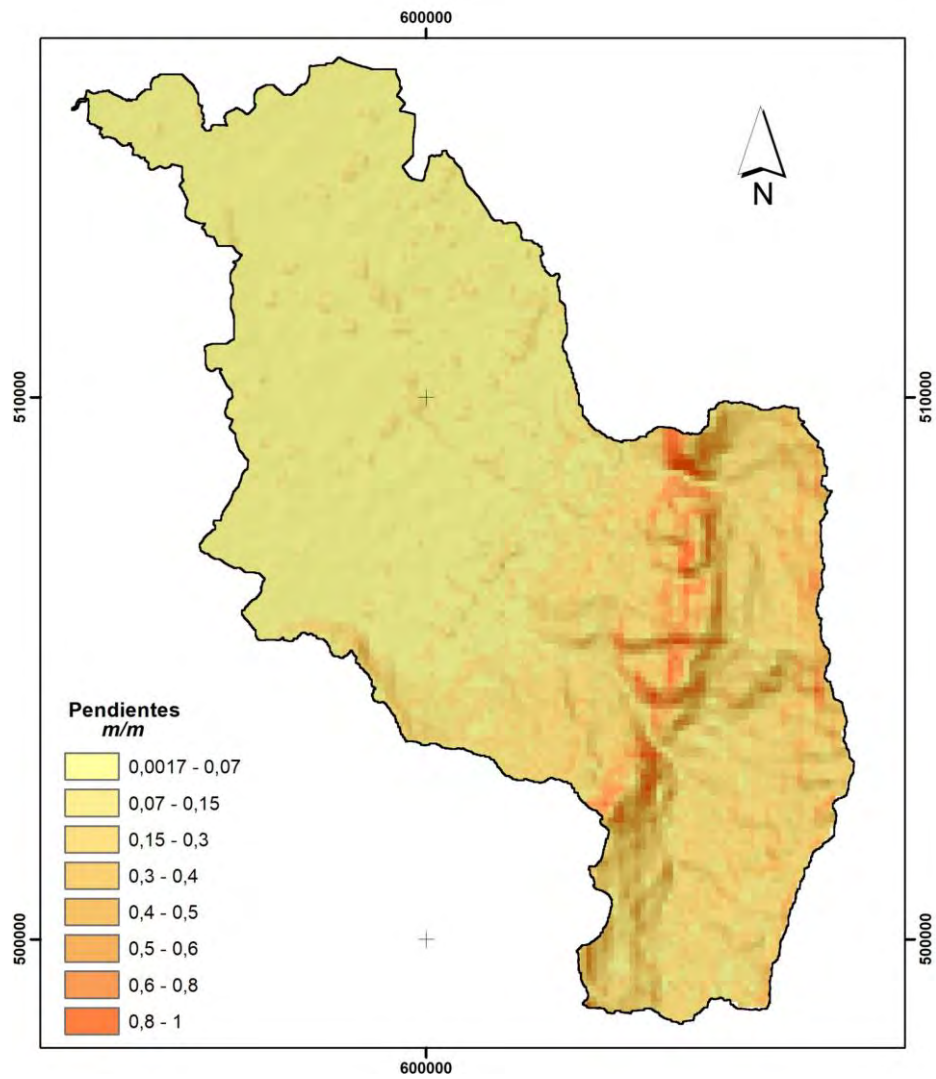


Figura 4-23. Pendientes (m/m) en cuenca Fucha (100 m)

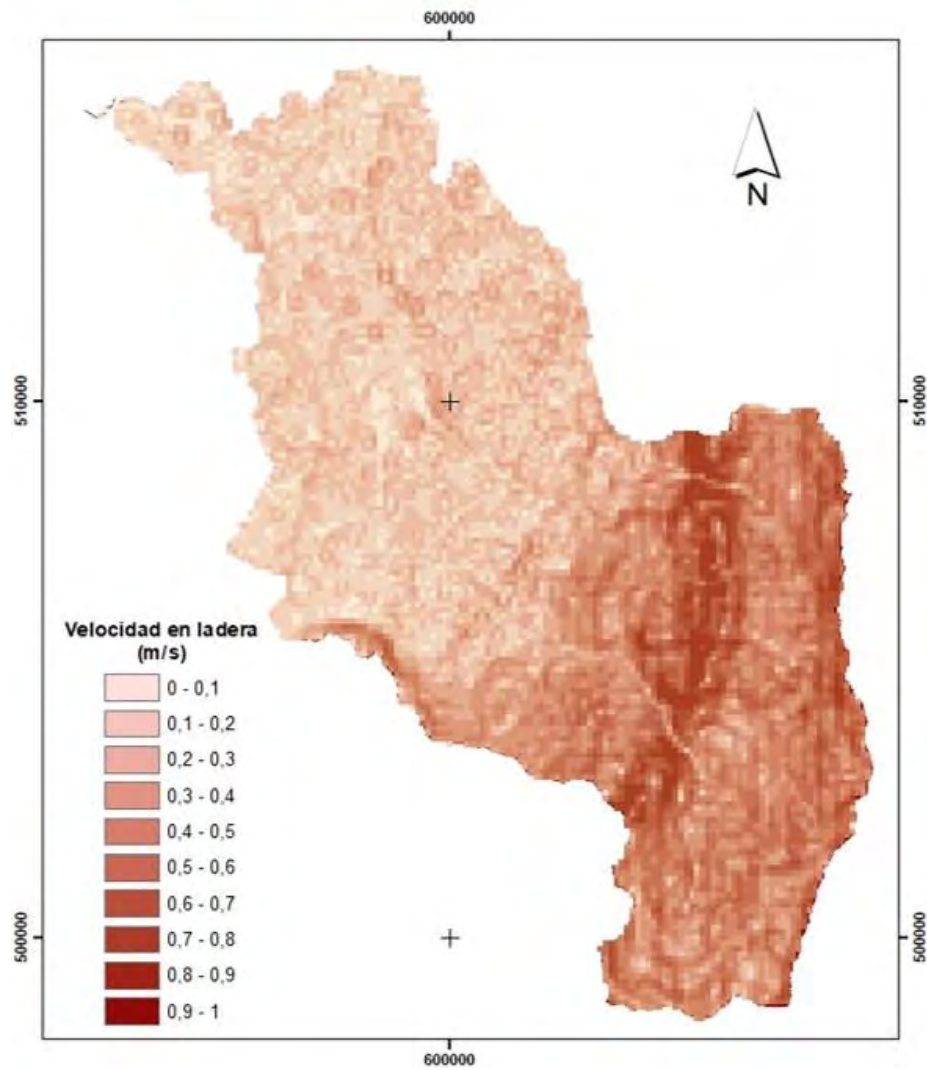


Figura 4-24. Velocidad de Pendiente en ladera. Cuenca Fucha (100 m)

4.4.3.2. Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración

Al igual que para la modelación de la cuenca Fucha a escala de detalle S_1 , para los procesos de evapotranspiración se usó el concepto de factor de vegetación al través del que se relacionará la evapotranspiración potencial (ETP) o de referencia (ET_0) con la evapotranspiración real máxima (ET) de la cobertura vegetal (LULC) sobre las bases de las necesidades hídricas de éstas.

Estas categorías se reclasificaron en función del comportamiento de la cobertura vegetal frente a los procesos de evapotranspiración. La variabilidad temporal se ha considerado a través de un factor de vegetación, con el que se refleja el comportamiento promedio mensual a lo largo de año, tomando como referencia el valor del factor de cultivo propuesto por Burman (1994), tal como se describió anteriormente.

A la variabilidad espacial de los LULC dentro de las superficies urbanas a escala detallada S_1 , se le realizó un proceso de agregación a escala gruesa S_2 , usando los tres métodos descritos anteriormente.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para la agregación en cada método, y las tablas de factores de vegetación y factores de cultivo usada para la modelación.

- *Método de agregación (M_1)*

Tal cual se expuso en el apartado 4.2, en este método se consideraron todas las categorías incluidas en la superficie urbana, sin tener en cuenta los diferentes LULC. La agregación se realizó a través de una reclasificación de los usos de suelo urbano, mediante herramientas GIS (figura 4-25). Aunque en esta figura sólo se muestra los LULC para la cuenca del río Fucha, el algoritmo de reclasificación se usó para las superficies urbanas en toda la cuenca del río Bogotá. Por esta razón las tablas que se incluyen contienen los valores de todas las categorías de usos de suelos existente en la cuenca del río Bogotá (tablas 4-6 y 4-7).

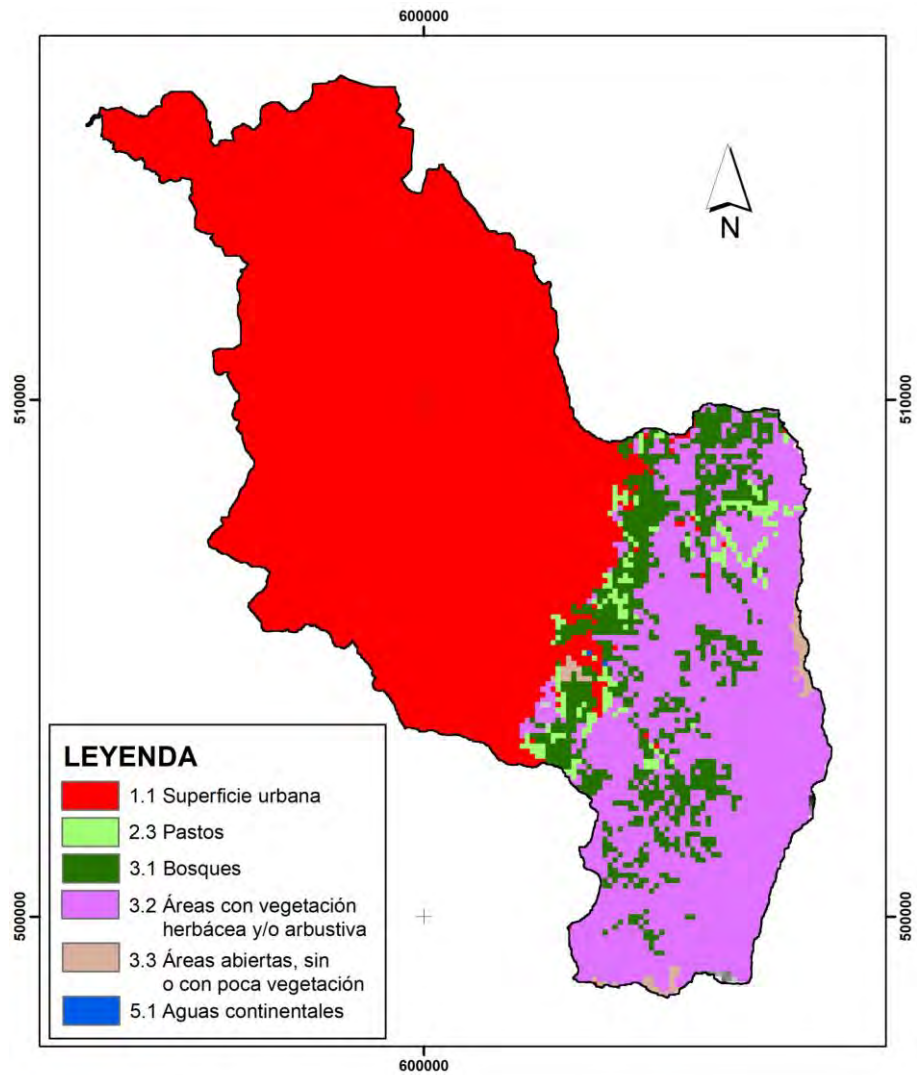


Figura 4-25. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) Agregado (M₁) Cuenca Fucha (100 m)

Tabla 4-6. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS (M₁).

Categoría	Value
1.1 Superficies urbanas	1
1.3. Zonas de extracción minera y escombreras	2
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	3
2.1 Cultivos transitorios	4
2.2 Cultivos permanentes	5
2.2.1 Invernaderos	6
2.3 Pastos	7
2.4 Areas agrícolas heterogéneas	8
3.3 Bosques	9
3.2 Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	10
3.3 Árías abiertas, sin o con poca vegetación	11
5.1 Aguas continentales	12

Tabla 4-7. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana (M₁).

ID TETIS	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
3	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
4	0,60	0,35	0,60	0,80	0,90	0,95	0,80	0,65	0,70	0,90	0,90	0,65
5	0,62	0,88	0,87	0,83	0,83	0,83	0,83	0,88	0,83	0,83	0,83	0,83
6	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
7	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
8	0,71	0,71	0,79	0,84	0,88	0,89	0,84	0,81	0,81	0,88	0,88	0,79
9	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
11	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
12	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

- *Método de agregación (M₂)*

Tal cual se expuso en el apartado 4.2, el método de agregación del vecino más cercano calcula el promedio de vecino más cercano, midiendo la distancia entre cada centroide de la entidad y la ubicación del centroide de su vecino más cercano. En este método se consideran todas las categorías de LULC dentro de la ciudad, y

aunque no se conserva su distribución espacial exacta, se conserva la proporción de áreas por categorías dentro del perímetro agregado.

Para esta agregación se usaron las categorías de usos de suelo urbano que se muestran en la (figura 4-26) y los valores de referencia para los procesos de evapotranspiración correspondientes con estas categorías se encuentra en las tablas 4-8 y 4-9.

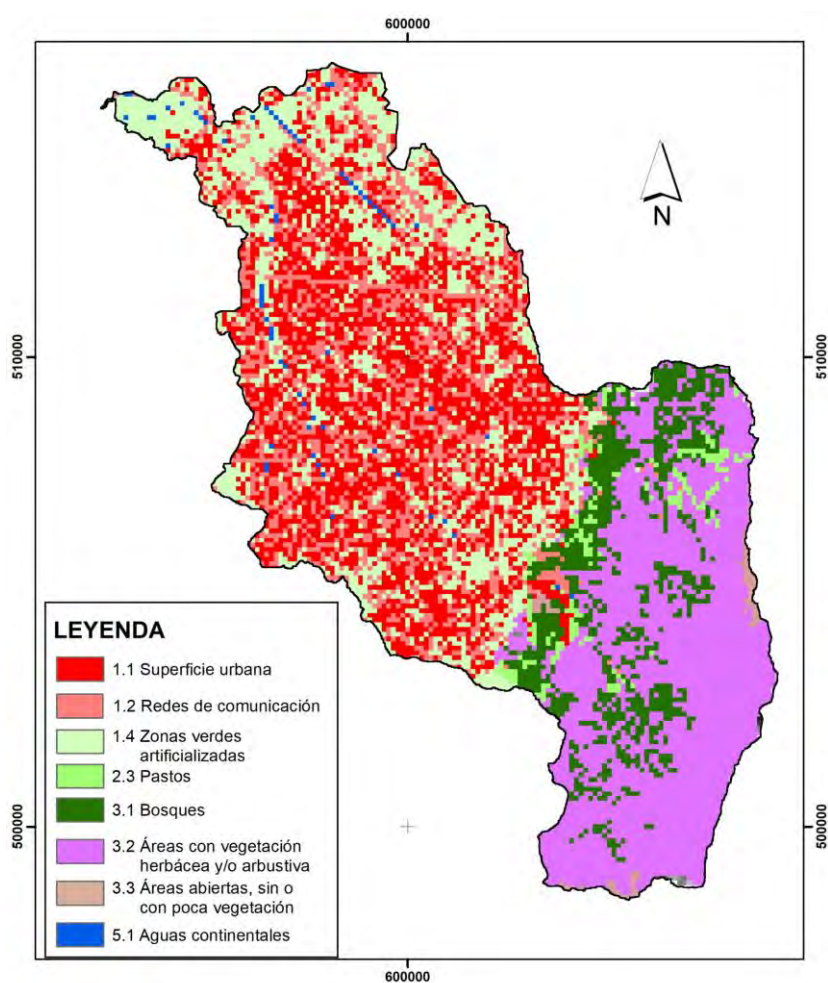


Figura 4-26. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) Agregado vecino más cercano (M_2) cuenca Fucha (100m)

Tabla 4-8. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS (M₂)

Categoría	Value
1.1 Superficies urbanas	1
1.2. Redes de comunicación	2
1.3. Zonas de extracción minera y escombreras	3
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	4
2.1 Cultivos transitorios	5
2.2 Cultivos permanentes	6
2.2.1 Invernaderos	7
2.3 Pastos	8
2.4 Áreas agrícolas heterogéneas	9
Bosques	10
3.2 Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	11
3.3 Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	12
5.1 Aguas continentales	13

Tabla 4-9. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana (M₂)

ID TETIS	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
3	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
4	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
5	0,60	0,35	0,60	0,80	0,90	0,95	0,80	0,65	0,70	0,90	0,90	0,65
6	0,62	0,88	0,87	0,83	0,83	0,83	0,83	0,88	0,83	0,83	0,83	0,83
7	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
8	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
9	0,71	0,71	0,79	0,84	0,88	0,89	0,84	0,81	0,81	0,88	0,88	0,79
10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
11	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
12	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
13	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

- *Método de agregación (M₃)*

Tal cual se expuso en el apartado 4.2, el método de agregación de la media ponderada calcula el promedio ponderado de todas las entidades en escala detallada S₁, incluidas en la celda que las contiene a escala S₂, dando mayor peso a los valores con mayor superficie ocupada dentro del área de análisis.

En el caso de la cuenca del río Fucha, esta metodología se ha implementado utilizando la clasificación por densidad de superficie construida dentro de las ciudades considerada por el atlas de superficies urbanas (European Commission, 2011):

- Las celdas a escala S_1 incluidas en la categoría “Construcciones, áreas abiertas sin vegetación y cuerpos de agua” con una superficie mayor al 80% dentro de la celda a escala S_2 se han clasificado como “Zona urbana continua”.
- Si la superficie de estas categorías se encuentra entre el 50% y el 80% las celdas se han asignado a la categoría “Zonas urbanas discontinuas”.
- Si el porcentaje se encuentra entre el 30% y el 50% las celdas se han asignado a la categoría “Zona urbana discontinuas media”.
- Si el porcentaje se encuentra entre el 10% y el 30% las celdas se han asignado a la categoría “Zona urbana discontinuas baja”.
- Si el porcentaje es inferior al 10% las celdas se han asignado a la categoría “Zona urbana discontinuas muy baja”.

El resultado de esta agregación se describe en la figura 4-27 y los valores correspondientes a los procesos de evapotranspiración se muestran en las tablas 4-10 y 4-11.

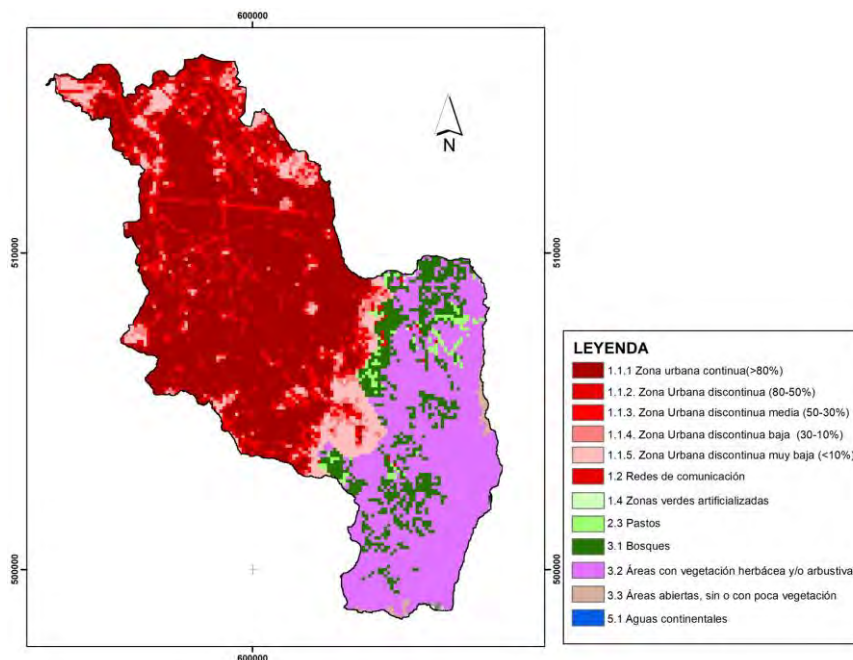


Figura 4-27. Usos de suelo y cobertura vegetal (LULC) Agregado media ponderada (M_3)

Tabla 4-10. Reclasificación del mapa de LULC 2014, para su consideración en TETIS (M₃)

Categoría	Value
1.1.1 Zona urbana continua(>80%)	1
1.1.2. Zona Urbana discontinua (80-50%)	2
1.1.3. Zona Urbana discontinua media (50-30%)	3
1.1.4. Zona Urbana discontinua baja (30-10%)	4
1.1.5. Zona Urbana discontinua muy baja (<10%)	5
1.2. Redes de comunicación	6
1.3. Zonas de extracción minera y escombreras	7
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	8
2.1 Cultivos transitorios	9
2.2. Cultivos permanentes	10
2.2.5. Invernadero	11
2.3. Pastos	12
2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	13
3.1. Bosques	14
3.2. Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	15
3.3. Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	16
5.1. Aguas continentales	17

Tabla 4-11. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Urbana (M₃)

ID TETIS	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
2	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
3	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
4	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
5	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
6	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
7	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
9	0,60	0,35	0,60	0,80	0,90	0,95	0,80	0,65	0,70	0,90	0,90	0,65
10	0,62	0,88	0,87	0,83	0,83	0,83	0,83	0,88	0,83	0,83	0,83	0,83
11	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
12	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
13	0,71	0,71	0,79	0,84	0,88	0,89	0,84	0,81	0,81	0,88	0,88	0,79
14	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
15	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
16	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
17	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

4.4.3.3. Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo

Capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u)

Al igual que en los parámetros estimados para el proceso de evapotranspiración, la información de detalle a escala S_1 , se ha agregado a escala regional S_2 , usando los tres métodos de agregación propuestos y siguiendo la misma metodología que ha sido descrita anteriormente.

Las figuras 4-28 a 4-30 muestran los mapas del parámetro de almacenamiento estático (mm) H_u , obtenidos según cada método de agregación.

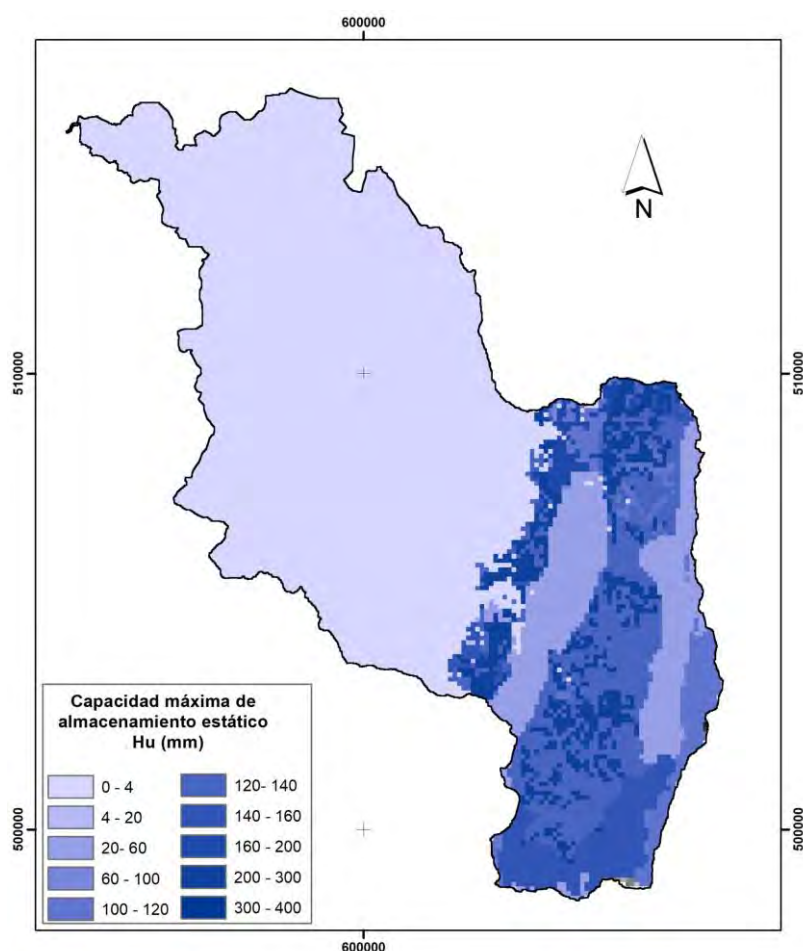


Figura 4-28. Almacenamiento estático H_u Agregado (M_1) cuenca Fucha (100 m)

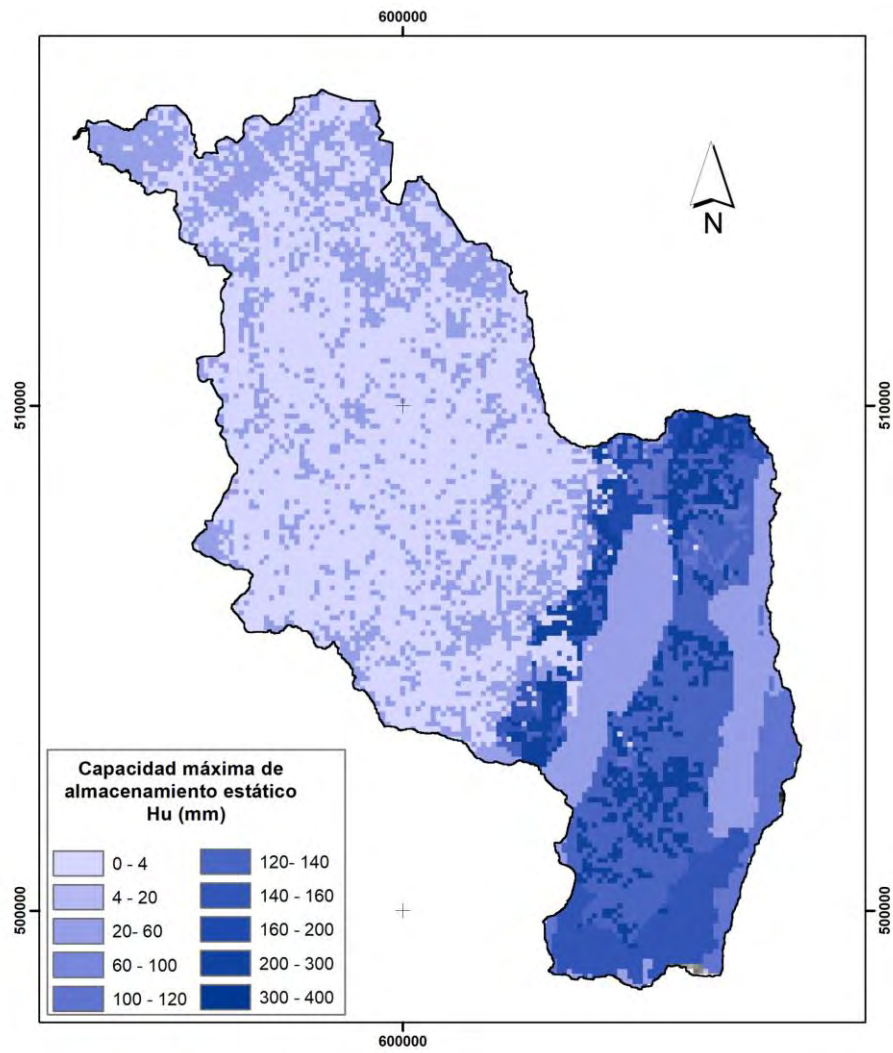


Figura 4-29. Almacenamiento estático H_u Agregado (M_2) cuenca Fucha (100 m)

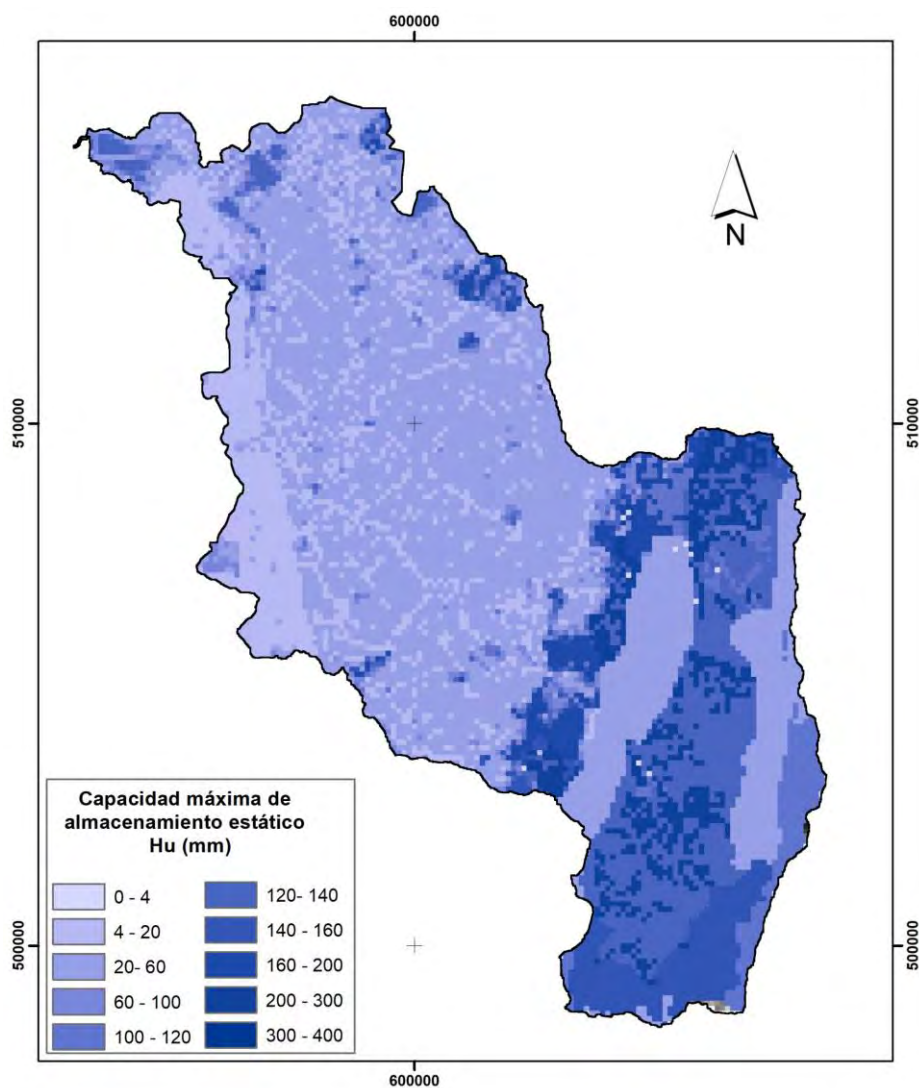


Figura 4-30. Almacenamiento estático H_u Agregado (M_3) cuenca Fucha (100 m)

Como era de esperar, los mapas de valores de H_u obtenidos por cada método de agregación, son muy diferentes en las celdas correspondientes a los usos de suelo urbanos (situadas en la zona central y occidental de la cuenca del río Fucha).

La figura 4-31 muestra los valores del almacenamiento estático (H_u) para cada uno de los tres métodos de agregación obtenidos en las celdas incluidas en el perfil transversal definido sobre la superficie urbana en la cuenca marcado en la figura.

En dicha figura, se observa la siguiente información:

- La línea de color gris muestra los valores de referencia de H_u , calculados a escala de detalle S_1 .
- La línea roja muestra los resultados del primer método de agregación que, como se ha descrito anteriormente, equivalen a un solo valor para toda la superficie.
- La línea amarilla muestra los valores de H_u , resultado del método de agregación por vecino más cercano. Para datos de tipo continuo, estos valores se obtienen a partir de una interpolación bilineal del promedio de las distancias ponderadas de los cuatro centroides de las celdas de entrada más cercanos.
- Finalmente, en color verde se observan los valores de H_u , resultado del promedio ponderado de los valores de H_u a escala S_1 incluidos dentro de la celda a escala S_2 .

Los resultados obtenidos hasta el momento, correspondientes a un único perfil transversal, parecen indicar que el método de agregación por el vecino más cercano es el que mejor reproduce los valores de H_u obtenidos a escala de detalle y celda a celda. Tal cual se verá a continuación, dicha conclusión preliminar va a ser confirmada a partir del análisis de los resultados de la modelación hidrológica.

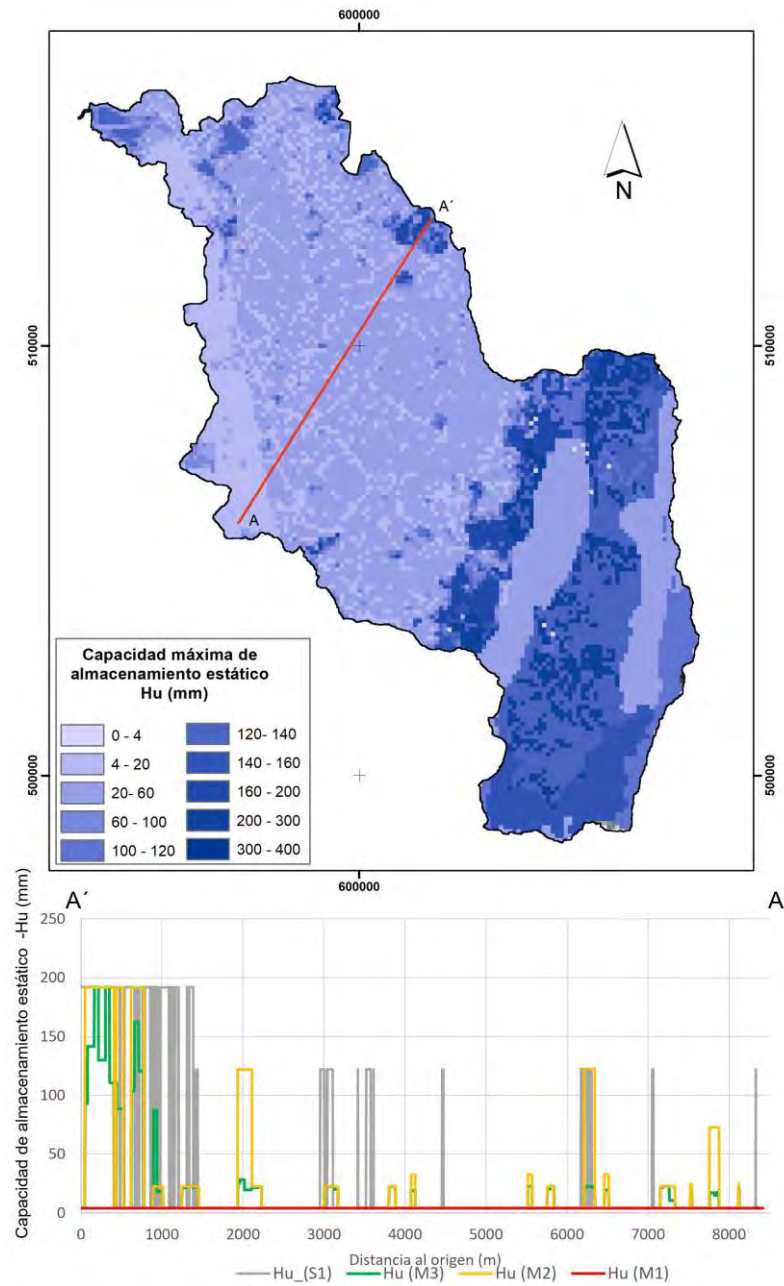


Figura 4-31. Transecto sobre superficie urbana (arriba). Valores de H_u para los tres métodos de agregación (abajo)

Conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss})

Para la estimación de estos parámetros se cuenta con la información del estudio de suelos de la cuenca del río Bogotá (IGAC, 2000), el cual incluye la cartografía escala 1:100.000 de las unidades taxonómicas de la regional de Cundinamarca. La metodología para la estimación de los parámetros de capacidad hidráulica saturada del suelo (K_s y K_{ss}), se describe en el apartado 4.3 del presente capítulo. Adicionalmente, se ha considerado el efecto de la impermeabilización del suelo sobre la conductividad hidráulica (tanto vertical como horizontal). Para ello, se ha calculado el porcentaje de impermeabilización a escala S_2 , partiendo de la información detallada a escala S_1 .

Dado que se cuenta con el mapa de superficies permeables a escala de detalle S_1 , se realizó una agregación, para calcular el porcentaje de superficie permeables a escala S_2 , mediante la aplicación de los tres métodos de agregación propuestos y el uso de herramientas SIG.

Los resultados muestran que el método que mejor reproduce los valores de los parámetros a escala S_1 es el método del vecino más cercano (M_2).

Las figuras 4-32 y 4-33 muestran los mapas de valores de los parámetros K_s y K_{ss} respectivamente junto con los correspondientes perfiles transversales que muestran las diferencias en el ajuste proporcionadas por cada método de agregación.

Tal cual se verá a continuación, la conclusión preliminar de que el método M_2 es el más adecuado para realizar la agregación, va a ser confirmada a partir del análisis de los resultados de la modelación hidrológica.

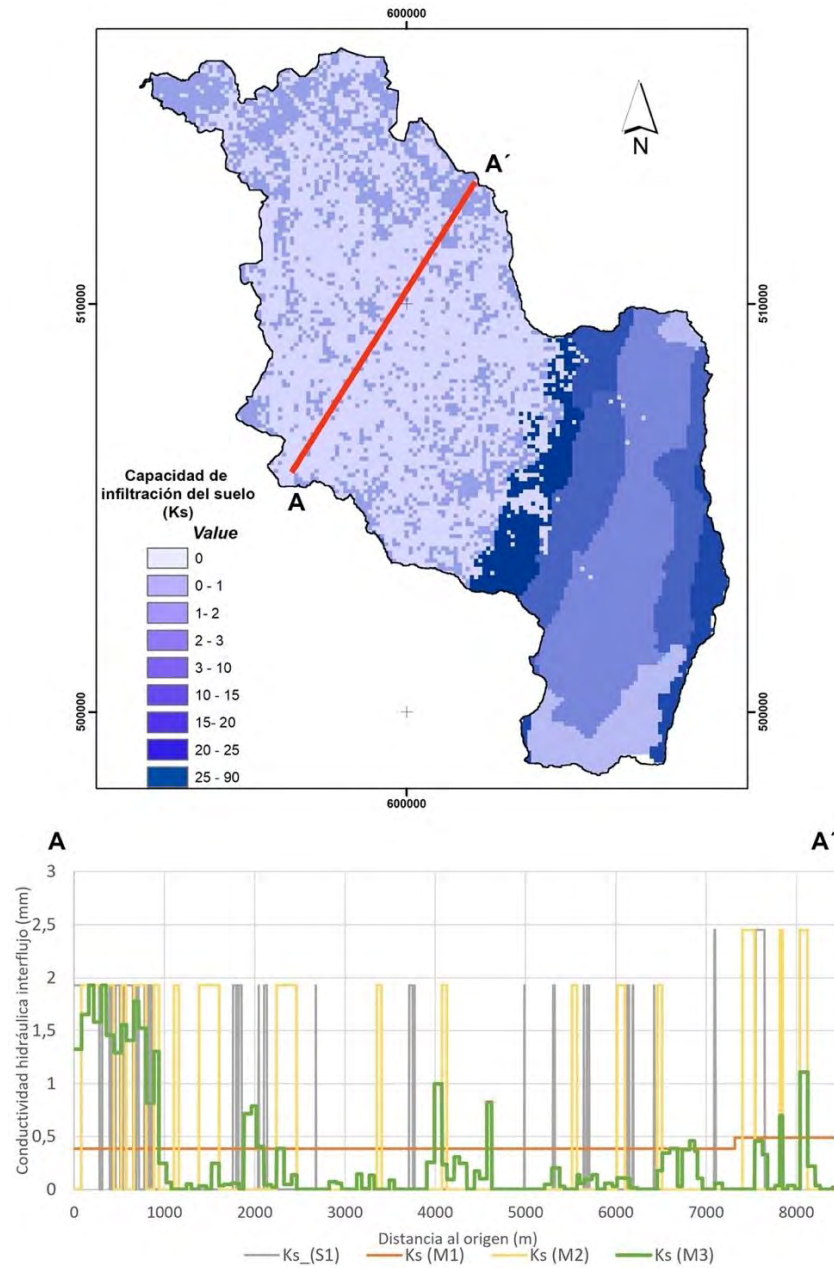


Figura 4-32. Transecto sobre superficie urbana (arriba). Valores de K_s para los tres métodos de agregación (abajo)

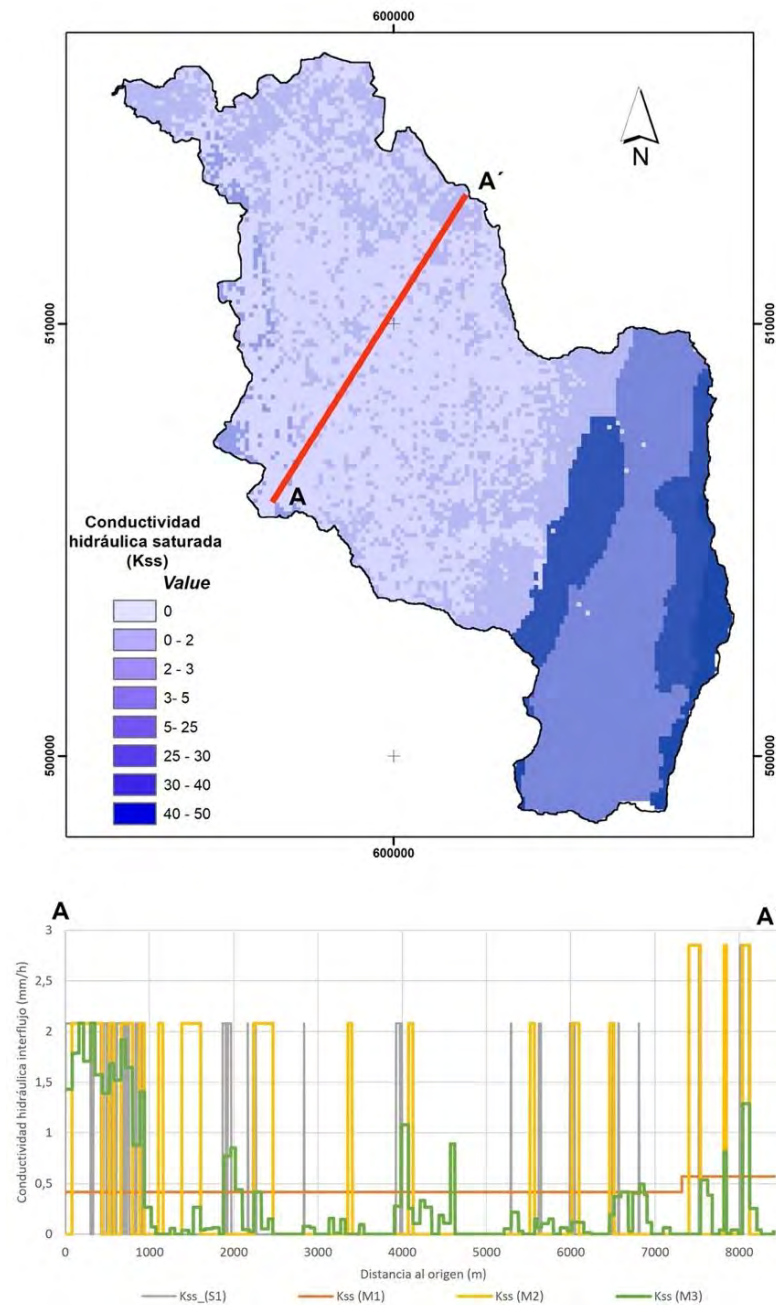


Figura 4-33. Transecto sobre superficie urbana (arriba). Valores de K_{ss} para los tres métodos de agregación (abajo)

4.4.4. Comparación de los resultados de la modelación hidrológica a escala gruesa (S_2) para los tres métodos de agregación.

Descripción de la calibración de los modelos hidrológicos agregados

Para la calibración de los modelos agregados se cuenta con información meteorológica proporcionada por la Corporación Autónoma Regional de la cuenca del río Bogotá (series diarias de precipitación, temperatura y evapotranspiración). Dado que no se dispone de datos observados de caudales en la cuenca del río Fucha y considerando lo propuesto por (Koochi y Azizian, 2021; Ichiba *et al.*, 2018), se han generado series sintéticas de caudales diarios, a partir de la modelación de la cuenca a escala de detalle S_1 en una estación ficticia cercana a la desembocadura del río Fucha en el río Bogotá (mostrados en la figura 4-34). Estos datos se han usado para la calibración de los tres modelos agregados.

Para esta calibración se usó el método SCE-UA (*Shuffled Complex Evolution – University of Arizona*) implementado en TETIS. Para evaluar el funcionamiento del modelo se usaron los siguientes criterios (Kling *et al.*, 2009; Moriasi *et al.*, 2015):

- índice de Nash $> 0,5$
- error en volumen $< 25\%$
- representatividad en los procesos hidrológicos predominantes (control de balance y comportamiento temporal de flujos y almacenamiento a nivel superficial y subsuperficial)

En el modelo TETIS los valores modales son corregidos mediante un factor de corrección durante el proceso de calibración. En lugar de calibrar el número de parámetros multiplicado por el número de celdas, sólo se calibran los factores de corrección. En el caso del submodelo hidrológico, se utilizan nueve factores de corrección: almacenamiento estático máximo, evapotranspiración, infiltración, velocidad superficial de ladera, percolación, conductividad hidráulica de flujo intermedio, percolación profunda, conductividad hidráulica de flujo base y velocidad de flujo.

Los valores de los factores de corrección utilizados en la calibración de la cuenca del río Fucha para cada uno de los modelos agregados se muestran en la tabla 4-12.

Tabla 4-12. Factores correctores para los tres modelos agregados

Factores Correctores		(M1)	(M2)	(M3)
FC-1	Almacenamiento estático:	0,953	0,838	0,700
FC-2	Evapotranspiración:	0,843	0,769	0,700
FC-3	Infiltración:	0,255	0,571	0,650
FC-4	Escorrentía directa:	0,161	0,411	0,450
FC-5	Percolación:	0,001	0,001	0,001
FC-6	Interflujo:	241,136	80,002	152,461
FC-7	Pérdidas Subterráneas:		100000,000	
FC-8	Flujo subterráneo:		0,000	
FC-9	Velocidad cauces		0,50	
Beta	Factor de interpolación de la lluvia:		1	
p0	Exponente infiltración tanque estático (mm/m)		0	

Una vez finalizado el proceso de modelación hidrológica con TETIS, la tabla 4-13 muestra las métricas de desempeño del modelo para cada uno de los tres modelos agregados. Los mejores resultados se han obtenido para el modelo cuyos parámetros han sido estimado usando el método de agregación M₂ (vecino más cercano).

Tabla 4-13. Métricas de desempeño para los tres modelos

Métricas de desempeño				
	M1	M2	M3	
Qmax Obs (m³/s) =	30,27	30,27	30,27	
Qmax Sim (m³/s) =	31,61	26,59	29,35	
Vol Obs (Hm³) =	193,51	193,51	193,51	
Vol Sim (Hm³) =	231,91	211,41	229,56	
Err Vol (%)=	19,85	9,25	18,63	
RMSE=	1,06	0,47	0,73	
Índice NSE=	0,88	0,98	0,94	
Índice RSR=	0,34	0,15	0,24	
Area Acum (Km²) =		114,53		

Los resultados obtenidos en las métricas de desempeño de los tres modelos en comparación con el modelo a escala de detalle S₁, muestran que los caudales simulados por el modelo M₂ a escala gruesa S₂, son más cercanos a los caudales simulados por el modelo

a escala S_1 , con un error en volumen de 9,25%, mientras que el M_1 y el M_3 alcanzan valores de error del 19,8 % y el 18,6% respectivamente.

Estos resultados se observan también en los hidrogramas simulados (figuras 4-34 a 3-36). Si se comparan los resultados obtenidos por los modelos a través del índice de Nash (NSE), los mejores resultados también se presentan por el modelo M_2 , en el cual se obtiene un NSE de 0,97, frente al 0,94 y 0,88 de los modelos M_3 y M_1 , respectivamente.

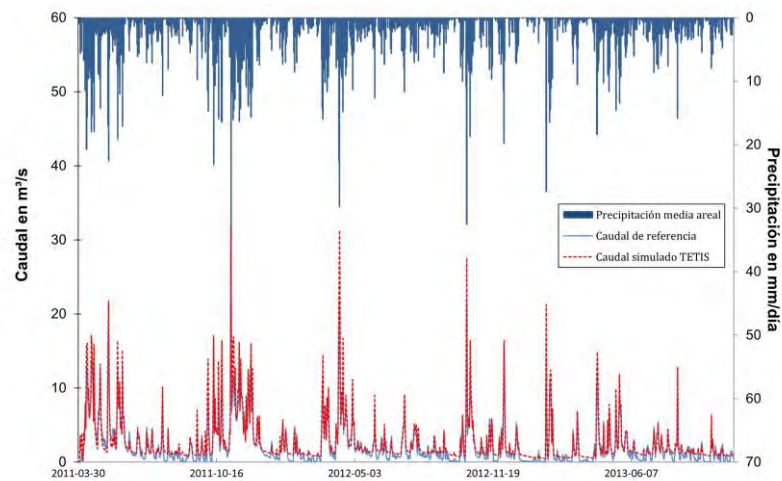


Figura 4-34. Calibración en estación sintética simulada del río Fucha. Modelo M_1

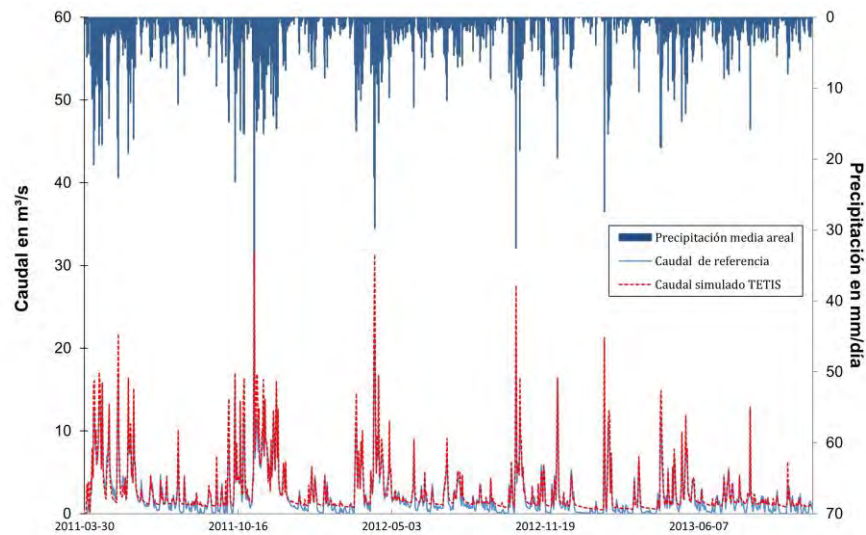


Figura 4-35. Calibración en estación sintética simulada del río Fucha. Modelo M_2

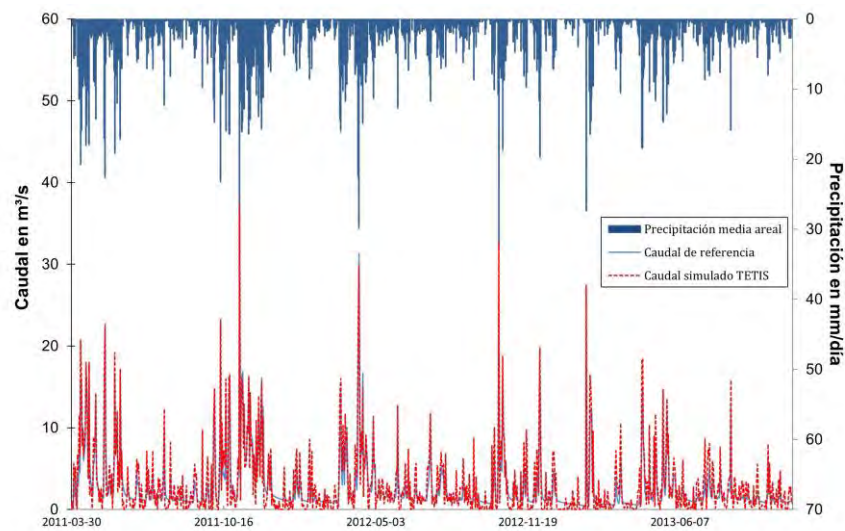


Figura 4-36. Calibración en estación sintética simulada del río Fucha. Modelo M_3

Los resultados de las métricas de desempeño y la observación de la reproducción de los hidrogramas muestran que el método de agregación del vecino más cercano permite obtener una mejor aproximación de los procesos hidrológicos dentro de las superficies urbanas en la cuenca, siendo esta aproximación mejor que la proporcionada por el método de agregación M_1 , normalmente utilizado en la modelación hidrológica no urbana (Ramos Fernández y Francés García, 2014).

La tabla 4-14 confirma los resultados anteriores, al mostrar los valores obtenidos de cada una de las componentes de los términos del balance hídrico y el error absoluto cometido por cada uno de los modelos agregados con respecto de los valores de referencia, calculados para el modelo a escala detallada S_1 .

El modelo M_2 presenta un valor muy inferior del error absoluto medio en todas las componentes del balance hídrico, siendo capaz de reproducir el valor de la escurriencia directa con un error del 3% y la escurriencia superficial con un error del 11%. Ninguno de los otros modelos de agregación (M_1 o M_3) se acercan a estos resultados. Además, el modelo M_2 es el único que proporciona una reproducción razonable de la infiltración, dado que el error absoluto cometido en su estimación es del 24%, mientras que los modelos M_1 y M_3 cometen errores del 164% y 165% respectivamente.

Tabla 4-14. Comparación de flujos y error absoluto respecto de la referencia

Flujos	Fucha_ (S1)	Fucha_ M1	Fucha_ M2	Fucha_ M3	Error absoluto respecto de los valores de referencia		
					Fucha_ M1	Fucha_ M2	Fucha_ M3
Precipitación (mm)	1024,54	995,23	995,23	995,23	3%	3%	3%
Evapotranspiración Total(mm)	462,92	302,08	377,23	302,58	35%	19%	35%
escurriencia directa(mm)	443,18	350,75	455,71	372,58	21%	3%	16%
Infiltración(mm)	133,04	350,80	165,23	325,62	164%	24%	145%
Escurriencia superficial(mm)	552,03	674,96	615,28	668,15	22%	11%	21%

Por tanto, a la vista de las limitaciones existentes a partir de la necesidad de agregar la información disponible para poder utilizarla en modelos hidrológicos a escala regional (Ghosh y Hellweger, 2012; Ichiba *et al.*, 2018; Merz *et al.*, 2009; Samaniego *et al.*, 2010). Se puede concluir que, de las tres metodologías de agregación planteadas en esta tesis, la que mejor reproduce los patrones observados en la cuenca del río Fucha es la M_2 , agregación por el vecino más cercano. Esta será, pues, la metodología escogida para realizar la modelación hidrológica en la cuenca del río Bogotá que se presenta en el capítulo siguiente de la presente tesis.

5. Calibración y validación del modelo hidrológico de la cuenca del río Bogotá

5.1. Introducción

En este capítulo se presenta la estimación de los parámetros para la modelación y los resultados de calibración y validación del modelo hidrológico de la cuenca del Río Bogotá en 2014.

La calibración del modelo se realizó a través del uso de factores correctores agregados para toda la cuenca. Este proceso se realizó a partir del análisis de series históricas de caudal en la estación de aforo “La Campiña”, desde el 30 marzo de 2011 al 2 de noviembre de 2013.

La validación temporal del modelo hidrológico se realizó comparando los resultados simulados con datos de series temporales de caudal disponibles en la misma estación de aforo, para el periodo 30 marzo 2006 al 2 de noviembre de 2013.

La validación espacial se realizó utilizando series de caudal disponibles en la estación de aforo “Las Huertas” en el mismo periodo de tiempo que en la calibración realizada en la estación de aforo “La Campiña” (del 30 marzo 2011 al 2 de noviembre de 2013),

comprobando que el modelo reproduce adecuadamente las observaciones en dos estaciones de aforo distintas.

El proceso de calibración-validación fue aceptado tras la comprobación de los valores obtenidos en las métricas de desempeño del modelo. En esta modelación se usó el método SCE-UA (*Shuffled Complex Evolution – University of Arizona*) implementado en TETIS. Para evaluar el funcionamiento del modelo se usaron los siguientes criterios (Kling *et al.*, 2009; Moriasi *et al.*, 2015):

- índice de Nash $> 0,5$
- error en volumen $< 25\%$
- representatividad en los procesos hidrológicos predominantes (control de balance y comportamiento temporal de flujos y almacenamiento a nivel superficial y subsuperficial)

Para generar los mapas de parámetros hidrológicos en 2014 utilizados por TETIS en la totalidad de la cuenca general, se ha seguido la siguiente metodología:

1. Para las zonas urbanas: de acuerdo con los resultados obtenidos en el apartado anterior, se ha escogido la metodología M_2 para generar los mapas de parámetros en las superficies urbanas incluidas en la cuenca general a escala S_2 a partir de los mapas a escala S_1 disponibles para 2014. La metodología de agregación M_2 se ha realizado a través de herramientas GIS. Los mapas agregados en zona urbana para los distintos parámetros hidrológicos relacionados con el uso de suelo finalmente obtenidos se han integrado con los correspondientes mapas de parámetros disponible a escala S_2 para la cuenca.
2. Para las zonas no urbanas: Los mapas de parámetros se han obtenido a partir de la aplicación de la metodología general a escala S_2 , siguiendo la misma metodología que la utilizada para el cálculo de los parámetros hidrológicos de la cuenca del río Fucha descrita en el capítulo 4 de la presente tesis.

5.2. Estimación de parámetros hidrológicos

A continuación, se muestran los mapas de parámetros hidrológicos generados utilizando la metodología de agregación M_2 (vecino más cercano) para las zonas urbanas integrados con el resto de los mapas de parámetros disponibles a escala S_2 para toda la cuenca del río Bogotá.

5.2.1. Parámetros derivados del Modelo Digital de Elevación (MDE)

Como se ha dicho con anterioridad al comentar la simulación de la cuenca urbana a escala de detalle (S_1), en este trabajo se ha tomado como base el modelo digital de elevación (MDE) con celda de 90 metros (3 segundos de arco). Estos datos se descargaron de la Misión Topográfica *Shuttle Radar* (SRTM) coordinada por la Agencia Nacional de Inteligencia Geoespacial y la NASA SRTM.

Para realizar la simulación de la cuenca general del río Bogotá, los datos se remuestrearon con un tamaño de celda de 100 metros (S_2) y se extrajo la información que abarca la totalidad de la cuenca del río Bogotá. Posteriormente se realizó el tratamiento al modelo para obtener los mapas necesarios para realizar la modelación hidrológica.

La figura 5-1 muestra el Modelo Digital de Elevación a escala S_2 finalmente obtenido tras el proceso anterior.

De esta forma, a partir del MDE se obtuvo los siguientes mapas:

- Mapa de pendientes (figura 5-2).
- Mapa de direcciones de flujo (figura 5-3).
- Mapa de celdas acumuladas (figura 5-4).
- Mapa de velocidades de ladera (figura 5-5).

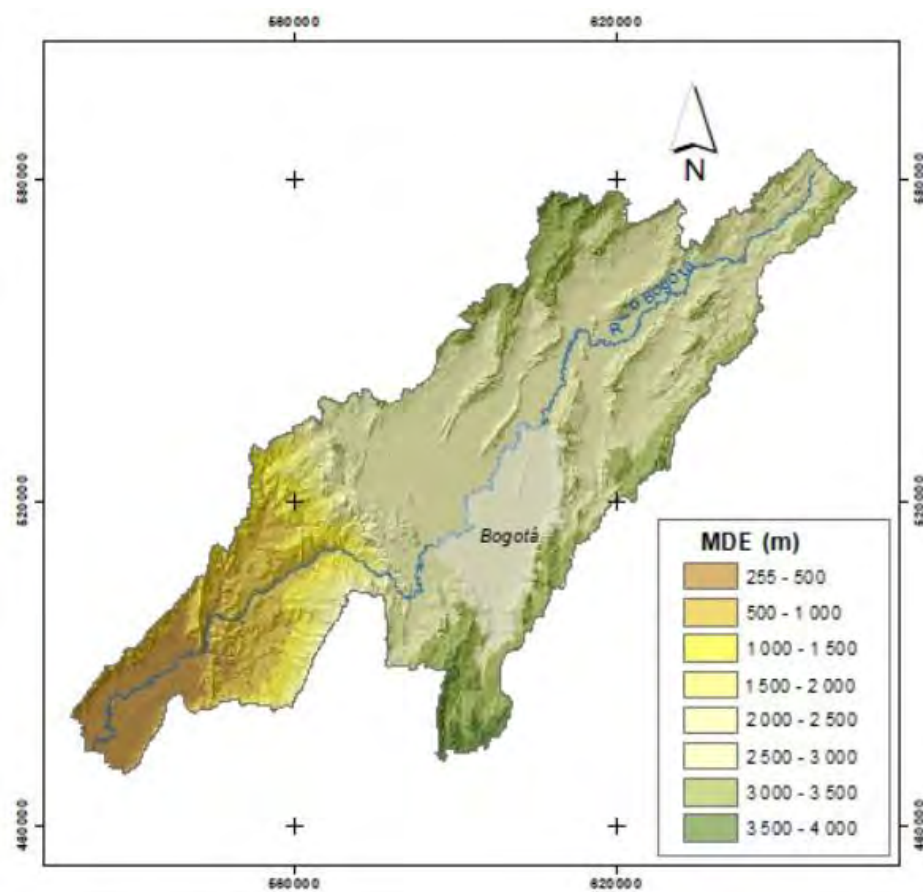


Figura 5-1. Modelo digital elevación celda 100 x 100 metros

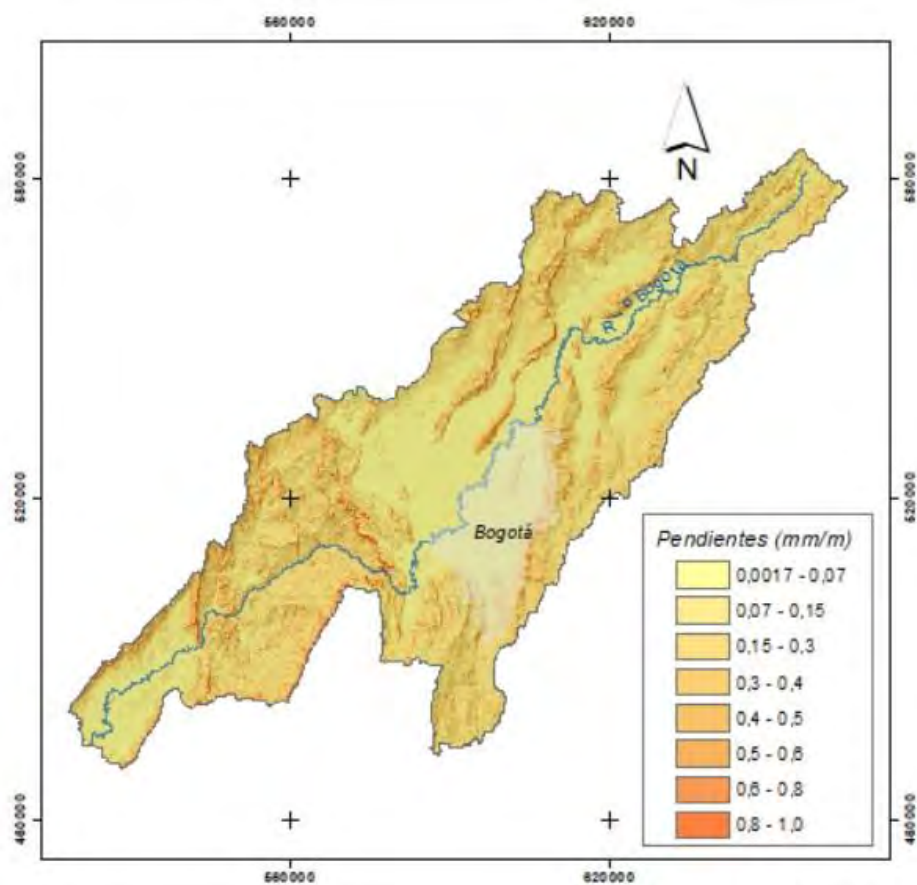


Figura 5-2. Pendientes

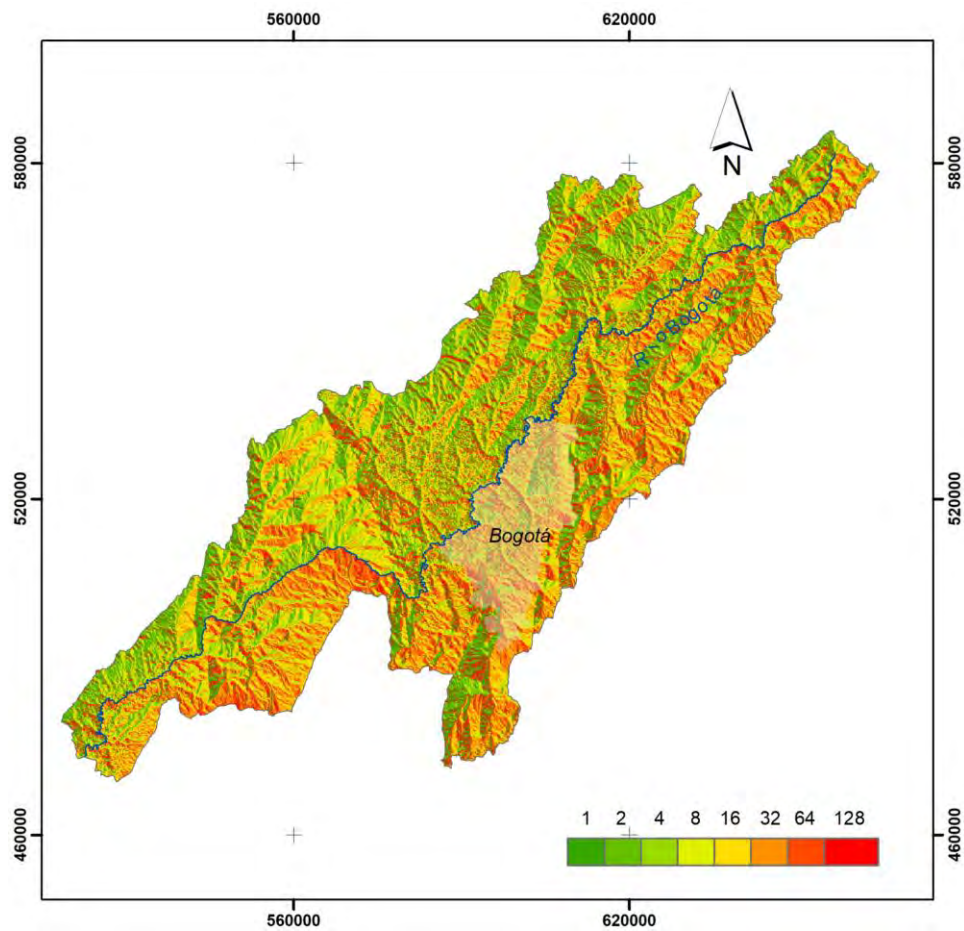


Figura 5-3. Dirección de flujos

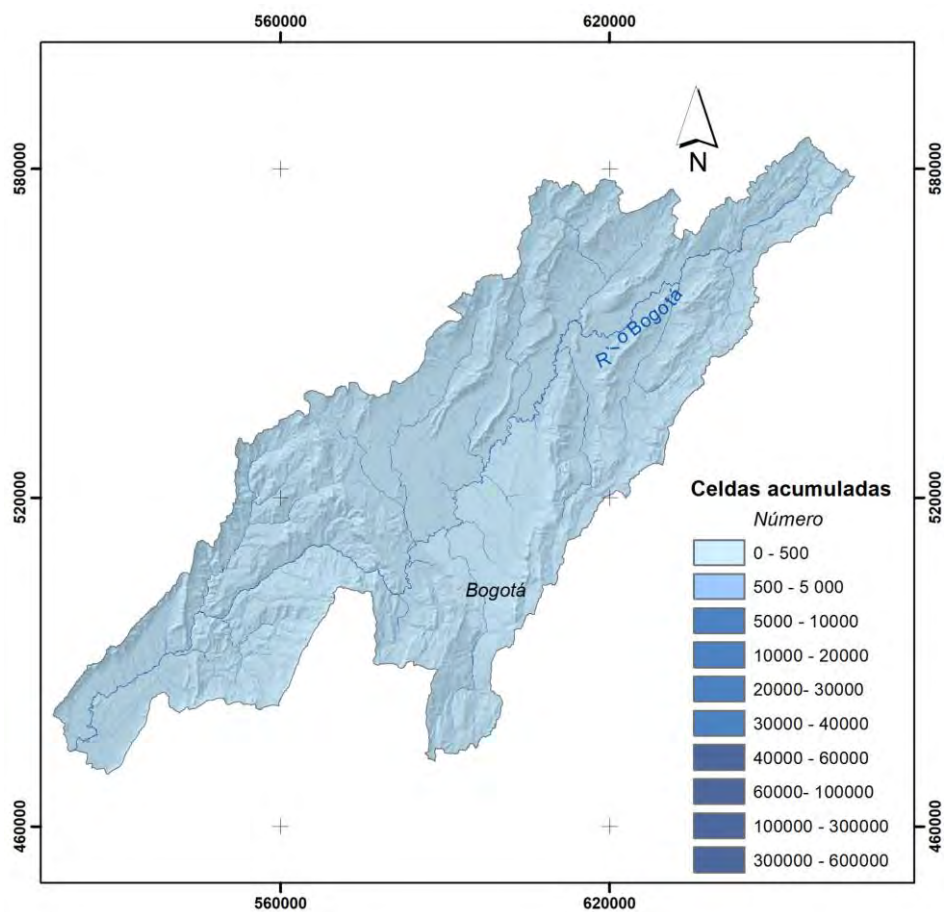


Figura 5-4. Celdas acumuladas

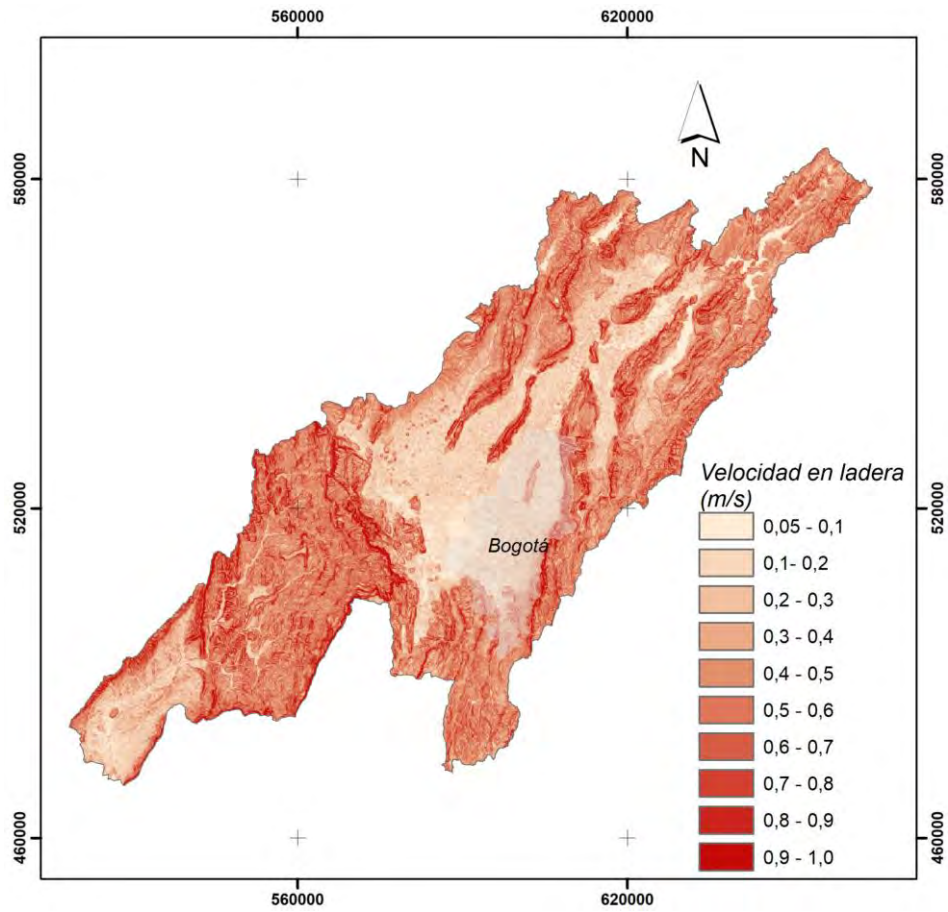


Figura 5-5. Velocidades en ladera

5.2.2. Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración

Como se ha dicho anteriormente respecto de la simulación de la cuenca urbana a escala de detalle (S_1), en la modelación del proceso de evapotranspiración, se utilizó el concepto de factor de vegetación, a través del cual se relaciona la evapotranspiración potencial (ETP) o evapotranspiración de referencia (ET_0), con la evapotranspiración real máxima (ET) de la cobertura del suelo, sobre la base de sus necesidades hídricas.

Sin embargo, mientras que en la modelación de la cuenca urbana se utilizaron las categorías del mapa de usos de suelo y cobertura vegetal urbana (LULC), en la modelación de la cuenca general del río Bogotá, la variabilidad espacial del uso de suelo se ha representado utilizando las categorías del mapa de *CORINE Land Cover* adaptado para Colombia (IDEAM, 2010), reclasificándolo en función del comportamiento de la cobertura frente al proceso de evapotranspiración (tabla 5-1).

El mapa de usos de suelo y cobertura a escala S_2 finalmente utilizado en la modelación hidrológica se presenta en la figura 5-6.

Tabla 5-1. Reclasificación del mapa de LULC 2014 de la cuenca del río Bogotá para su consideración en TETIS

Categoría	Value
1.1 Superficies urbanas	1
1.2. Redes de comunicación	2
1.3. Zonas de extracción minera y escombreras	3
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	4
2.1 Cultivos transitorios	5
2.2 Cultivos permanentes	6
2.2.1 Invernaderos	7
2.3 Pastos	8
2.4 Áreas agrícolas heterogéneas	9
Bosques	10
3.2 Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	11
3.3 Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	12
5.1 Aguas continentales	13

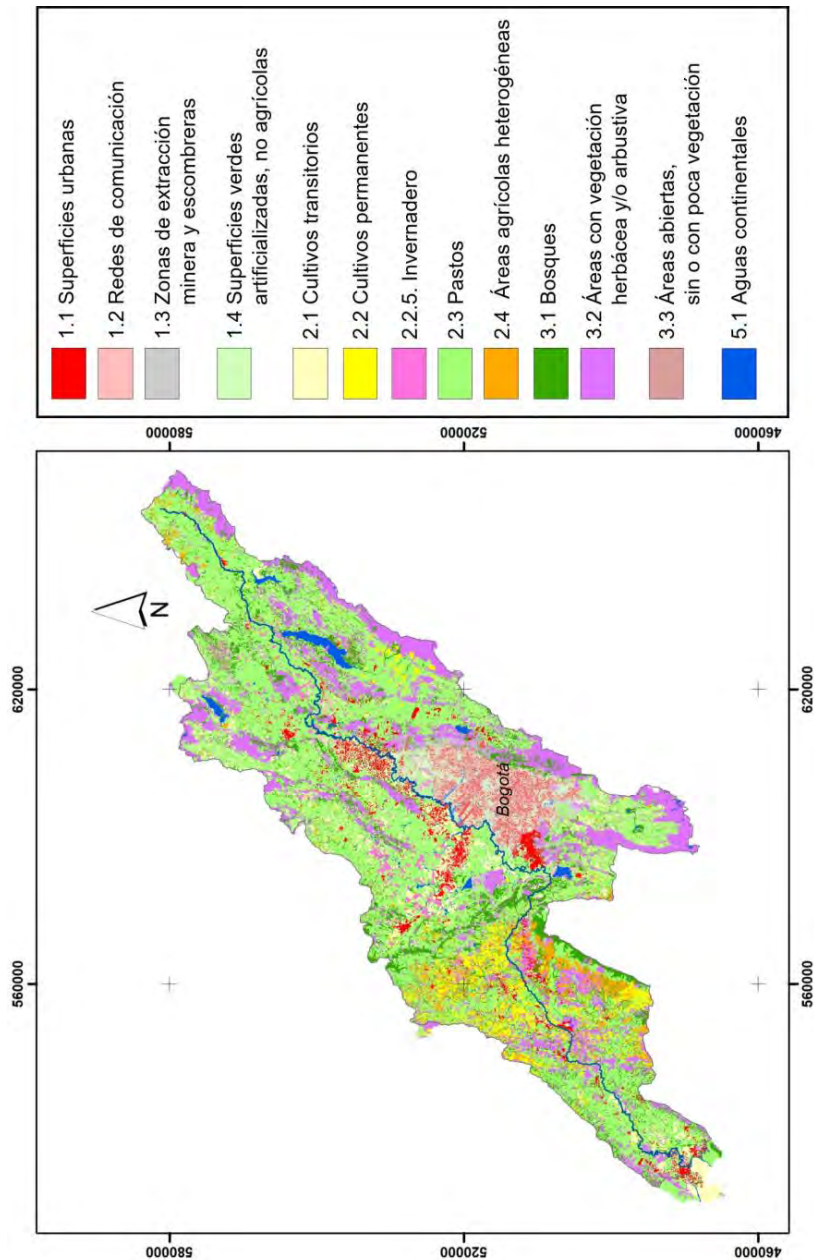


Figura 5-6. Usos de suelo y cobertura LULC 2014

Al igual que se describió en la modelación hidrológica de la cuenca del río Fucha, y utilizando los mismos criterios descritos entonces, para la modelación de la cuenca general del río Bogotá se han utilizado dos tablas que identifican los valores del factor de vegetación o cubierta de suelo (λ_v) para cada uno de los usos de suelo correspondientes identificados en la zona de estudio.

La tabla 5-2 muestra los valores de (λ_v) utilizados en la modelación hidrológica de la cuenca general.

Tabla 5-2. Valores de factor de vegetación o cubierta del suelo (λ_v) Cuenca Río Bogotá

ID TETIS	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
4	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
5	0,60	0,35	0,60	0,80	0,90	0,95	0,80	0,65	0,70	0,90	0,90	0,65
6	0,62	0,88	0,87	0,83	0,83	0,83	0,83	0,88	0,83	0,83	0,83	0,83
7	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
8	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
9	0,71	0,71	0,79	0,84	0,88	0,89	0,84	0,81	0,81	0,88	0,88	0,79
10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
11	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
12	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
13	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

5.2.3. Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo

Al igual que en la modelación de la cuenca urbana del río Fucha, la estimación de los parámetros asociados a las características hidráulicas del suelo de la cuenca general del río Bogotá se elaboró a partir de información disponible en diversas fuentes. Estos parámetros son los siguientes:

- Capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u).
- Parámetros de conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss}).
- Parámetros de conductividad hidráulica saturada del subsuelo (K_p/K_{sa}).

A continuación, se describen las fuentes utilizadas y el proceso para la estimación de los cinco mapas de parámetros necesarios para realizar la modelación hidrológica con el modelo TETIS.

Capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u)

El mapa de capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo (H_u) para la cuenca general del río Bogotá se ha obtenido a partir de los mapas derivados del MDE y del mapa de usos de suelo siguiendo la misma metodología que fue descrita al desarrollar la estimación de parámetros de la cuenca urbana del río Fucha.

En el caso de la cuenca del río Bogotá la resolución espacial utilizada es la S_2 (tamaño de celda = 100 m), considerando el método de agregación M_2 para las superficies urbanas.

El procedimiento de generación del mapa de H_u utilizado fue el siguiente:

1. Cálculo del mapa del parámetro H_u con resolución espacial S_1 para todas las superficies urbanas de la cuenca, entre las que se encuentra la megaciudad de Bogotá.
2. Aplicación del método de agregación M_2 para el parámetro H_u .
3. Integración del mapa H_u agregado en el mapa H_u calculado en resolución espacial gruesa S_2 .

Para la estimación de la capacidad de intercepción de la vegetación (Int) se han considerado los resultados de anteriores estudios realizados por el Grupo de Investigación en Modelación Hidrológica y Ambiental (GIMHA) de la UPV, cuyos valores se resumen en la tabla 5-3 (GIMHA, 2018).

La figura 5-7 muestra el mapa de capacidad máxima de almacenamiento estático (mm) en la capa superior del suelo (H_u) para la cuenca general del río Bogotá.

Tabla 5-3. Resumen de las categorías y valores de profundidad máxima efectiva de las raíces

Valor	Intercepción (mm)	Almacenamiento Charcos(mm)	Profundidad raíz (m)
1	0	2	0,06
2	0	2	0,06
3	0	0	0,01
4	3	5	0,1
5	1	6	0,5
6	1	6	0,7
7	0	2	0,06
8	3	6	0,6
9	5	6	0,75
10	9	4	1,25
11	4	6	0,7
12	0	3	0,1
13	0	0	0

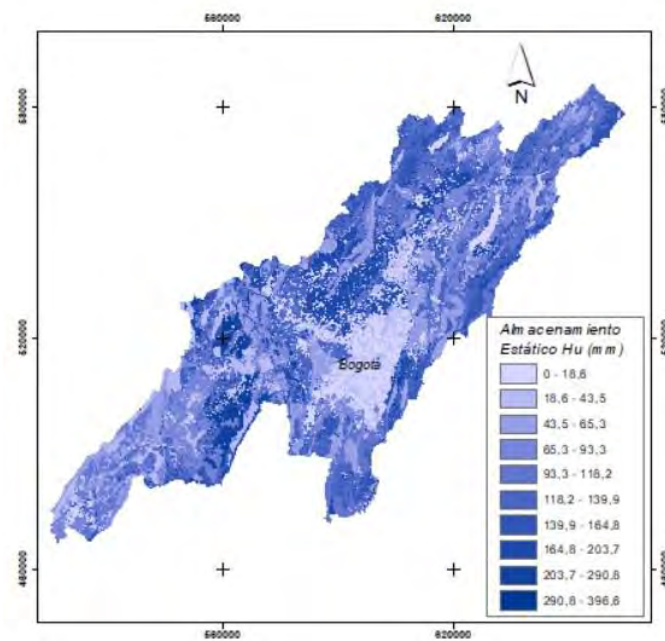


Figura 5-7. Capacidad máxima de almacenamiento estático (mm) H_u

Parámetros de conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss})

Como se ha dicho con anterioridad respecto de la simulación de la cuenca urbana del río Fucha, el modelo TETIS considera dos parámetros relacionados con la conductividad hidráulica saturada del suelo:

- Capacidad de infiltración del suelo (K_s)
- Conductividad hidráulica para el interflujo (K_{ss})

Para la estimación de estos parámetros se contó con la información de los perfiles de suelo a diferentes profundidades, procedente del estudio realizado por la unidad de agrología del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2000). Dado que este estudio fue realizado para todo el departamento de Cundinamarca, las unidades cartográficas de suelos se encuentran a escala regional (1:100.000) (IGAC, 2000)

La metodología utilizada para generar los mapas de conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss}) fue la ya descrita en la modelación de la cuenca urbana del río Fucha, modificando los valores en las superficies urbanas del siguiente modo:

1. Obtención del mapa de superficies impermeables de todas las zonas urbanas de la cuenca a partir del cálculo de superficie impermeable para cada celda con resolución espacial fina S_1 .
2. Cálculo de los factores de ponderación (porcentaje de suelo impermeable en el interior de cada celda con resolución espacial gruesa S_2).
3. Obtención de los mapas de conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s/K_{ss}) a través de herramientas SIG considerando los factores de ponderación definidos por el mapa de superficies impermeables con resolución espacial S_2 .

Las figuras 5-8 y 5-9 muestran los mapas de conductividad hidráulica saturada del suelo K_s y K_{ss} de la cuenca general del río Bogotá, respectivamente.

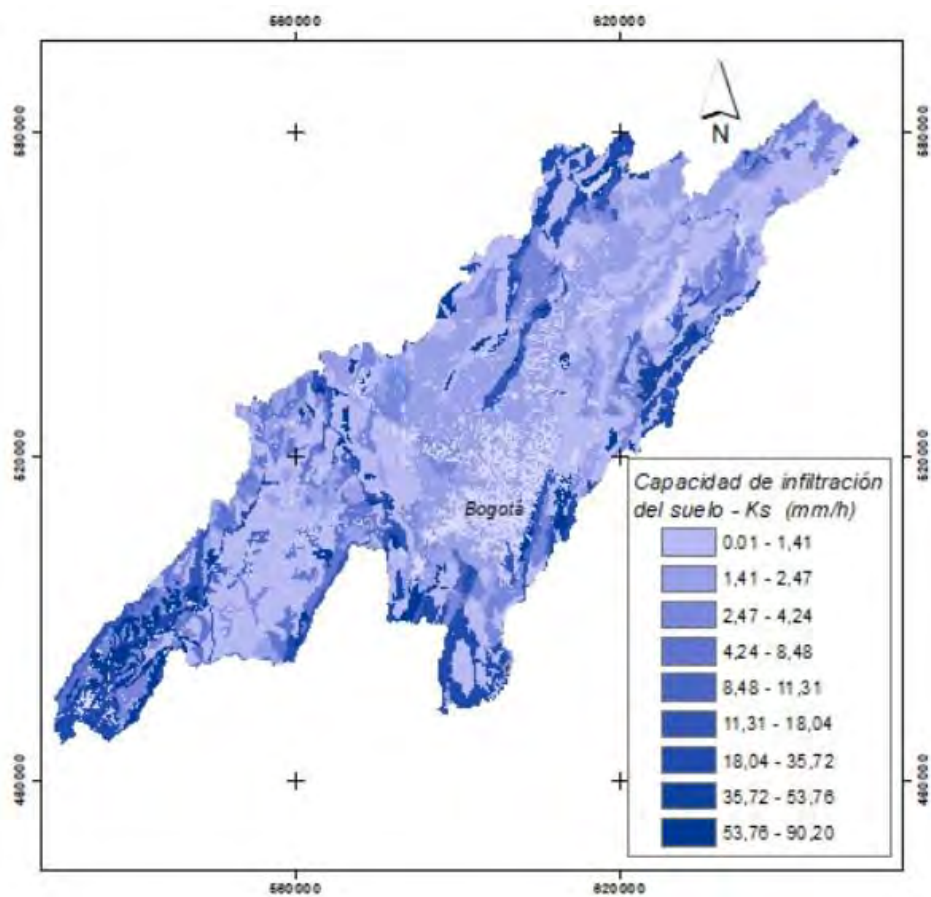


Figura 5-8. Capacidad de infiltración (K_s) ajustado en zonas urbanas

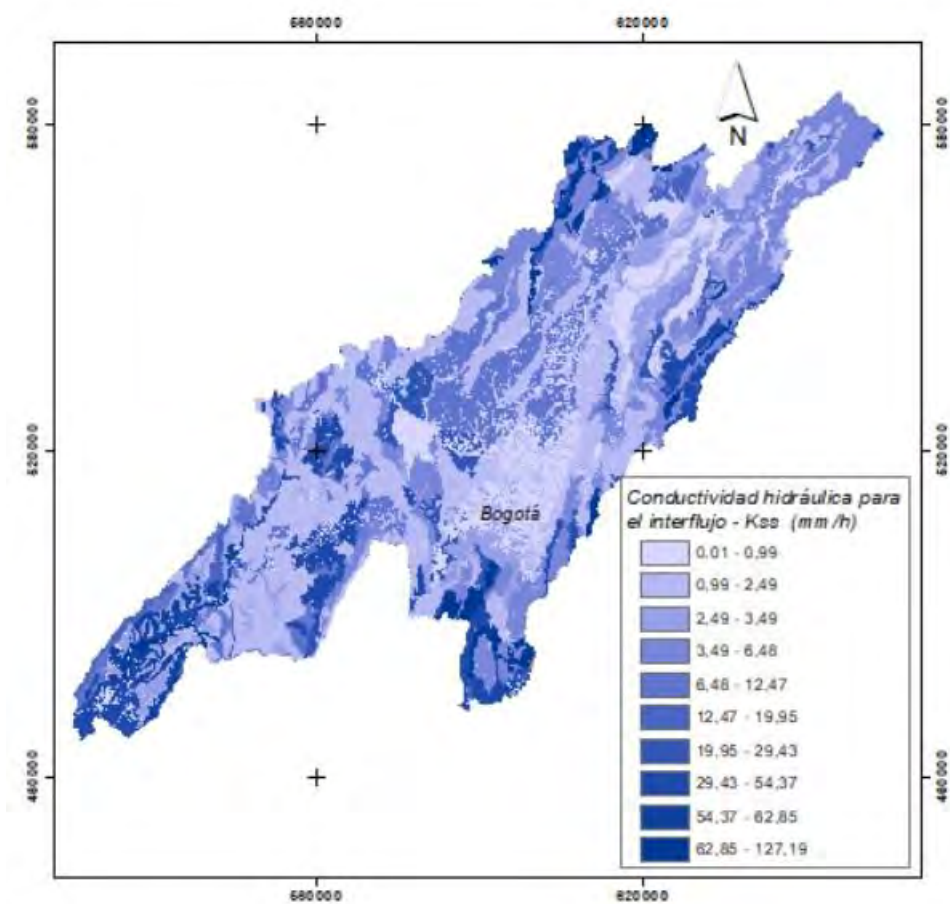


Figura 5-9. Conductividad hidráulica para el interflujo (K_{ss})

Parámetros de conductividad hidráulica saturada del subsuelo (K_p/K_{sa})

El parámetro de capacidad de percolación (K_p) se obtuvo de la información disponible en el estudio hidrogeológico de la cuenca del río Bogotá (INGEOMINAS *et al.*, 2002). Este estudio está disponible para la cuenca, a escala 1:100.000. Por tanto, para la estimación del parámetro de capacidad de percolación se consideraron las características de la conductividad hidráulica calculadas por dicho estudio, mediante medidas tomadas en campo para cada unidad hidrogeológica.

Las figuras 5-10 y 5-11 muestran los mapas de capacidad de percolación del sustrato (K_p) y conductividad hidráulica saturada del acuífero (K_{sa}), respectivamente.

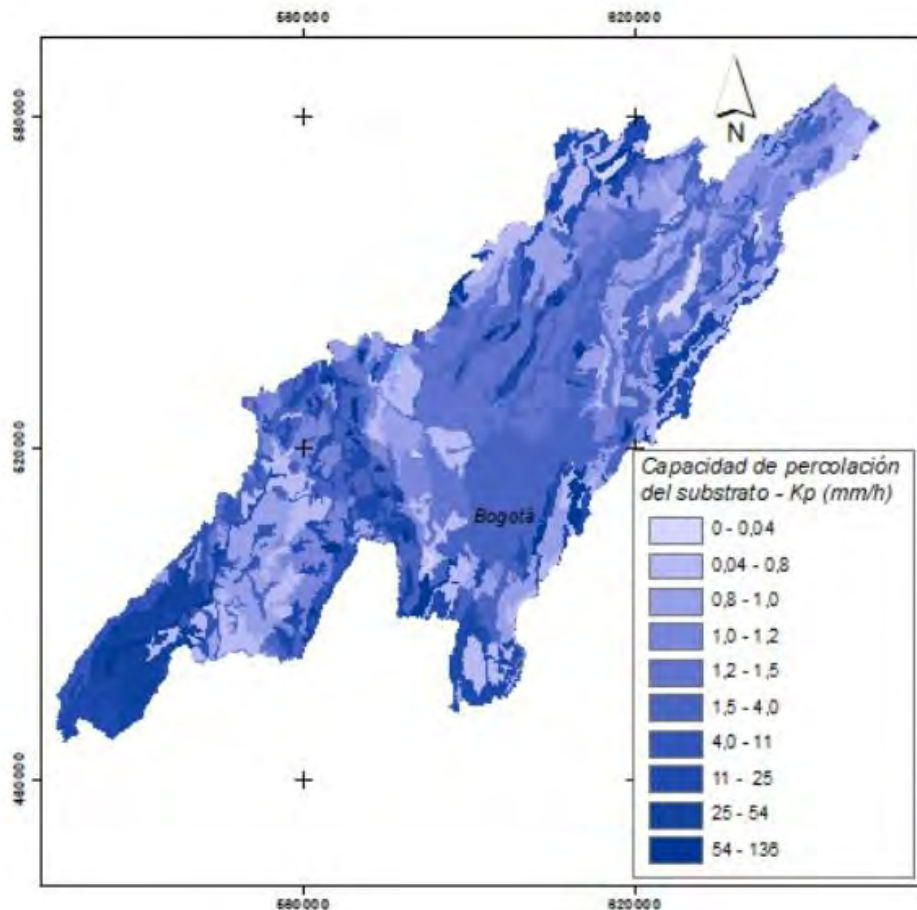


Figura 5-10. Capacidad de percolación del sustrato (K_p)

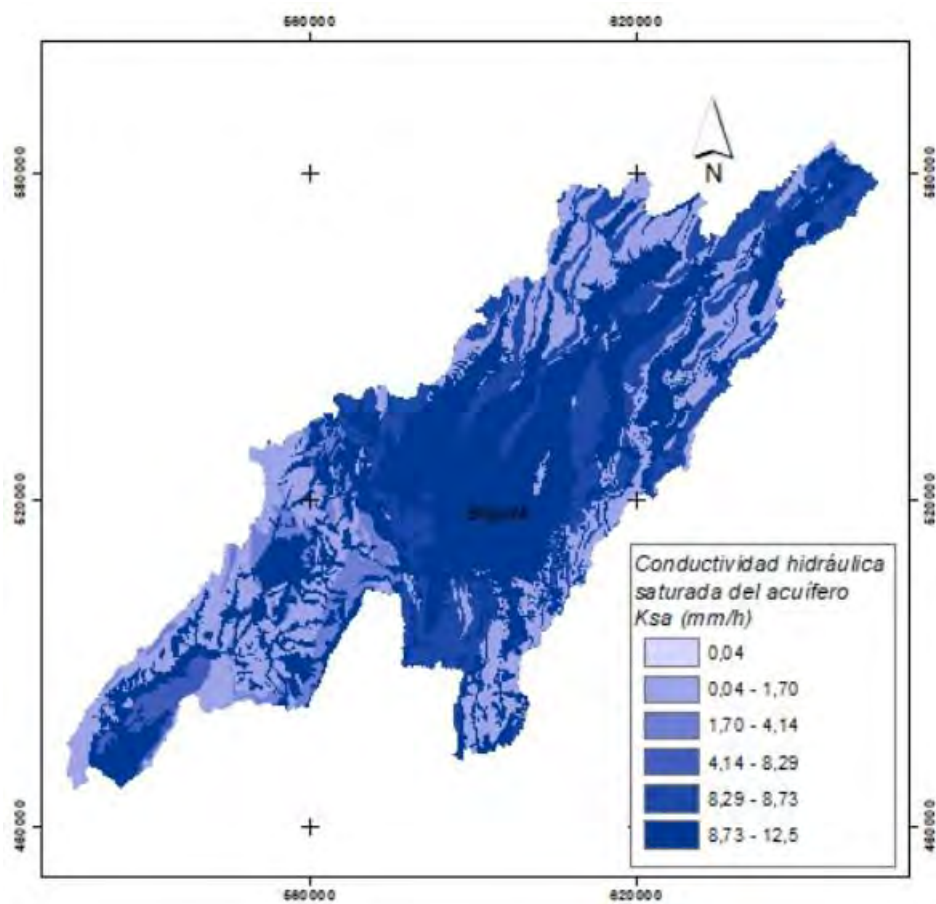


Figura 5-11. Conductividad hidráulica saturada del acuífero (K_{sa})

5.2.4. Parámetros de propagación de la escorrentía

Ante la ausencia de información específica que permita realizar cálculos hidromorfológicos en la cuenca del río Bogotá, en la presente tesis doctoral se han admitido los valores de referencia recomendados por el manual del modelo TETIS (GIMHA, 2018), descrito en el capítulo 4, tabla 4-4.

Como se ha dicho anteriormente, la calibración del modelo se realizó a partir del análisis de series de caudal en la estación de aforo “La Campiña”, desde el 30 marzo 2011 al 2 de noviembre de 2013. En esta estación se dispone de información meteorológica (precipitación y temperatura máxima y mínima) e hidrológica (caudales en puntos de aforo) con resolución temporal diaria.

En el desarrollo de este estudio se seleccionaron las dos estaciones de aforo sobre el río Bogotá que disponían de la mayor cantidad de datos de series históricas completas (figura 5-12):

- Estación (2120920) “La Campiña”, situada en el punto de desagüe de la cuenca
- Estación (2120715) “Las Huertas”, situada aguas abajo de la ciudad de Bogotá

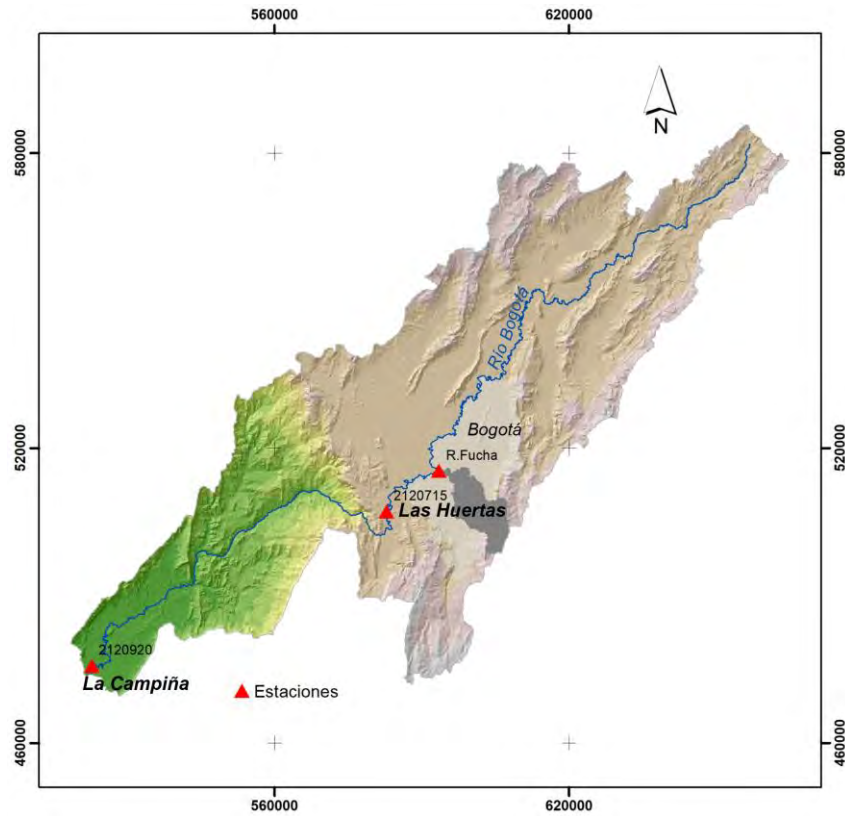


Figura 5-12. Localización estaciones de aforo

Al igual que se realizó en el proceso de calibración del modelo hidrológico de la cuenca urbana del río Fucha, para esta calibración se usó el método SCE-UA implementado en TETIS y siguiendo los mismos criterios descritos en el capítulo 4.

Los factores correctores utilizados en la calibración de la cuenca general del río Bogotá se muestran en la tabla 5-4.

Tabla 5-4. Factores correctores para el Modelo estación 2120920

Factores Correctores		
FC-1	Almacenamiento estático:	0,8430
FC-2	Evapotranspiración:	0,8093
FC-3	Infiltración:	0,7700
FC-4	Escorrentia directa:	0,7485
FC-5	Percolación:	0,0010
FC-6	Interflujo:	46,9203
FC-7	Pérdidas Subterráneas:	0,5857
FC-8	Flujo subterráneo:	2,7578
FC-9	Velocidad cauces	0,5000
Beta	Factor de interpolación de la lluvia:	1
p0	Exponente infiltración tanque estático (mm/m)	0

El resultado de la calibración en la estación de aforos “La Campiña” del río Bogotá en su desembocadura en el río Magdalena y las métricas de desempeño correspondientes, se muestran en la figura 5-13 y en la tabla 5-5, respectivamente.

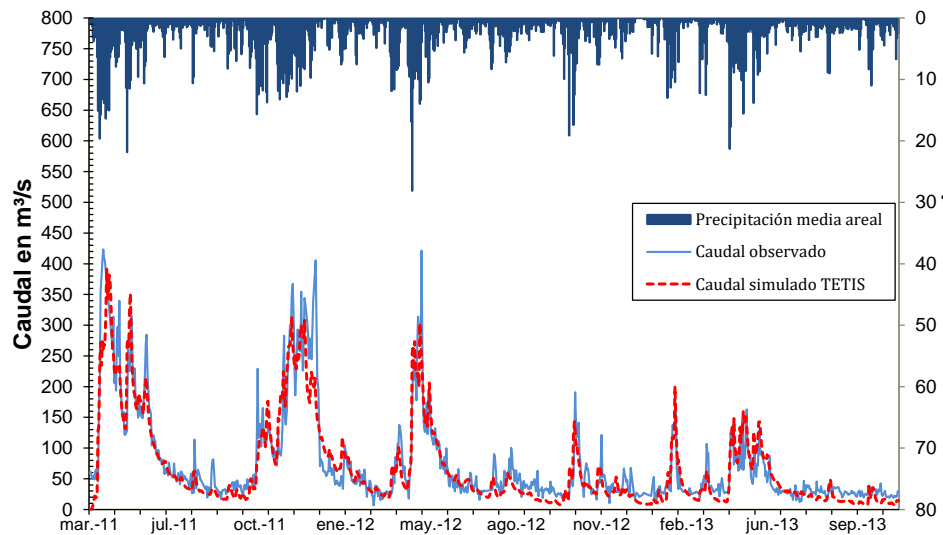


Figura 5-13. Calibración en estación de aforos 2120920 del río Bogotá

Tabla 5-5. Métricas de desempeño. Modelo estación 2120920.

Métricas de desempeño
Qmax Obs (m³/s) = 423,3
Qmax Sim (m³/s) = 392,64
Vol. Obs (Hm³) = 6162,54
Vol. Sim (Hm³) = 5620,9
Área Acum (Km²) = 5926,47
RMSE= 31,32
Índice NSE= 0,84
Índice RSR= 0,4
Err Vol. (%) = -8,79

Los resultados obtenidos son satisfactorios. El valor del índice NSE es de 0,84 y la simulación obtenida por el modelo reproduce los caudales observados en el punto de aforo, por lo que se puede considerar que el modelo está calibrado adecuadamente.

5.3. Validación del modelo

5.3.1. Validación temporal

La validación temporal se realizó mediante el análisis de los resultados obtenidos para la misma estación utilizada en el proceso de calibración (Estación “La Campiña”), pero para un periodo de tiempo distinto al utilizado en la calibración (periodo analizado desde 30 marzo 2006 al 2 de noviembre de 2013).

El resultado de la validación en la estación de aforos “La Campiña” del río Bogotá en su desembocadura en el río Magdalena y las métricas de desempeño correspondientes, se muestran en la figura 5-14 y en la tabla 5-6, respectivamente.

Tabla 5-6. Métricas de desempeño. Modelo estación 2120920

Métricas de desempeño	
Qmax Obs (m ³ /s) =	409
Qmax Sim (m ³ /s) =	337,71
Vol. Obs (hm ³) =	9403,46
Vol. Sim (hm ³) =	9852,88
Área Acum (km ²) =	5926,47
RMSE=	37,56
Índice NSE=	0,52
Índice RSR=	0,69
Err Vol (%) =	4,78

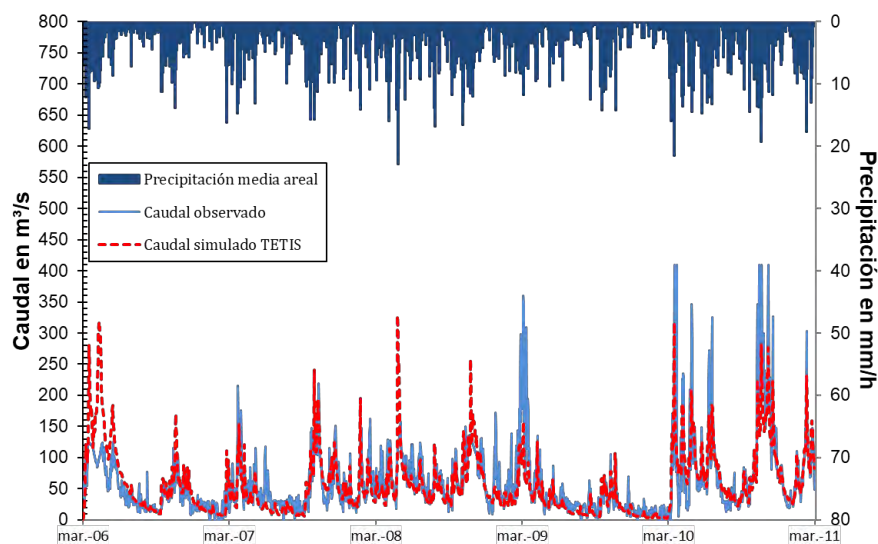


Figura 5-14. Validación en estación de aforos 2120920 (marzo-2006 a marzo 2011)

Los resultados obtenidos son satisfactorios. El valor del índice NSE es de 0,52 y la simulación obtenida por el modelo reproduce los caudales observados en el punto de aforo, por lo que se puede considerar que el modelo está validado temporalmente de forma adecuada.

5.3.2. Validación espacial

La validación espacial del modelo se realizó mediante al análisis de los resultados obtenidos para la estación “Las Huertas” (2120715), situada aguas abajo de la ciudad de Bogotá para el mismo periodo temporal empleado en la calibración (desde el 30 marzo 2011 al 2 de noviembre de 2013).

El resultado de la validación en la estación de aforos 2120715 del río y las métricas de desempeño correspondientes, se muestran en la figura 5-15 y en la tabla 5-7, respectivamente.

Tabla 5-7. Métricas de desempeño. Modelo estación 2120715

Métricas de desempeño	
Qmax Obs (m ³ /s) =	258,64
Qmax Sim (m ³ /s) =	270,42
Vol. Obs (hm ³) =	4928,82
Vol. Sim (hm ³) =	6020,08
Área Acum (km ²) =	3585,63
RMSE=	29,9
Índice NSE=	0,67
Índice RSR=	0,58
Err Vol (%) =	-27,25

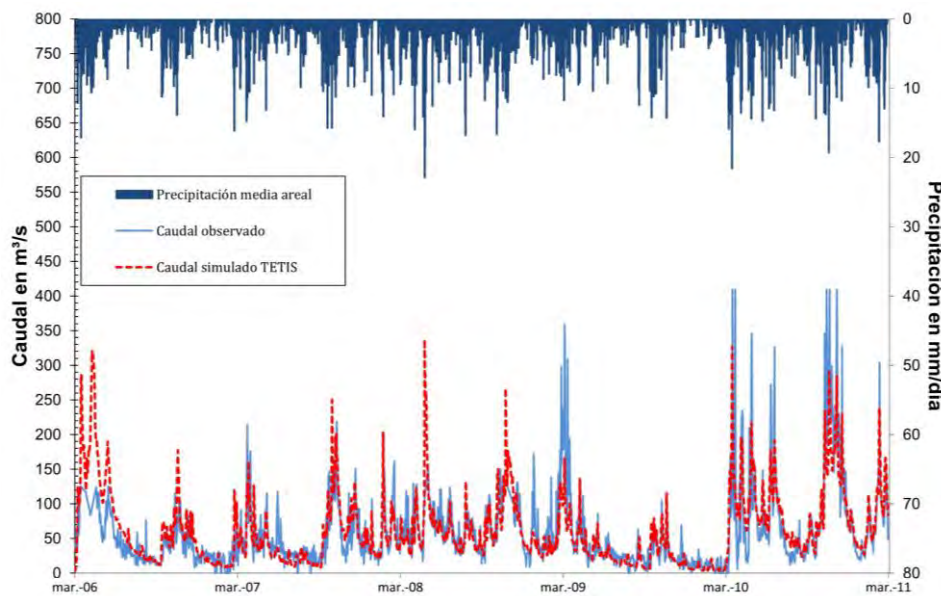


Figura 5-15. Validación espacial en estación de aforos 2120715

De nuevo, los resultados obtenidos son satisfactorios. El valor del índice NSE es de 0,67 y la simulación obtenida por el modelo reproduce los caudales observados en el punto de aforo, por lo que se puede considerar que el modelo está validado espacialmente de forma adecuada.

Una vez que se dispone de un modelo hidrológico calibrado y validado en la cuenca del río Bogotá, se puede realizar el análisis del impacto del desarrollo de la megaciudad en la cuenca.

Para ello, antes de poder realizar simulaciones hidrológicas bajo escenarios de cambio de suelo, se deben conocer cuáles son los escenarios futuros de uso de suelo basados en el uso histórico de suelo en la cuenca. Todo ello, se describe en el siguiente capítulo de la presente tesis.

6. Análisis del cambio de uso del suelo en la cuenca del río Bogotá

6.1. Introducción

En este capítulo se presenta la metodología utilizada y los principales resultados obtenidos respecto del análisis de cambio de uso de suelo en la cuenca del río Bogotá, que fueron objeto de una publicación científica en revista indexada desarrollada en el marco de la presente tesis (Romero *et al.*, 2020).

De acuerdo con los datos disponibles, la población urbana mundial crece rápidamente, se espera que alcance un porcentaje cercano al 70% para el 2050 (UNDESA, 2019). Este proceso de urbanización no se comporta de la misma manera en todos los continentes. América del Norte y América Latina y el Caribe son actualmente las regiones más urbanizadas del mundo con 82% y 81% respectivamente, seguidas por Europa con 74% y Asia con casi 50%. África es el continente con la mayor cantidad de población rural, donde todavía el 43% de sus habitantes viven en áreas rurales (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2019).

Una parte importante de esta población urbana se concentra en megaciudades, definidas como áreas urbanas con más de 10 millones de habitantes; como los casos de Tokio con 37 millones, Delhi con 29 millones y Shanghai con 26 millones. En América Latina, las principales megaciudades son Sao Paulo y Ciudad de México con más de 20 millones de

habitantes en cada una. Buenos Aires, Río de Janeiro, Lima y Bogotá son megaciudades aún en desarrollo. Se caracterizan por la fuerte atracción de su área metropolitana que crea dinámicas de crecimiento espacial policéntricas con patrones asociados con redes y fronteras menos definidas. Como resultado, los pequeños distritos rurales se incluyen progresivamente en este sistema metropolitano más complejo. Este comportamiento ha sido identificado recientemente y requiere más investigación (Aguilar y Ward, 2003; Krellenberg *et al.*, 2014).

Las ciudades son motores de bienestar económico y fuentes de desarrollo sostenible (Kourtit *et al.*, 2014). Sin embargo, este crecimiento demográfico acelera los procesos de urbanización y los efectos negativos relacionados con la demanda de los recursos naturales, por lo tanto, la presión sobre su medio ambiente (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2019). Las ciudades concentran la mayor parte de la industria y el uso de energía, siendo responsables del 78% de las emisiones de CO₂ con 9.319 millones de toneladas por año (European Commission y Joint Research Centre - JRC, 2018; Grimm *et al.*, 2008).

La FAO estima que la producción agrícola tendrá que aumentar en un 60% para 2050 para satisfacer las demandas alimentarias de la población mundial (Alexandratos y Bruinsma, 2012). En la escala de cuenca, la competencia entre los usos agrícolas y urbanos no solo representa cambios importantes en el uso del suelo (LULC), sino que también impone demandas muy altas sobre los recursos naturales en general. Todo esto significa dificultad para los administradores de tierras, especialmente cuando se manejan cambios en territorios que albergan megaciudades en desarrollo, ya que enfrentarán desafíos formidables para administrar recursos limitados y mitigar riesgos naturales (Heinrichs *et al.*, 2012; Rothwell *et al.*, 2015; Yu *et al.*, 2011).

La investigación sobre la dinámica de distribución de LULC como principal impulsor del cambio ambiental global ha crecido en los últimos años. Diversos autores (Haas y Ban, 2014; Krellenberg *et al.*, 2014; Tian *et al.*, 2017) exploraron los impactos que tendrán las megaciudades en expansión en áreas urbanas y periurbanas que, en algunos casos, como Bogotá, no forman parte de la misma jurisdicción administrativa.

Desde una perspectiva ambiental, la megaciudad de Bogotá ha presionado tradicionalmente los recursos naturales debido a su crecimiento y expansión en la cuenca del río. El río Bogotá es considerado uno de los ríos más contaminados de América Latina (Rodríguez *et al.*, 2008; Rodríguez-Jeangros *et al.*, 2017). La organización que administra oficialmente el río, la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca - CAR, considera que esta presión continuará aumentando los impactos ambientales y los riesgos

naturales relacionados con las inundaciones, ya que algunas áreas inundables ya han sido urbanizadas (CAR, 2016).

La calificación y evaluación de las interacciones entre los factores biofísicos, climáticos y socioeconómicos, tanto en el espacio como en el tiempo, también apoyan la comprensión del uso pasados y actuales de la tierra. Esta es la base para estimar la distribución futura de LULC (Brown, 2014; Kok, 2004; Veldkamp y Fresco, 1996). En este capítulo se analizan los cambios de LULC en la cuenca del río Bogotá para aportar nuevos conocimientos sobre la presión antrópica histórica y los escenarios propuestos de proyección de LULC en 2050.

Estos conocimientos apoyarán la investigación sobre el futuro cercano de nuevos desafíos ocasionados por la invasión de las áreas antrópicas sobre las áreas naturales y agrícolas. Se espera que este conocimiento apoye las políticas de gestión del agua y recursos naturales en un contexto de cambio climático. Inicialmente, este estudio analizará la evolución histórica del uso de la tierra en la cuenca de Bogotá y luego propondrá escenarios futuros LULC. El modelo usado para este análisis es el *Land Change Modeler* (LCM). Este modelo se basa en redes neuronales artificiales (RNA) para la determinación de potenciales de transición, y permite incluir variables externas para apoyar la comprensión de la dinámica del cambio (Padonou *et al.*, 2017; Sangermano *et al.*, 2012; Verburg *et al.*, 2011).

Aunque la herramienta LCM se ha probado en áreas que implican cambios en los LULC urbanos, no se han encontrado referencias sobre su implementación a una cuenca que alberga una megaciudad. En este contexto, este estudio tiene como objetivo principal evaluar las posibilidades de utilizar este modelo, tanto para analizar la dinámica de crecimiento histórico como para predecir escenarios futuros en la megaciudad de Bogotá y otras áreas urbanas en la cuenca.

6.2. Materiales y Métodos

6.2.1. Datos disponibles

Para este estudio, se recopilaron datos de cuatro mapas oficiales de LULC de la Cuenca del Río Bogotá de 1985, 2005, 2012 y 2014, cuya fuente de información oficial es la Autoridad Regional del Agua (CAR). Los datos del Catastro Urbano de Bogotá también fueron incluidos en estos mapas. Según los metadatos oficiales de los mapas, las imágenes satelitales empleadas como fuente de información para su elaboración fueron Landsat7, Spot y RapidEye de diferentes fechas. La metodología de generación

cartográfica usada fue la clasificación supervisada y la interpretación visual de imágenes satelitales, originalmente en formato vectorial y con diferentes escalas según la información disponible en cada caso.

El mapa LULC de 1985 se hizo teniendo en cuenta una leyenda simplificada que incluye las siguientes categorías: áreas urbanas, áreas sin vegetación, usos agrícolas (diferenciación entre cultivos e invernaderos), áreas forestales (incluyendo bosques naturales, cubierta forestal y plantaciones forestales), vegetación de brezales, pastizales y cuerpos de agua. Para el mapa LULC 2005, la leyenda se definió después de que se llegó a un acuerdo entre la Autoridad Regional del Agua (CAR) y el Instituto Nacional de Cartografía (conocido como IGAC). Los mapas de 2012 y 2014 se realizaron siguiendo la metodología *CORINE Land Cover*, cuya leyenda fue adaptada para Colombia por el Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, 2010) completando la información que faltaba sobre la nubosidad con conjuntos de imágenes de diferentes fuentes y años. Por último, el mapa de 2014 se creó usando mosaicos de imágenes de mayor detalle RapidEye. En este caso, el porcentaje de áreas sin información fue del 5% del área total, y se completó con las imágenes satelitales Landsat tomadas en 2010.

6.2.2. Estandarización cartográfica

Para que la herramienta LCM funcione correctamente, es importante que los datos de entrada tengan características topológicas y espaciales idénticas. Para garantizarlo, es necesario establecer una leyenda común para estandarización los datos disponibles. Como los mapas más actualizados disponibles fueron de 2012 y 2014, que se realizaron siguiendo la leyenda de la cubierta terrestre CORINE adaptada para Colombia, esta clasificación fue elegida para estandarizar la información cartográfica disponible.

Sin embargo, el nivel de detalle de que los datos más antiguos de 1985 sólo permitieron alcanzar el nivel 2 de la leyenda CORINE, lo que significaba perder información temática importantes para mapas de fechas posteriores. En los mapas de 2005, 2012 y 2014 cuya leyenda disponía de mayor detalle cartográfico, se realizó una generalización tomando una hectárea como unidad mínima cartografiable. Adicionalmente la información urbana del Catastro de la ciudad de Bogotá fue incluida en los mapas con una resolución más baja, usando el algoritmo M_2 (vecino más cercano). Las áreas con nubosidad se complementaron con información de las imágenes satelitales tomadas en la fecha más cercana a la fecha del mapa.

Los mapas finalmente obtenidos para este estudio incluían 13 categorías en la cuenca (figura 6-1). Las áreas artificiales (categorías CORINE nivel 3 1.1, 1.2, 1.3 y 1.4)

incluían todas las áreas ocupadas por asentamientos humanos y/o designadas para uso humano. Estas tierras artificiales, que fueron modificadas por la distribución geométrica característica, forman parte de áreas urbanas de alta o baja densidad, asentamientos rurales e infraestructuras/servicios mixtos. Entre las zonas agrícolas (2.1, 2.2, 2.3 y 2.4), las tierras más grandes están ocupadas por pastizales y usos heterogéneos de tierras de cultivo. Los cultivos permanentes o semipermanentes, como las flores (en invernaderos), la papa, las hortalizas se cultivan principalmente en la sabana y el arroz, la caña de azúcar, el café, son cultivos de las zonas más cálidas y montañosas en la cuenca baja. Entre los bosques y áreas seminaturales se encuentran los bosques andinos en la cuenca alta del río (categorías 3.1, 3.2, 3.3) están formados por exuberante vegetación, incluyendo bosques (3.1) y tierras de alta montaña con pastizales llamados Páramos Andinos (incluidos en 3.2). La categoría 5.1 incluye los cuerpos de agua.

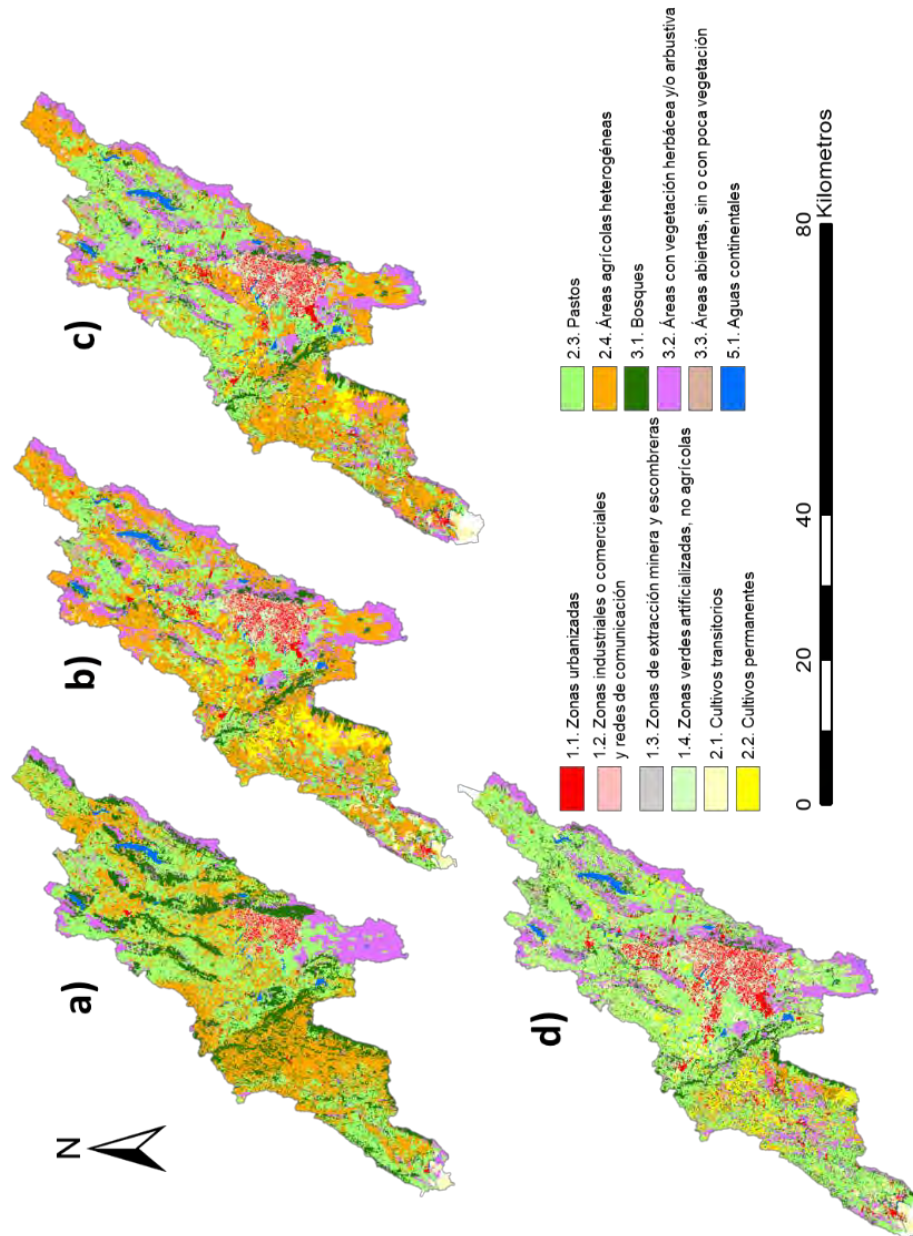


Figura 6-1. Mapas históricos finales de LULC para la cuenca del río Bogotá utilizando la clasificación CORINE Land Cover nivel 2 en: a) 1985, b) 2005, c) 2012 y d) 2014

6.2.3. Aplicación de *Land Change Modeler* a la cuenca del río Bogotá

El modelo *Land Change Modeler* (LCM) incluye algoritmos de redes neuronales de Perceptrón Multicapa (MLP) para calcular potenciales de transición y cadenas de Markov espacio-temporales para predecir escenarios. Esta herramienta se puede ejecutar desde un SIG que proporciona la ventaja de mostrar resultados automáticamente en un entorno gráfico (Mas *et al.*, 2014).

En primer lugar, el análisis de la dinámica de LULC se realizó en mapas históricos en dos etapas: la primera analizó los cambios generales entre 1985 y 2014 (período completo de estudio) y la segunda etapa se centró en el análisis de los cambios entre 2005 y 2014 (última década del período estudiado). Los análisis se dividieron en estos dos periodos de tiempos con el objetivo de (i) analizar la expansión de las áreas urbanas (siendo 3. 2 veces la superficie de 1985 en 2014), y (ii) profundizar en el análisis utilizando el período 2005-2014 en el modelado para pronosticar escenarios LULC. Al utilizar los mismos métodos para producir los mapas de 2005 y 2014. Se garantizó una alta consistencia de los datos, garantizando una mejor fiabilidad de los resultados. Por lo tanto, el modelo final se ajustó para el período 2005-2012 y el mapa de 2014 se utilizó en el proceso de validación.

6.2.3.1. Rendimiento del modelo LULC

Una vez calibrado el modelo, el proceso de validación se realizó teniendo en cuenta una comparación celda a celda del mapa previsto para 2014 con el mapa LULC observado para el mismo año. En general, la exactitud de predicción del modelo fue de 73,8%. El área de transición potencial es igual al 28,6% de la superficie total de la cuenca del río Bogotá. En esta área, el modelo predijo correctamente (aciertos) del 86% de las celdas, con un error máximo (errores y falsas predicciones) entre los usos agrícolas y la cobertura forestal igual a sólo el 3,7%. La clasificación errónea entre los espacios agrícolas y naturales representó, respectivamente, el 2,5% y el 0,1% del total de la superficie transitoria. Por último, observando las superficies urbanas, muy pocas celdas urbanas fueron clasificados erróneamente (0,5%), mientras que el 6,9% se perdieron, como se muestra en la figura 6-2.

Adicionalmente, para las superficies urbanas se usó el error de predicción utilizando la matriz de transición propuesta por Pontius (2019). Este análisis mostró que el 90% de los errores de modelo están relacionados con el componente de cantidad, que corresponde al valor absoluto de las diferencias entre las áreas calculadas por el modelo como urbanas y las áreas urbanas reales. Sólo el 10% de los errores del modelo correspondían

al componente de intercambio, definido como las diferencias entre las categorías urbanas y no urbanas, por lo que estas diferencias no alteran su tamaño. No se detectó ningún error de cambio.

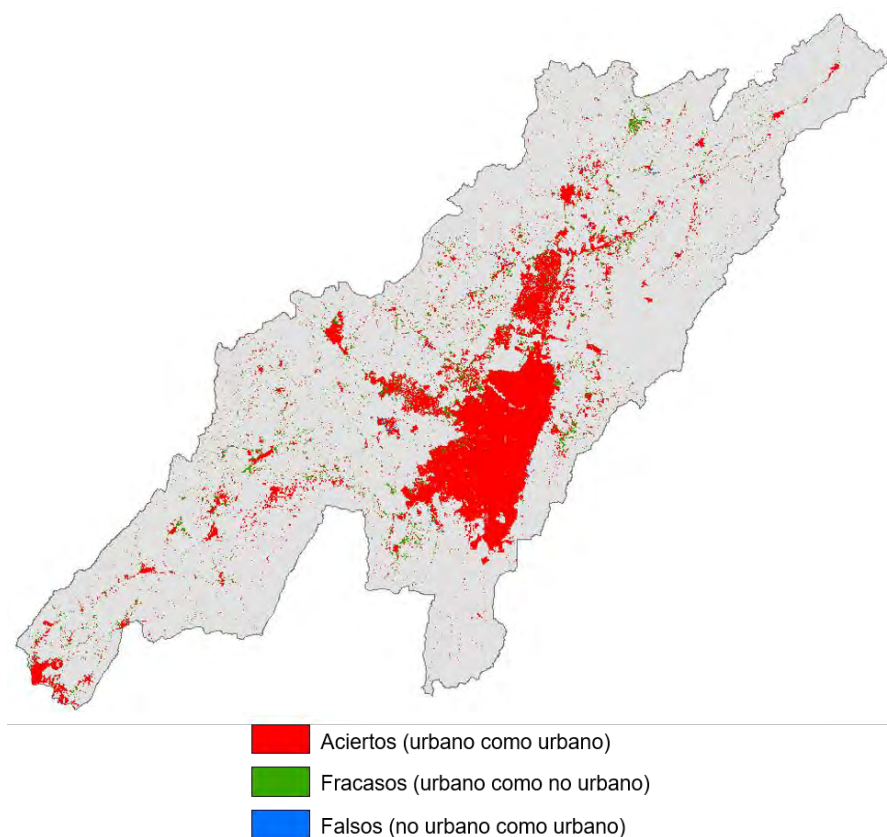


Figura 6-2. Comparación celda a celda de usos urbanos en el mapa previsto y el mapa observado para 2014

El modelo LMC reprodujo correctamente el 72,4% de las áreas artificiales de 2014. Los mejores resultados se obtuvieron para la categoría de zonas urbanizadas (269,75 km²) con el 86% de aciertos y para la categoría Zonas verdes artificializadas, no agrícolas (175,6 km²) con el 68,2% de los aciertos. Por el contrario, la categoría de Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación, con una superficie ocupada de 154,1 km², obtuvo el 57,3% de aciertos, y las Zonas de extracción minera y escombreras, con una superficie total de sólo 41,9 km², obtuvo el 52,3% de los aciertos. Aunque la estimación

en la esta última categoría no fue optima, su superficie representa sólo el 0,7% de la cuenca. Se puede suponer que el modelo es mejor en la predicción de LULC para áreas más grandes y uso más frecuente de la tierra. Este efecto ya se ha documentado en estudios anteriores (Jat *et al.*, 2017).

La simulación fue buena para la categoría de pastos, ya que el modelo predijo el 92% de su superficie real. Los cultivos transitorios representan el 5,5% de la superficie total de la cuenca y el modelo sólo predijo el 15% de la superficie real. Sin embargo, el modelo tuvo un buen desempeño para las categorías de bosques, áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva y áreas abiertas, sin o con poca vegetación, con una ligera sobreestimación para los bosques (105,6 %) y buena estimación para la vegetación herbácea y áreas con poca vegetación del (91%) y (99,6%) respectivamente.

El modelo sobreestimó la categoría de áreas agrícolas heterogéneas (457,821 km²), con un valor 2 veces superior al área real (218,01 km²). Esto se debe a la disminución significativa de este uso de suelo entre 2012 y 2014. La categoría de zonas agrícolas heterogéneas disminuyó su superficie del 36% en 2005 al 27,4 % en 2012 y sólo del 3,7% en 2014. Esta rápida disminución causó dificultades para el modelo de predicción LULC.

Además, se ha observado que las zonas agrícolas heterogéneas fueron sustituidas en su mayoría por pastos, cuya superficie se duplicó entre 2005 (22,2%) y 2014 (43,8%). Varios hechos pueden explicar esta evolución:

1. Las pequeñas superficies con pastizales pueden haber sido clasificadas como categorías de áreas agrícolas heterogéneas en mapas de 1985 a 2012. Según el nivel 2 de la leyenda *Corine Land Cover*, esta categoría incluye mosaicos de pastizales y cultivos. En el mapa de 2014, hecho a una escala más precisa, estas pequeñas superficies de pastizales han sido detectadas y reclasificadas en la categoría pastos.
2. Los factores socioeconómicos también pueden haber condicionado esta pérdida dentro de la cuenca. Hay que tener en cuenta que las tierras de cultivo ubicadas en Bogotá se han sobrevalorado debido a la presión de la megaciudad, que requiere la ampliación de terrenos para urbanizar, fenómeno que incluye las ciudades cercanas de su área metropolitana (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2018).
3. Otra razón de este cambio en el uso de la tierra podrían ser los problemas a los que se enfrentan los agricultores locales para vender sus productos (por ejemplo, la producción de cereales), en parte debido a la falta de competitividad con los productos agrícolas importados al país como resultado de los tratados de libre comercio firmados en la última década (Stellian y Danna-Buitrago, 2017).

Por lo tanto, el modelo subestimó algunas categorías, prediciendo el 86% de las áreas urbanas, el 68,2% de las zonas vegetadas artificiales/no agrícolas, el 91% de las superficies de pastos y el 91% de las zonas de matorral y/o vegetación herbácea. El modelo realizó muy bien la predicción del 99,6% de los espacios abiertos con poca vegetación. La categoría de Bosques se sobrestimó ligeramente, con una predicción de 105% (tabla 6-1).

Tabla 6-1. Resultados de la validación de LCM en el año 2014 agregados en categorías LULC

LULC CORINE categoría	% área en la cuenca	Observado (km ²)	Pronosticado (km ²)	Pronosticado / Observado (%)
1. Áreas artificiales				
1.1 Superficies Urbanas	5,3	313,66	269,75	86
1.2 Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación	2,6	154,14	88,32	57,3
1.3 Zonas de extracción minera y escombreras	0,7	41,94	21,93	52,3
1.4 Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	4,4	257,5	175,62	68,2
Subtotal	13,06	767,24	555,62	72,4
2. Superficies agrícolas				
2.1 Cultivos transitorios	5,5	323	48,45	15,0
2.2 Cultivos permanentes	4,4	258,41	59,43	23,0
2.3 Pastos	43,8	2.574,12	2.368,19	92,0
2.4 Áreas agrícolas heterogéneas	3,7	218,01	457,82	210,0
Subtotal	57,4	3.373,54	2.933,90	87,0
3. Áreas forestales y seminaturales				
3.1 Bosques	9,3	548,76	579,49	105,6
3.2 Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	17,4	1.022,97	930,90	91,0
3.3 Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	1,0	56,54	56,31	99,6
Subtotal	27,7	1.628,27	1.566,71	96,2
5.1 Aguas continentales	1,8	104,24	104,24	100
Total			5.873	

6.2.3.2. Desarrollo de submodelos dedicados a transiciones LULC hacia áreas artificiales

Los resultados mostrados anteriormente también fueron la base para identificar las principales áreas potenciales en transición hacia el uso urbano. Se elaboraron dos submodelos para modelar dicha transición de zonas agrícolas a zonas urbanas (agri_urb) o de zonas vegetadas no agrícolas a zonas urbanas (green_urb). Estos modelos incluyeron causas y variables potenciales que podrían haber impulsado estos cambios de LULC.

Estos dos sub-modelos se calibraron en la etapa de transición potencial utilizando el modelo de perceptrón multicapa (MLP). Este algoritmo basado en redes neuronales tomó muestras de los mapas históricos 2005 y 2012 para las áreas sometidas a las transiciones seleccionadas en ambos sub-modelos. Las transiciones se agruparon en dos muestras de igual tamaño: la primera se usó para el entrenamiento y la segunda para las pruebas, con un criterio de 10.000 iteraciones. El rendimiento del modelo se evaluó utilizando el error medio cuadrático (RMS) como medida de precisión.

Una vez realizada la calibración del modelo combinado, se realizó la validación aplicando un método de cadena Markov, que compara los cambios potenciales en LULC calculados para 2014 con base en el período 2005-2012 hasta el mapa observado en 2014.

Los sub-modelos green_urb y agri_urb consideraron un conjunto común de variables explicativas, como impulsoras potenciales del cambio (sección 2.2.2), de acuerdo con (Sangermano, 2012), las variables usadas fueron la elevación, la pendiente (como una variable categórica, clasificada en tres umbrales el 10%, 15% y mayores), y la distancia a las carreteras y a los centros urbanos (utilizando el logaritmo natural de la distancia euclidiana), conductoras potenciales. El modelo MLP se aplicó para simular las principales transiciones potenciales hacia el uso del suelo urbano que tuvieron lugar entre 2005 y 2012.

El submodelo green_urb se centró en las áreas donde se produjeron transiciones de cobertura terrestre de zonas verdes artificializadas, no agrícolas (categoría 1.4) a Zonas urbanizadas (categoría 1.1). La variable más influyente en este submodelo fue la elevación, con una medida de habilidad de 0,82 para la transición de la categoría 1.4 a la categoría 1.1 y de 0,90 para la persistencia de uso de la categoría 1.4. La medida de habilidad total del modelo alcanzó 0,86 (tabla 6-2).

El submodelo agri_urb se aplicó a las áreas clasificadas en uso de suelo agrícola, como cultivos permanentes (categoría 2.2), pastos (categoría 2.3) o zonas agrícolas heterogéneas (categoría 2.4) que se convirtieron a tejido urbano (categoría 1.1), o industrial,

comercial y de transporte (categoría 1.2) en 2012. Los conductores incluidos en este análisis fueron; (i) pendientes (como variable categórica, clasificada en tres umbrales el 10%, 15% y mayores), y (ii) distancia a los centros de la ciudad y carreteras utilizando el logaritmo natural de la distancia euclidiana). La medida de habilidad total del modelo alcanzó 0,50 (tabla 6-2).

Tabla 6-2. Resultados de la validación de LCM en el año 2014 agregados en categorías LULC

Parámetros y funciones de rendimiento	Submodelo	
	green-urb	agri-urb
Input layer neurons	1	4
Hidden layer neurons	7	6
Output layer neurons	2	8
Requested samples per class	500	190
Final learning rate	0,0005	0,0010
Momentum factor	0,5	0,5
Sigmoid constant	1	1
Stopping criteria: iterations	10000	10000
Training RMS	0,4126	0,2487
Testing RMS	0,4045	0,2509
Accuracy rate	93,21%	56,76%
Skill measure	0,8643	0,5058

6.2.4. Análisis de la dinámica histórica de LULC desde 1985

El análisis histórico de la cuenca del río Bogotá es el primer paso para la estimación de perspectivas futuras. Históricamente esta cuenca se ha visto fuertemente afectada por perturbaciones antropogénicas, primero debido a las actividades agrícolas y ganaderas y en las últimas décadas, debido al crecimiento urbano y su expansión.

6.2.4.1. Análisis de la degradación y fragmentación de los bosques

La fragmentación ocurre cuando la disponibilidad de hábitat y el área disponible para especies nativas de los ecosistemas originales se limitan a parches más pequeños, a menudo desconectados dentro de una matriz de otros nuevos hábitats (Fischer y Lindenmayer, 2007; Saunders *et al.*, 1991). La degradación del hábitat implica tanto pérdida de calidad como cambios estructurales, que puede ser causado por actividades humanas como tala, tala selectiva, pastoreo de ganado e incendios forestales.

Sin embargo, la degradación puede ocurrir tanto en hábitats fragmentados como continuos. Estudios anteriores han documentado la relación entre fragmentación y degradación; incendios, tala selectiva y ganadería se han encontrado con mayor frecuencia en los fragmentos más pequeños (Rojas *et al.*, 2011).

Para el año 2014 sólo permaneció el 45% del área cubierta por bosques naturales andinos en 1985, ya que las actividades agrícolas y extractivas industriales han degradado este ecosistema natural o simplemente han ocupado su lugar. El bosque andino es considerado uno de los ecosistemas más amenazados de Colombia (Mendoza y Etter, 2002). Este proceso histórico de fragmentación ha llevado a su aislamiento altitudinal y latitudinal. El bosque de niebla alto andino está formado principalmente por árboles (hasta 25 m) y arbustos (del género *Weinmania*, *Miconia*, *Ilex* sp., *Hesperomeles* sp. *Clusia*, *Brunellia* sp., *Befaria* sp. *Drymis* y *Oreopanax*).

La principal característica de estas áreas es el alto nivel de humedad del aire debido a la condensación de aire caliente en áreas más bajas generando nubosidad. Estos bosques de niebla tienen la capacidad de captar la humedad, desempeñando de esta manera un papel clave en la regulación del ciclo hidrológico, los niveles de escorrentía y el amplio suministro de agua (Kourtit *et al.*, 2014). La configuración de las políticas de recuperación forestal permitió la introducción de especies no nativas y plantación de bosques (*Pinus* spp., *Acacia melanoxylum*, *A. decurrens* y *Eucalyptus* spp.) (Mendoza y Etter, 2002).

En la cuenca del río Bogotá, 419,06 km² de bosque (categoría 3.1) se degradaron en vegetación secundaria compuesta por matorrales y/o asociaciones de plantas herbáceas (categoría 3.2). La superficie reasignada a actividades de pastoreo (categoría 2.3) alcanzó 308,57 km². La reasignación a tierras de cultivo también fue significativa 108,28 km² (tabla 6-3).

Tabla 6-3. Cambios históricos de LULC entre el mapa final (2014) y los mapas anteriores (1985 y 2005) de la Cuenca del Río Bogotá (áreas en las categorías km²)

		Lulc final 2014										Total de categorías [1985]	
		11	12	13	14	21	22	23	24	31	32		33
LULC 1985	11	67.66	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	67.66
	12	-	36.52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36.52
	13	-	-	117	-	-	-	-	-	-	-	-	117
	14	13.55	8.38	-	40.88	-	-	-	-	-	-	-	62.81
	21	-	-	-	-	0.40	0.1	-	0.08	0.27	0.12	-	0.97
	22	3.06	0.23	-	164	154	4.17	3.53	0.06	0.41	0.01	0.29	14.94
	23	131.35	55.85	20.11	111.56	163.90	70.58	1108.85	45.98	93.97	123.65	29.67	1955.47
	24	74.45	37.32	2.93	79.07	107.92	140.45	1003.28	120.7	96.25	119.63	6.3	1788.3
	31	12.92	9.98	6.94	13.30	22.20	40.58	308.57	45.5	314.98	419.06	6.13	1200.16
	32	7.56	4.44	6.67	9.47	26.92	2.49	144.67	5.67	38.25	357.52	7.41	611.07
33	3.11	1.42	4.12	1.98	0.12	0.04	5.22	0.03	4.69	2.98	6.42	23.73	
		Lulc final 2014										Total de clase [2005]	
LULC 2005	11	157.69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	157.69
	12	-	70.37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	70.37
	13	-	-	12.04	0.44	-	-	-	-	-	-	-	12.48
	14	33.92	18.57	0.16	142.72	-	-	-	-	-	-	-	195.37
	21	2.03	0.81	0.06	1.63	27.99	1.57	56.69	1.24	3.92	3.9	0.68	100.5
	22	17.89	5.18	0.04	4.63	3.9	95.89	52.6	55.59	19.76	40.46	0.87	296.81
	23	44.34	23.51	11.01	57.85	75.02	33.57	886.75	25.93	56.81	75.21	13.22	1305.22
	24	46.63	27.47	6.09	40.91	188.2	108.96	1299.49	109	142.35	142.35	8.2	2094.61
	31	3.56	3.44	0.09	3.66	7.58	10.55	123.51	13.01	245.97	75.5	2.15	489.02
	32	5.62	4.18	6.24	5.4	9.99	7.73	143.42	12.59	106.42	678.68	13.59	993.86
33	1.98	0.61	6.21	0.26	0.32	0.14	11.66	0.61	6.98	6.87	17.85	53.49	
Total de clase [2014]		313.66	154.14	41.94	257.50	323.00	258.41	2574.12	218.02	548.82	1022.97	56.22	5768.8
donde: 11 Tejido urbano		21 Tierra cultivable										31 Bosques	
12 Unidades industriales, comerciales y de transporte		22 Cultivos permanentes										32 Asociaciones de matorral y/o vegetación herbácea	
13 Minas, vertederos y obras de construcción		23 Pastos										33 Espacios abiertos con poca o ninguna vegetación	

donde: 11 Tejido urbano
12 Unidades industriales, comerciales y de transporte
13 Minas, vertederos y obras de construcción
21 Tierra cultivable
22 Cultivos permanentes
23 Pastos
31 Bosques
32 Asociaciones de matorral y/o vegetación herbácea
33 Espacios abiertos con poca o ninguna vegetación

Durante el período 1985-2005, la pérdida de grandes áreas continuas cubiertas de bosques se produjo en la parte alta de la cuenca, entre 2.500 a 3.000 m de altitud (57% de la pérdida de bosques densos) y en laderas que a menudo se deforestan para los cultivos de papa. Además, en la parte baja de la cuenca del río, la pérdida se produjo principalmente en áreas más pequeñas, promoviendo la fragmentación (figura 6-3).

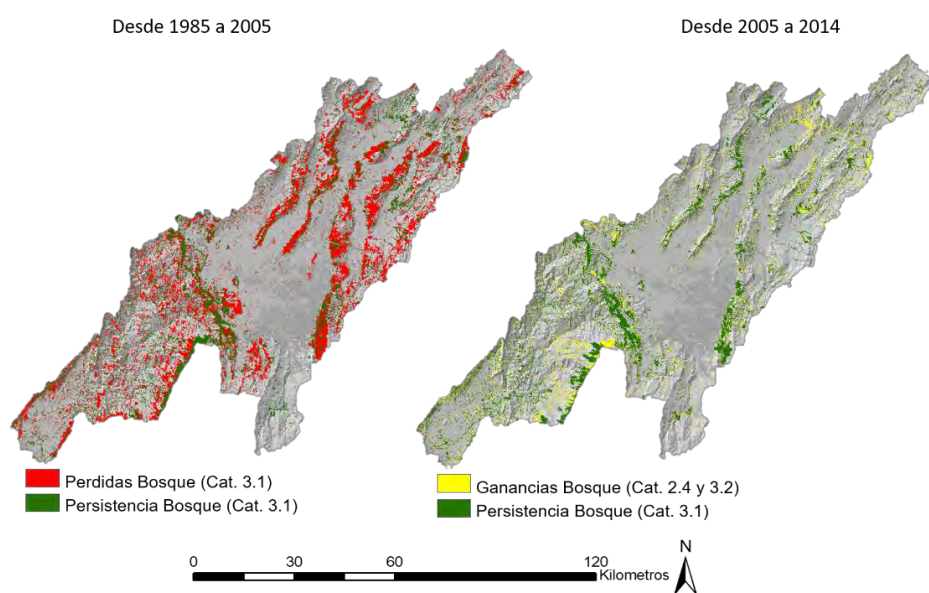


Figura 6-3. Fragmentación forestal en la cuenca del río Bogotá

Izquierda: Fragmentación del bosque ocurrida entre 1985 y 2005

Derecha: Recuperación del bosque que se produjo entre 2005 y 2014.

En general, la pérdida de bosque natural ha sido muy significativa, ya que el bosque cubría el 20,43% de la superficie total de la cuenca en 1985 (1.200,16 km²), pero sólo el 9,34% (548,76 km²) en 2014. Esta fragmentación se debe principalmente al uso de árboles como combustible de madera y/o deforestación para cultivos de papa o pastos para ganadería. En 2005, se observó una estabilización de la superficie del bosque (categoría 3.1). Sin embargo, se produjo un proceso de recuperación forestal limitada, en particular entre 2005 y 2014 se recuperaron 106,42 km² de matorrales/zonas herbáceas (categoría 3.2) a bosques (categoría 3.1) y una superficie similar de 106,9 km² de áreas agrícolas heterogéneas (categoría 2.4) a bosques, como se muestra en la tabla 6-3. Sin embargo, esta evolución positiva está lejos de compensar la importante fragmentación del bosque debido a la agricultura o a la presión antrópica urbana.

En 1985, la superficie utilizada para cultivos y producción ganadera fue de 3.759 km², correspondiente al 64% de la superficie total de la cuenca. Esta superficie se distribuyó entre tierras agrícolas (1.803 km²) y pastos (1.955,4 km²) (tabla 6-3). Las actividades agrícolas se localizaron principalmente en el sur de la cuenca mientras las zonas de pastos repartidas por la cuenca media y alta. La calidad del suelo en esta cuenca es buena, y es una zona clave de producción agrícola para Colombia (IGAC; Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 2013.) (figura 6-4).

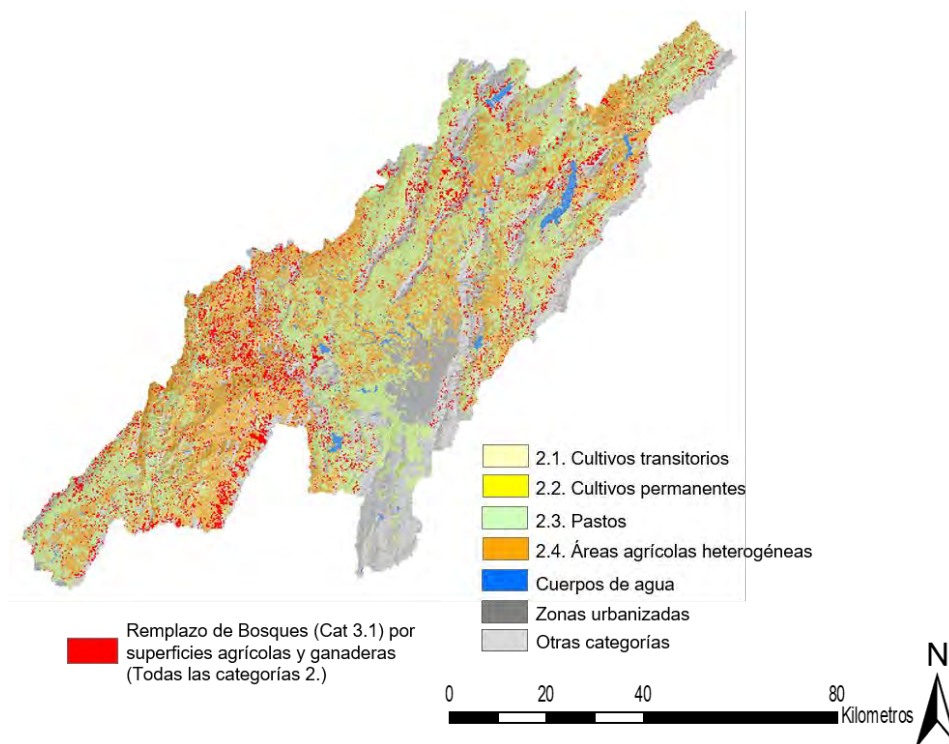


Figura 6-4. Área reasignada del bosque (cat 3.1) a áreas agrícolas (todos las cat 2) de 1985 a 2014.

La presión ganadera en la zona forestal de la cuenca desde 1985, llevó a la reasignación de 308,57 km² de pastizales. Durante el período 2005-2014, esta dinámica disminuyó a solo 123,51 km². El 60% de estas pérdidas ocurrieron durante los primeros veinte años, de 1985 a 2005.

Desde 2005 se ha producido una reasignación significativa de los usos agrícolas heterogéneos a pastizales, que representan el 22,1% (1.299,49 km²) de la superficie total de la

cuenca. Este uso de la tierra cambió principalmente en la periferia de la ciudad de Bogotá y fue principalmente obra de pequeños agricultores que poco a poco ganaron áreas agrícolas del bosque (Buytaert *et al.*, 2006). Se puede suponer razonablemente que esta ha sido la primera consecuencia del crecimiento poblacional de la megaciudad de Bogotá. Se necesitan áreas agrícolas adicionales para responder a las necesidades de esta creciente población urbana. Esto probablemente ocurrirá en las zonas rurales de la cuenca, fuera de la ciudad, donde las tierras están disponibles y todavía accesibles debido a su precio razonable. Los terrenos agrícolas más cercanos a la ciudad se encuentran en paralelo a las infraestructuras de transporte cercanas y pueden convertirse rápidamente en zonas urbanas (vivienda, comercial u otro uso urbano). Estas dinámicas dobles tienden a implicar una transición de las áreas naturales y agrícolas hacia áreas artificiales.

El análisis sobre los cambios de LULC desde 1985, presentado en la tabla 6-3 muestra la existencia de una transición de tierras agrícolas y forestales a área urbana/artificial en la cuenca. Este fenómeno ha afectado a 599,8 km² en todo el período (1985-2014), y casi el 55% de esta área (331,3 km²) se han reasignado a usos urbanos entre los años 2005 y 2014. Este hecho indica una aceleración de esta urbanización entre 2005 y 2014. El desarrollo urbano de la ciudad ha sido responsable del 89,3% de los cambios relacionados con los usos antrópicos del suelo (todos dentro de la categoría 1).

En 1985, la superficie urbana total (todos los usos incluidos, categorías 1.1 a 1.4) fue de 168,2 km², siendo la ciudad de Bogotá el principal centro urbano con una población de 4 millones de habitantes en esa fecha (DANE, 1986). Esta superficie alcanzó los 767,24 km² en 2014, lo que supone 4,5 veces más grande que en 1985. Este crecimiento general no ha sido constante durante el período estudiado. Entre 1985 y 2005, la urbanización ganó 267,75 km² en estos 20 años, mientras que el área urbana aumentó a 331,33 km² entre 2005 y 2014. Por lo tanto, suponiendo un crecimiento lineal teórico, esta última década tuvo una mayor expansión del área urbana (+33 km²/año) que antes de 2005 (+13,28 km²/año).

La vivienda y las pequeñas actividades urbanas de servicios comerciales fueron el principal uso 40%. Las unidades industriales, comerciales y de transporte cubrían el 20% o el área urbana de Bogotá, mientras que el 39% se dedicaba a otros usos urbanos (parques urbanos y áreas en construcción) lo que conducirá a la antropización del suelo. El tejido urbano se concentró mucho en la ciudad de Bogotá en 1985 (figura 6-5, panel a). Se extendió hacia el norte y oeste de la ciudad de Bogotá, mientras que el área urbana durante la última década se extendió a través de toda la cuenca, con un crecimiento del tejido urbano alrededor de los centros urbanos más pequeños. Esto ocurrió principalmente por la conversión de los terrenos agrícolas ubicados cerca de la ciudad de Bogotá

y a lo largo de las infraestructuras de transporte. Esto es impulsado por la demanda de tierras para viviendas de una población en crecimiento. De hecho, los habitantes de bajos ingresos tuvieron que mudarse a las afueras de la ciudad, o incluso a ciudades cercanas. Este fenómeno de infraestructuras y viviendas que se están construyendo en pequeños núcleos urbanos ha provocado un crecimiento económico en toda la ciudad y una tendencia a integrar una gran área urbana que comprende la ciudad y su área metropolitana.

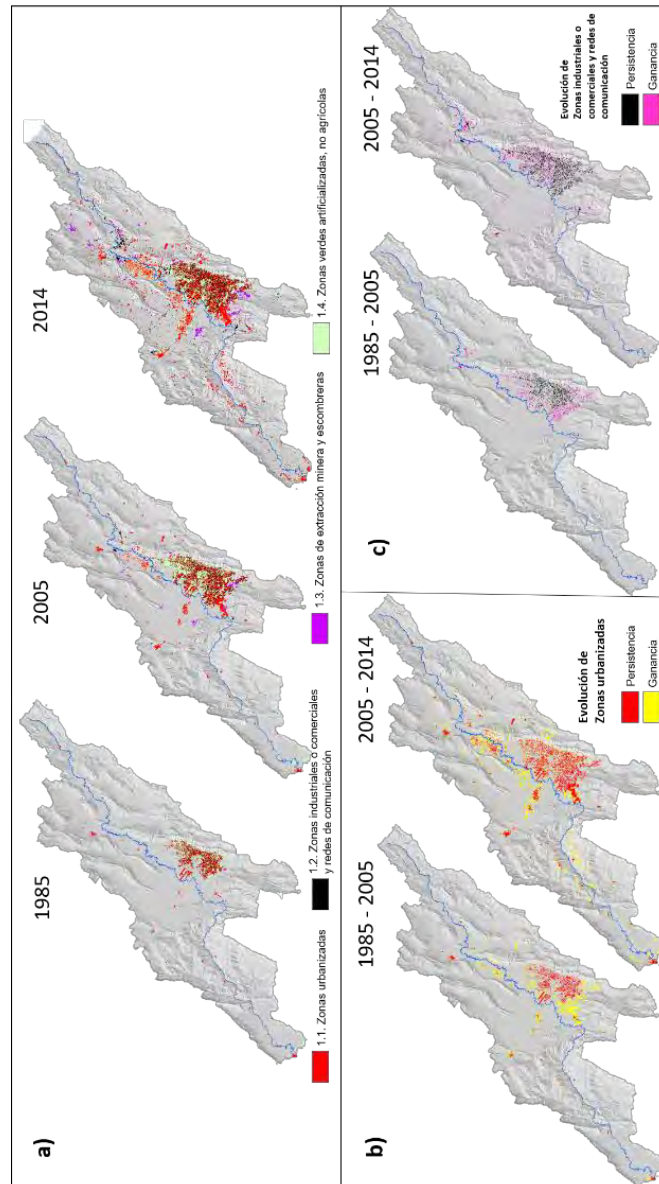


Figura 6-5. Usos artificiales en la cuenca
(a) situación en 1985, 2005 y 2014; (b) evolución de zonas urbanizadas; (c) evolución de zonas industriales o comerciales y redes de comunicación

6.2.5. Dinámica de usos de suelos y escenarios futuros

La validación de los resultados del modelo fue adecuada para categorías de áreas forestales y urbanas (sección 2.4) y, por lo tanto, se seleccionaron escenarios futuros de LULC en el horizonte 2030 y 2050 sobre la base de la matriz de probabilidad de transición para el período comprendido entre 2005 y 2012. Los horizontes 2030 y 2050 son acordes con los escenarios de cambio climático desarrollados para la cuenca del río Bogotá (Pabón Caicedo, 2011). Esto facilitará futuros trabajos sobre la integración del modelado hidrológico y los escenarios climáticos previstos en esta cuenca hidrográfica.

Se espera que la urbanización en la cuenca del río Bogotá continúe aumentando en ambos horizontes 2030 y 2050. Así, la categoría de tejido urbano aumente 149,9 km² para 2050, lo que representa una ganancia del 84,2% en comparación con el área urbana total en 2012. Además, se prevé que 90,9 km² se dediquen a unidades industriales, comerciales y de transporte, que representan el 90,4% de la superficie dedicada en 2012. Las zonas artificiales no agrícolas se reducirían en 31,2 km², lo que representaría el 25,8% de la superficie total en 2012 (tabla 6-4).

Tabla 6-4. Predicciones de los LULC para los escenarios 2030 y 2050 con la herramienta LCM y comparación con el año inicial 2012

Categoría LULC CORINE	Superficie en km ²			% en la cuenca			Ganancia o pérdida entre 2050 y 2012	
	2012	2030	2050	2012	2030	2050	km ²	%
1. Áreas urbanas								
1.1 Superficies Urbanas	214,39	378,13	489,62	3,7	6,4	8,3	275,23	128,4
1.2 Unidades industriales, comerciales y de transporte	116,95	188,32	229,34	2,0	3,2	3,9	112,39	96,1
1.3 Minas, vertederos y obras de construcción	32,57	50	50,64	0,6	0,9	0,9	18,07	55,5
1.4 Áreas artificiales y no agrícolas vegetadas	152,13	150,53	148,04	2,6	2,6	2,5	-4,09	-2,7
subtotal	516,04	766,98	917,64	8,8	9,3	15,6	401,6	77,8
2. Zonas agrícolas								
2.1 Tierra cultivable	48,4	48,55	49,84	0,8	0,9	0,8	1,44	3,0
2.2 Cultivos permanentes	147,63	130,25	103,1	2,5	1,5	1,8	-44,53	-30,2
2.3 Pastos	1901,98	2.600,89	2.722,51	32,4	50,8	46,4	820,53	43,1
2.4 Zonas agrícolas heterogéneas	1611,64	732,02	687,16	27,4	12	11,7	-924,48	-57,4
subtotal	3709,65	3.511,71	3.562,61	63,2	65,2	60,7	-147,04	-4,0
3. Áreas naturales								
3.1 Bosques	519,94	570,13	613,49	8,9	10,5	10,4	93,55	18,0
3.2 Asociaciones de matorral y/o vegetación herbácea	960,64	883,47	642,12	16,4	12,4	10,9	-318,52	-33,2
3.3 Espacios abiertos con poca o ninguna vegetación	37,08	37	36,3	0,6	0,7	0,6	-0,78	-2,1
Espacios abiertos subtotales	1.517,66	1490,6	1.291,91	25,8	23,6	22,0	-225,75	-14,9
5 cuerpos de agua	129,94	104	101	2,2	1,8	1,7	-28,94	-22,3
El área total de la cuenca	5.873							

Las estimaciones del modelo muestran que las áreas urbanas en la cuenca del río Bogotá también aumentarán. El municipio de Bogotá considera que la población crecerá hasta alcanzar los 14 millones de habitantes en 2050 dentro de la cuenca. Tras estas estimaciones, se prevé que la densidad de población disminuya en el centro de la ciudad, pero aumentará en las afueras de Bogotá. Este movimiento de población hacia la periferia es ciertamente inducido por dos conductores simultáneos: el aumento de los precios de la tierra en el centro de la ciudad y la disponibilidad de vivienda / construcción a un precio razonable en las afueras (Lizarazo, 2013). Además de los impulsores económicos, el

crecimiento urbano y la expansión del área metropolitana de Bogotá también se verán limitados por la política nacional/municipal y las recomendaciones en términos de ordenación territorial (Alcaldía de Bogotá, 2018b).

Existen restricciones para proteger los bosques naturales en algunas zonas específicas (*Resolución-1114/2016 CAR*). La distribución espacial del área urbana probablemente estará condicionada por infraestructuras de comunicación e implementación de nuevas actividades productivas (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2018).

Como se muestra en la figura 6-6, estas ganancias del área urbana se llevarán a cabo principalmente al noroeste de la megaciudad a lo largo de una dirección general SW-NE, porque se trata de una zona de expansión natural limitada por la topografía montañosa en el lado este del área metropolitana de Bogotá. Actualmente se está trabajando en el desarrollo de políticas para la creación del corredor ecológico del área protegida forestal "*Thomas Vander Hammer*" (Cundinamarca y CAR, 2014).

Este corredor ecológico actúa como la conexión ambiental para la flora y la fauna de la sabana de Bogotá, al tiempo que restringirá el crecimiento de la ciudad hacia las zonas norte y evita que se fusione por completo con el área metropolitana. Sin embargo, la presión implícita que ejerce el crecimiento de la megaciudad no permite la recuperación adecuada de las áreas forestales que actualmente se encuentran dentro del área metropolitana (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2018; Lizarazo, 2013).

Estos resultados muestran una tendencia en el crecimiento de la ciudad que absorberá los distritos más cercanos de su área metropolitana (Funza, Mosquera, Chía y Cota y Soacha al sur de la ciudad) para crear una sola unidad de megaciudad (Martínez Herrera, 2015).

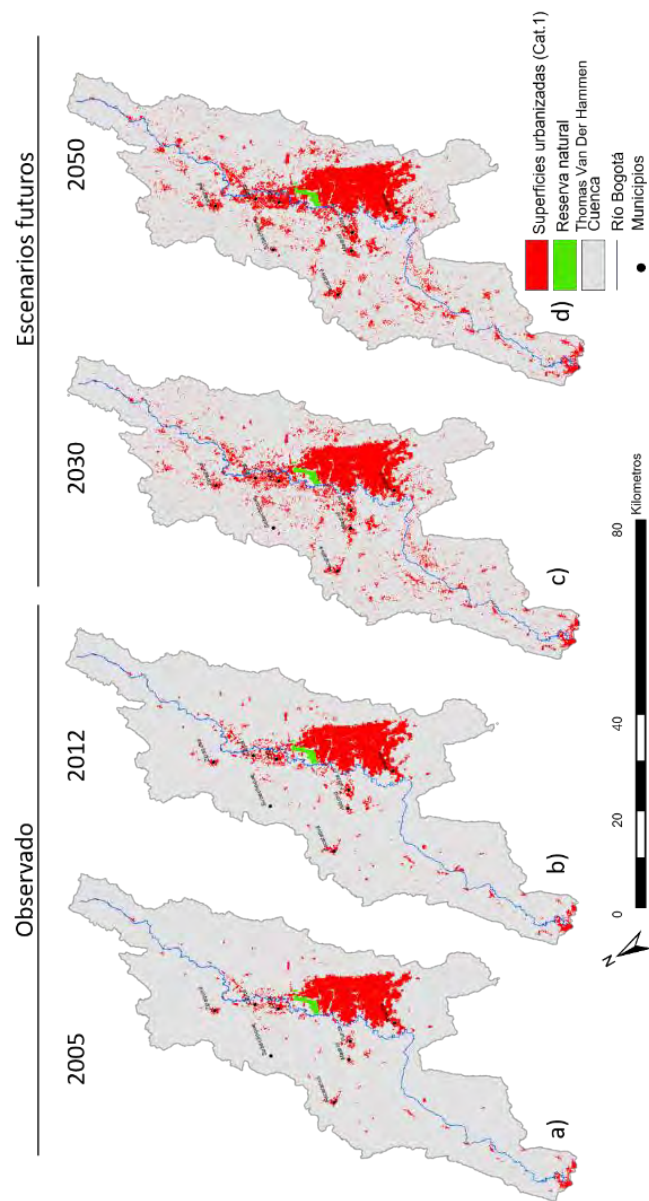


Figura 6-6. Evolución de los usos urbanos en la cuenca del río Bogotá desde los escenarios históricos de 2005 y 2012, hasta los escenarios previstos para 2030 y 2050

Este nuevo crecimiento afectará inicialmente las tierras agrícolas. Se estima que las zonas agrícolas heterogéneas perderán 924,48 km² para 2050, lo que representa el 57,4% de la superficie en 2012. Se espera que los pastizales crezcan hasta 820,53 km², lo que representa un aumento del 43,1% en el período 2012-2050. Sin embargo, este resultado puede no ser totalmente preciso debido a las consideraciones explicadas anteriormente.

Hay dos evoluciones diferentes sobre la zona cubierta por vegetación natural. Los arbustos y/o vegetación herbácea sufrirán una fuerte reducción dentro de la cuenca (disminución a 318,52 km² en 2050), pero esto no afectará significativamente a los ecosistemas de Páramos.

Se espera la recuperación del bosque para 2050 con un incremento de 93,55 km² para 2050 (18% de la superficie de 2012). Sin embargo, una fragmentación significativa persistirá siguiendo el patrón detectado por el análisis histórico (figura 6-7).

Los impactos relacionados con la fragmentación forestal seguirán siendo importantes dentro de la cuenca, y los efectos del cambio climático que podrían conducir a períodos mayores y más frecuentes de sequías, podrían incrementar los incendios forestales (quema), la contaminación del aire y la disminución de la disponibilidad de agua. Además, las alteraciones del régimen de lluvias pueden causar eventos extremos más frecuentes, lo que aumentaría los deslizamientos de tierra principalmente en zonas con pendientes altas.

En consecuencia, la fragmentación de las superficies forestales debe incluirse lo antes posible en las políticas de protección forestal, ordenación del territorio.

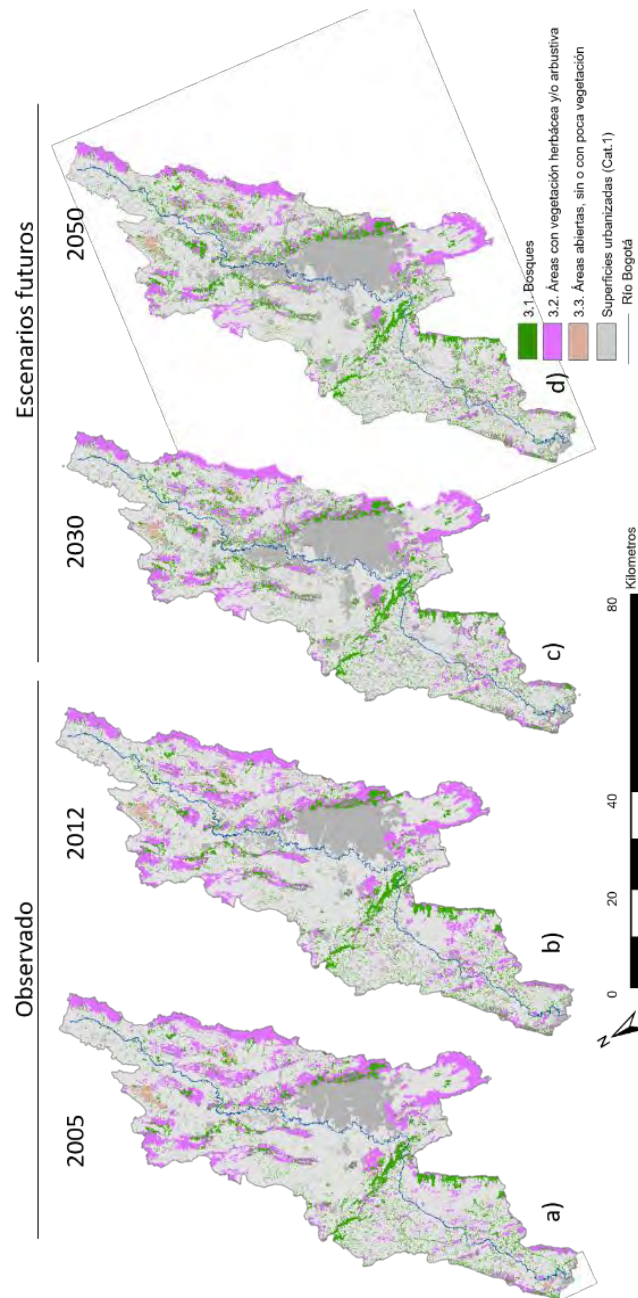


Figura 6-7. Evolución de los usos forestales, matorrales / herbáceos y espacios abiertos en la cuenca del río Bogotá para a) 2005 y b) 2012 (escenarios históricos) y para c) 2030 y d) 2050 (escenarios previstos)

Estos cambios previstos en los usos de suelos requieren de un refuerzo de las políticas actuales de urbanismo y ordenación territorial, en particular, en el área metropolitana de Bogotá, pero también a través de la cuenca del río, para garantizar un uso y desarrollo sostenibles. En primer lugar, el esfuerzo de la política y el urbanismo en la megaciudad de Bogotá, en particular en la parte oriental, tendría que reforzarse para garantizar un desarrollo eficiente y el acceso a servicios básicos, vivienda, espacios verdes y empleos. Esto apoyará una mejor calidad de vida en equilibrio con los recursos de la cuenca del río. Esto puede incluir:

- 1.- La concentración de la expansión urbana y la reorganización en particular de la periferia oriental de la ciudad. Esto se tiene que hacer para evitar la propagación anárquica y limitar, por ejemplo, la congestión diaria debido al desplazamiento de trabajadores hacia y desde la ciudad de Bogotá. La renovación de las zonas urbanas y la acción organizada de los transportes (en particular el transporte público) son cruciales (Tinjacá-Peña, 2017). Para ello, habría que reforzar la colaboración y armonización de los diferentes Planes Urbanísticos (POT) de Bogotá y los municipios metropolitanos
- 2.- La planeación de la conexión entre Bogotá y ciudades vecinas (Funza, Mosquera, Chía y Cota y al sur de la ciudad, Soacha). Este es un elemento clave para guiar la futura expansión urbana; 3) a pesar de que la protección de áreas forestales específicas fue y es eficiente. Debe incluir medidas para limitar la fragmentación de los bosques, esto debe combinarse con medidas para regular las actividades de pastoreo, que tienden a ocupar gradualmente las superficies del bosque (Buytaert *et al.*, 2006), contribuyendo a esta fragmentación. Se espera que los pastos incrementen en un avancen en un 43% en el horizonte 2050.

6.3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en este análisis muestran cómo mejorar el conocimiento de la dinámica de cambio de usos de suelos se vuelve esencial considerando la continua expansión de las megaciudades en el mundo.

Se ha visto que evaluar los impactos cualitativos y cuantitativos sobre el medio ambiente y los recursos naturales permite una mejor comprensión de los desafíos de la cobertura del suelo y las necesidades de políticas para garantizar buenas condiciones de vida a las poblaciones. Esto es aún más importante en el contexto del cambio climático. Estos resultados han sido observados al analizar la dinámica cambio de uso de suelos en la

cuenca del río Bogotá para el período 1985 a 2014 y los escenarios de pronóstico en el horizonte 2030 a 2050.

El trabajo resumido en este documento muestra dos resultados importantes:

- (i) los principales cambios de usos de suelo que tuvieron lugar entre 1985 y 2012 dentro de la cuenca del río Bogotá, y
- (ii) los resultados de la predicción del modelo LCM para generar escenarios futuros a 2030 y 2050 fueron validados. El modelo fue capaz de predecir cambios de usos de suelo, con una tasa de predicción del 85% para usos urbanos y una leve sobreestimación de los usos agrícolas y las áreas con vegetación natural.

El análisis de la dinámica histórica muestra la fuerte influencia de la expansión megaciudad de Bogotá sobre toda la dinámica de usos de suelo en la cuenca. Desde 1985, la dinámica de los cambios de usos del suelo ha mostrado una tendencia general de reasignación de áreas forestales y agrícolas hacia áreas urbanas.

En particular, de 1985 a 2005, el bosque andino se ha degradado en grandes áreas continuas principalmente en la parte norte de la cuenca. En la parte inferior de la cuenca, se observó una mayor fragmentación. Este proceso ha sucedido de manera diferente debido a sus condiciones topográficas. Sin embargo, la pérdida de superficie forestal sigue siendo muy importante. Entre 2005 y 2014, esta degradación fue muy limitada debido a las políticas de protección. Durante este periodo se ha producido principalmente una transición de áreas agrícolas o con vegetación natural a áreas artificiales, como se esperaba, principalmente alrededor de la ciudad de Bogotá y su área metropolitana, a lo largo de las infraestructuras de transporte que unen a la ciudad con las poblaciones cercanas y en la periferia de las ciudades secundarias.

Las simulaciones de usos y cobertura del suelo confirmaron la fuerte influencia que tiene la megaciudad de Bogotá en los cambios del uso del suelo y una tendencia hacia un crecimiento generalizado de las áreas urbanas dentro de la cuenca.

En el horizonte 2030-2050, se espera que la urbanización se extienda principalmente en la zona occidental de Bogotá y en particular, en las direcciones SO-NE. Esto implicará una mayor presión a las superficies de cultivos y vegetación natural cercanas al área metropolitana. Con una clara tendencia a crear una superficie urbana continua uniendo a Bogotá con las ciudades más cercanas. Por tanto, los esfuerzos en la planificación urbana y la coordinación entre los diferentes municipios son importantes para asegurar un desarrollo urbano eficiente y compacto. Estos esfuerzos harán posible mantener un equilibrio mínimo entre la ciudad de Bogotá y los corredores ecológicos que la separan de su área

metropolitana. Sin embargo, se ha visto que las acciones futuras que se tomen tendrán un impacto directo en la calidad de vida de los habitantes.

Se prevé que las áreas de bosques aumenten, reemplazando principalmente la vegetación de matorrales, asumiendo que la actual las políticas de protección no se modificarán. De hecho, las herramientas actuales de gestión y planificación territorial de la ciudad y su región, con un periodo de ejecución de 12 años, han considerado prioritarios para el desarrollo de la ciudad, la protección de las áreas naturales, la adaptación al cambio climático, y las problemáticas de gestión de residuos. Sin embargo, la fragmentación del bosque no se ha considerado prioritaria dentro de estas políticas vigentes, lo que dificultará su recuperación.

Esta situación puede comprometer el equilibrio ambiental de la cuenca y aumentar los riesgos naturales como inundaciones y deslizamientos de tierra entre otros. Dado que se espera que las superficies de pastos aumenten considerablemente para 2050. Las herramientas de gestión tendrían que abordar la gestión de las actividades ganaderas y agrícolas en la sabana de Bogotá para desincentivar la fragmentación del bosque y páramos a lo largo de cuenca, dado que estos ecosistemas son estratégicos para el suministro de agua, el control de inundaciones y la biodiversidad.

Los resultados del modelo LCM muestran que las superficies urbanas en la cuenca del río Bogotá han crecido considerablemente durante el periodo de estudio, pasando de 104,16 km² en 1985 a 467,80 km² en 2014. Ello corresponde a un incremento porcentual en este periodo de forma que la superficie urbana pasa de representar el 1,81% de la superficie total de la cuenca en 1985 al 8,11% en el 2014.

Dicho de otro modo, la superficie urbana en la cuenca del río Bogotá ha aumentado un 450% en el periodo 1985-2014.

Aunque Bogotá es una megaciudad en desarrollo, su superficie dentro de la cuenca aun es relativamente pequeña. Sin embargo, las particulares condiciones topográficas de la zona en la que se sitúa la ciudad de Bogotá justifican que el incremento de la zona urbana en el futuro no se realice con la misma intensidad con la que se ha desarrollado en el periodo 1985-2014, por cuanto:

- En la zona este de la ciudad, el crecimiento de la zona urbana viene limitado por la presencia de la reserva natural de los Cerros Orientales. Al margen de la existencia de instrumentos específicos de protección medioambiental de dicha reserva, las características topográficas de la zona con elevadísimas pendientes impiden el crecimiento urbano.

- En la zona sur de Bogotá se encuentra el Páramo de Sumapaz, una zona que dispone de la máxima protección medioambiental por sus características hidrológicas y edafológicas únicas y que supone una frontera natural que impide el crecimiento de la ciudad sobre ella.
- En la zona oeste, donde actualmente se sitúan los municipios de Madrid y Funza, el crecimiento de la ciudad es posible. El crecimiento de la ciudad hacia el oeste se está, efectivamente, realizando, haciendo que los municipios cercanos a Bogotá se integren dentro de su área metropolitana. Este crecimiento está condicionado por los siguientes factores:
 - En dicha zona se localizan las parcelas de uso agrícola con cultivos de flores ornamentales que proporcionan, precisamente, la mayor fuente de ingresos de la zona. El valor de dichas parcelas, por ello, es del mismo orden de magnitud que el suelo urbano del centro de la ciudad.
 - La zona está limitada al oeste por el propio cauce principal del río Bogotá, que supone la frontera natural de la ciudad.
- La zona norte es la zona preferente de crecimiento de la megaciudad de Bogotá. En ella se sitúan los municipios de Cota, Chía, Cajicá y Zipaquirá. El crecimiento viene determinado por la existencia de la autopista principal de comunicación que une dichos municipios con Bogotá

Las previsiones del modelo LCM son consistentes con las consideraciones anteriores. Los resultados del modelo LCM muestran que las superficies urbanas en la cuenca del río Bogotá han crecido durante el periodo 2014-2050, pasando de 467,80 km² en 2014 a 744,98 km² en 2050. Ello corresponde a un incremento porcentual en este periodo de forma que la superficie urbana pasa de representar el 8,11% de la superficie total de la cuenca en 2014 al 12,91% en el 2050.

Dicho de otro modo, según el modelo LCM la superficie urbana en la cuenca del río Bogotá se incrementará un 59,25% en el periodo 2014-2050.

Las consecuencias que el crecimiento de la zona urbana supone sobre el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá se analizan en detalle en el capítulo siguiente de la presente tesis doctoral.

7. Modelación hidrológica bajo escenarios de cambios de uso de suelo urbano

7.1. Introducción

Los efectos que ocasiona el cambio de uso de suelo a los componentes del balance hidrológico han sido ampliamente estudiados (Gashaw *et al.*, 2018; Rodrigues *et al.*, 2019; Siswanto, 2020; Zabaleta *et al.*, 2018). Sin embargo, los impactos causados por el crecimiento de las megaciudades están siendo evaluados más recientemente (Oñate-Valdivieso *et al.*, 2022; Rodrigues *et al.*, 2019; Roodsari y Chandler, 2017).

La cuenca del río Bogotá, por albergar la capital de Colombia, con una población de cerca de 10 millones de habitantes, sufre una importante presión a sus recursos naturales y los recursos hídricos son uno de los recursos más afectados, tanto en su calidad como en su cantidad. Desde el año 1985 la cuenca no se autoabastece y requiere de un trasvase que en la actualidad llega a los 14 m³/s, lo que corresponde al 70% del agua necesaria para su demanda. Las proyecciones de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) en su plan maestro prevé que esta demanda se amplíe progresivamente hasta en 2050 con 35,45 m³/s (EAAB, 2006).

Con respecto al uso de suelos, dado que ésta es una de las regiones más fértiles del país, Cundinamarca cuenta con 568,75 Has cultivadas, lo que corresponde al 23,7% de la

superficie del departamento, en donde gran parte de estos suelos aptos para cultivo se encuentran dentro de la cuenca del río Bogotá (IGAC; Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 2013). Además, los ecosistemas estratégicos como los páramos y los bosques son altamente vulnerables en el territorio debido al crecimiento urbano y la agricultura (Buytaert *et al.*, 2006).

Bajo estas premisas, la investigación descrita en este capítulo tiene por objetivo cuantificar las alteraciones al régimen hidrológico de la cuenca del río Bogotá inducidas específicamente por el crecimiento urbano de la megaciudad de Bogotá y su área metropolitana, comparando los resultados obtenidos por el modelo hidrológico al considerar los usos históricos de suelo existentes en el pasado, los usos actuales y los posibles escenarios futuros de LULC. Como base para el estudio se usó como el LULC de 2014, al que se le incorporaron los usos de suelo urbano existentes en 1985 y, posteriormente, el escenario de uso de suelo urbano para 2050, obtenido de la modelación con el modelo LCM descrita en el capítulo 6 de este documento.

De esta forma, una vez se han obtenido los mapas de parámetros hidrológicos para la cuenca del río Bogotá, en el presente capítulo se presentan los resultados obtenidos a través de la aplicación del modelo TETIS para analizar el comportamiento de la cuenca bajo escenarios de cambio de uso de suelo urbano.

Para ello, se han considerado la totalidad de mapas de parámetros a escala regional (S_2) y se han planteado los siguientes escenarios de modelación:

- LULC 1985: este escenario considera el mapa histórico de uso de suelo urbano del año 1985 proporcionado por la Corporación Autónoma Regional de la cuenca (CAR) y, a partir de él, se han estimado los mapas de parámetros hidrológicos H_u , K_s y K_{ss} .
- LULC 2014: este escenario considera el mapa de uso de suelo y cobertura LULC disponible a escala S_2 para el año 2014 en toda la cuenca. Los mapas de parámetros hidrológicos utilizados son los descritos en el capítulo 5 donde se describe en detalle el proceso de calibración y validación de la cuenca del río Bogotá.
- LULC 2050: este escenario considera el mapa de uso de suelo urbano simulado por el modelo LCM, tal cual se describe en el capítulo 6, donde se desarrolla el análisis de cambio de uso de suelo en la cuenca del río Bogotá. A partir de dicho mapa de uso de suelo, se han estimado los correspondientes mapas de parámetros hidrológicos H_u , K_s y K_{ss} .

En definitiva, se dispone de un conjunto de tres grupos de parámetros hidrológicos sustentados en los correspondientes mapas de uso de suelo urbano. El análisis comparativo de los resultados obtenidos por el modelo hidrológico TETIS para cada uno de ellos permite obtener conclusiones acerca de la relevancia que la dinámica del uso de suelo urbano induce sobre el comportamiento hidrológico de la cuenca. Todo ello se describe a continuación.

7.2. Estimación de parámetros hidrológicos

Como se ha comentado anteriormente, tras el proceso descrito en el capítulo 5, se dispone de los mapas de parámetros hidrológicos en la cuenca para el año 2014.

Los parámetros relacionados con los usos de suelo y la cobertura vegetal que ha sido necesario calcular para 1985 y 2050 son los siguientes:

- Mapa de almacenamiento capilar del suelo (H_u)
- Mapa de capacidad de infiltración (K_s)
- Mapa de conductividad hidráulica del interflujo (K_{ss})

Por tanto, para 1985 y 2050 sólo ha sido necesario estimar estos tres parámetros. En este trabajo se ha considerado que el resto de los parámetros hidrológicos no varían entre 1985 y 2050, siendo sus valores los disponibles para el año 2014. Estos parámetros son todos los derivados del MDE y de las características hidrogeológicas, así como los parámetros de propagación de escurrimiento. Así pues, se consideran comunes a los tres escenarios de simulación hidrológica la siguiente información:

- Mapa de pendientes
- Mapa de velocidad de ladera
- Mapa de acumulación de flujo
- Mapa de celdas acumuladas
- Mapas de conductividad hidráulica del acuífero
- Los parámetros de propagación de escurrimiento

Los mapas de usos de suelo de 1985 y 2050 difieren del mapa de 2014 exclusivamente en las zonas de uso urbano. Las características de las celdas de uso no urbano permanecen inalteradas en los tres escenarios de modelación.

Se recuerda que, para la obtención de los valores de los parámetros hidrológicos en superficies urbanas a escala S_2 , se ha utilizado el método de agregación M_2 .

7.2.1. Parámetros relacionados con el proceso de evapotranspiración

Para la modelación del proceso de evapotranspiración, se ha utilizado el mapa de usos de suelo urbano en 1985 y en 2050. La variabilidad espacial del uso de suelo se ha representado utilizando las categorías del mapa de *CORINE Land Cover*, reclasificándolo en función del comportamiento de la cobertura frente al proceso de evapotranspiración, siguiendo la misma metodología que ha sido ya explicada para el resto de los parámetros.

Como se ha dicho anteriormente, en la construcción del mapa de usos de suelo y cobertura vegetal LULC en 1985 y 2050 se ha considerado el uso de suelo correspondiente a 2014 para aquellas celdas de uso de suelo no urbano. En las celdas de uso urbano los valores de uso de suelo se han obtenido del siguiente modo:

- LULC 1985: este escenario considera el mapa histórico de uso de suelo urbano del año 1985 proporcionado por la Corporación Autónoma Regional de la cuenca (CAR).
- LULC 2050: este escenario considera el mapa de uso de suelo urbano simulado por el modelo LCM, tal cual se describe en el capítulo 6, donde se desarrolla el análisis de cambio de uso de suelo en la cuenca del río Bogotá.

En la obtención de dichos mapas se ha considerado los valores del factor de vegetación utilizados en la calibración de la cuenca del río Bogotá mostrados en el capítulo 5, tabla 5-2. Las figuras 7-1 y 7-2 muestran los mapas de uso de suelo y cobertura LULC utilizados para la elaboración de los parámetros hidrológicos para 1985 y 2050 respectivamente.

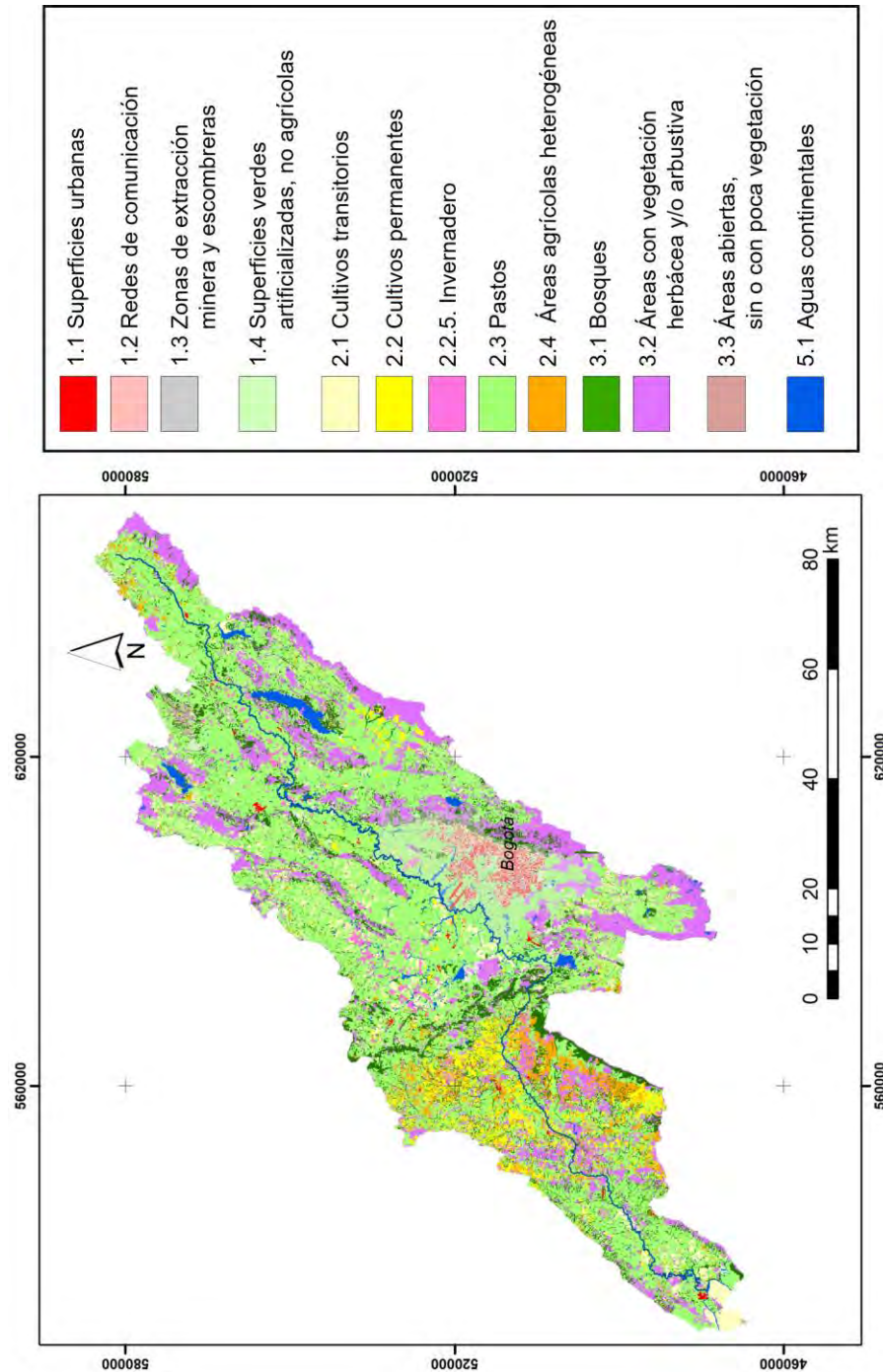


Figura 7-1. Usos de suelo y cobertura LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985

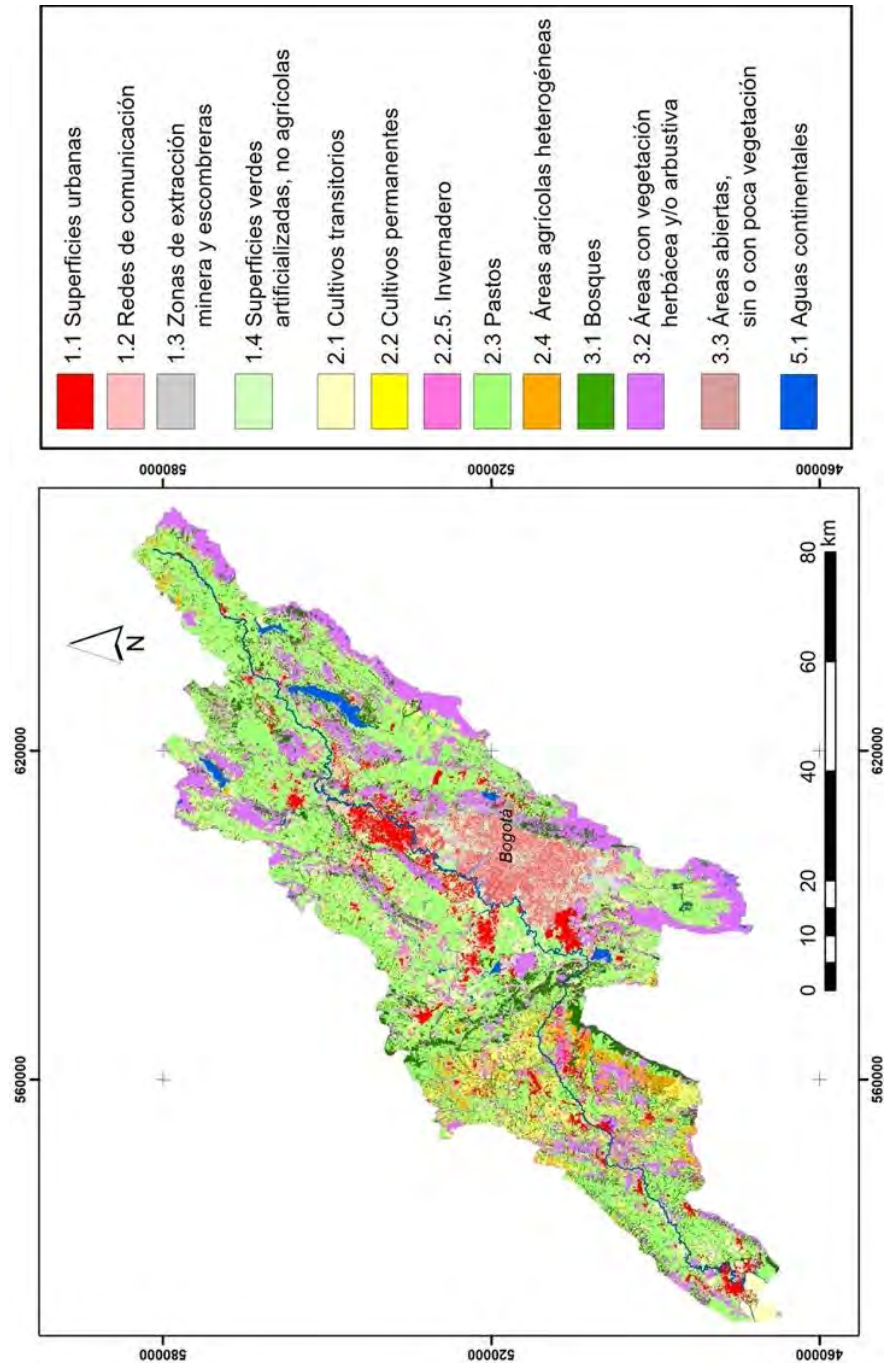


Figura 7-3. Usos de suelo y cobertura LULC 2014 y usos de suelo urbano en 2050

7.2.2. Parámetros basados en las características hidráulicas del suelo y el subsuelo

Los parámetros relacionados con los usos de suelo y la cobertura vegetal que ha sido necesario calcular para 1985 y 2050 son los siguientes:

- Mapa de almacenamiento capilar del suelo (H_u)
- Mapa de capacidad de infiltración (K_s)
- Mapa de conductividad hidráulica del interflujo (K_{ss})

La metodología utilizada para su cálculo es la misma que fue descrita en el capítulo 5 para realizar la calibración de parámetros de la cuenca del río Bogotá en 2014. En las zonas urbanas se utilizó el método de agregación M_2 considerando la distribución de las superficies urbanas específica para cada uno de los años 1985 y 2050.

Las figuras 7-3 a 7-5 muestran los mapas de H_u , K_s y K_{ss} para 1985 y 2050.

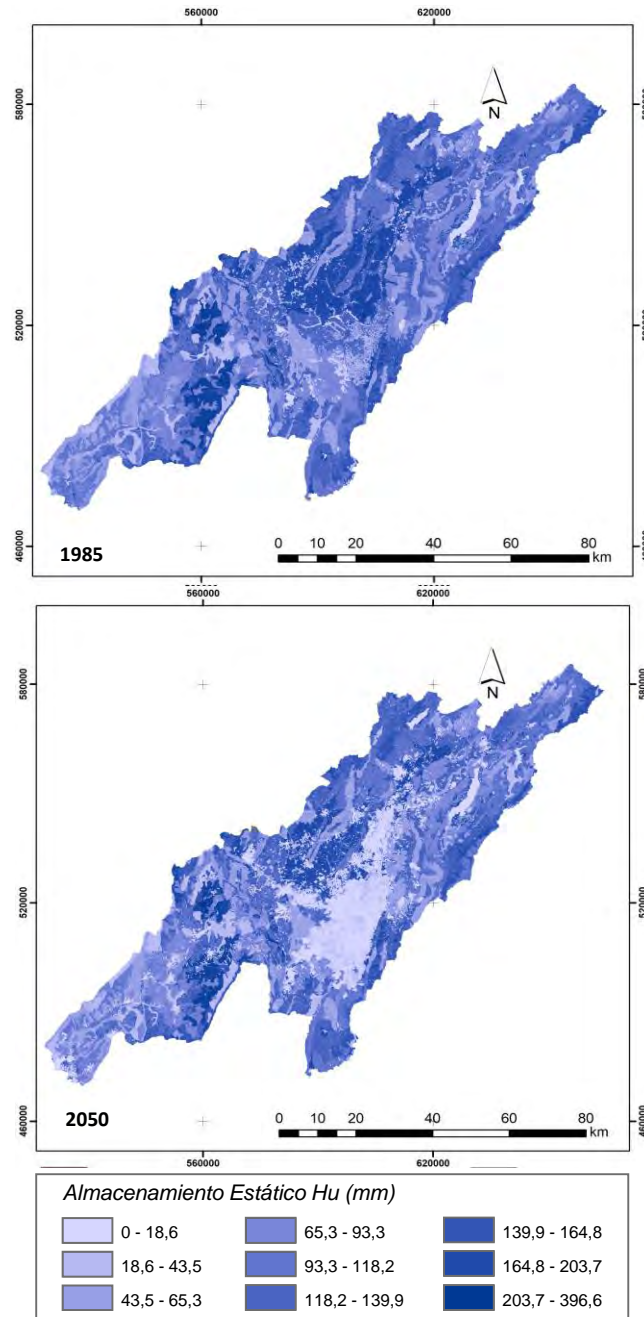


Figura 7-5. Almacenamiento estático (H_u) con LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 (arriba) y 2050 (abajo)

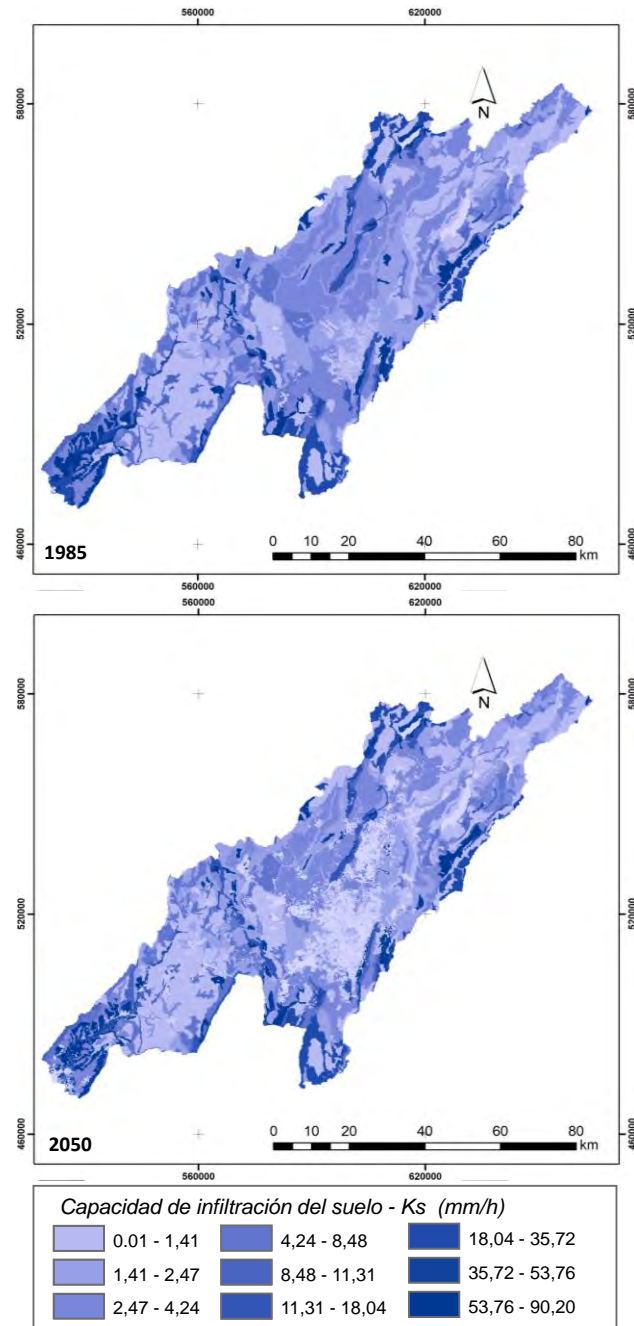


Figura 7-6. Capacidad de infiltración (K_s) con LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 (arriba) y 2050 (abajo)

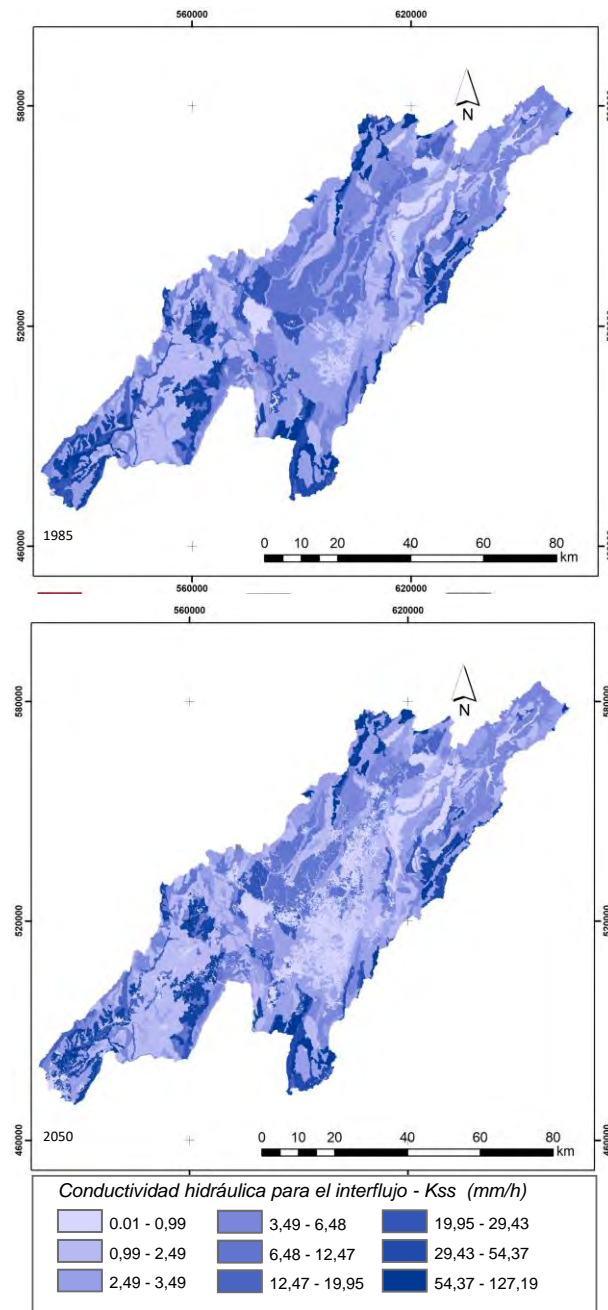


Figura 7-7. Capacidad de infiltración (K_{ss}) con LULC 2014 y usos de suelo urbano en 1985 (arriba) y 2050 abajo)

7.3. Resultados y discusión

La tabla 7-1 muestra los resultados obtenidos por el modelo hidrológico TETIS en términos de componentes del balance hídrico para cada uno de los tres escenarios de modelación en la estación de aforo “La Campiña”. Los porcentajes mostrados en dicha tabla han sido calculados con respecto al valor total de la precipitación anual que se considera constante en los tres escenarios de análisis.

Tabla 7-1. Flujos y porcentaje de flujos - respecto de la precipitación en (mm/año)

Flujos	LULC 1985	LULC 2014	LULC 2050	LULC 1985 %	LULC 2014 %	LULC 2050 %
Precipitación (mm)	1102,02	1102,02	1102,02			
Evapotranspiración Total(mm)	772,12	724,67	708,13	70,06	65,76	64,26
Excedente (mm)	342,90	395,79	405,67	31,12	35,91	36,81
escorrentía directa(mm)	58,85	114,95	143,22	5,34	10,43	13,00
Infiltración(mm)	298,98	280,83	262,44	27,13	25,48	23,81
Inter flujo(mm)	274,68	273,19	265,52	24,93	24,79	24,09
Percolación(mm)	7,08	6,36	6,00	0,64	0,58	0,54
Flujo base(mm)	2,77	2,77	2,37	0,25	0,25	0,21
Escorrentia superficial(mm)	336,31	390,91	411,10	30,52	35,47	37,30

Como se observa en la tabla anterior, los principales efectos sobre las componentes del balance hidrológico de la cuenca al comparar su evolución desde 1985 a 2050, debido al crecimiento urbano y pérdida de cobertura vegetal son los siguientes:

- En la cuenca del río Bogotá se ha identificado una pérdida de superficies verdes urbanas de un 12% en un periodo de 10 años (1991 a 2002). Estas alteraciones en el ciclo hidrológico de la cuenca inducidas por el rápido crecimiento y densificación urbana habían sido descritas en algunos estudios anteriores (Camacho, 2012).
- En el presente estudio se ha identificado una disminución de la evapotranspiración y un incremento de la escorrentía. Estos efectos se deben fundamentalmente a la pérdida de cubierta vegetal en las áreas de expansión y densificación urbana. Los resultados son consistentes con los encontrados por Oñate-Valdivieso *et al.*, 2022 en su estudio del crecimiento urbano de la ciudad de Loja (Ecuador). Igualmente, como resultado del presente estudio en Bogotá, se espera que los caudales de escorrentía sigan aumentando cuando se consideran los escenarios de crecimiento urbano en el 2050.

- Los resultados obtenidos muestran que la evapotranspiración en la cuenca del río Bogotá ha disminuido desde 1985 a 2014 en un 4,3%, sólo considerando el impacto del crecimiento urbano y teniendo en cuenta que las superficies urbanas en la cuenca no superan el 11% de la superficie total. Se puede decir que las alteraciones ocasionadas por el crecimiento de la megaciudad de Bogotá tienen un alto impacto en las componentes del ciclo hidrológico en la cuenca.
- La reducción de la infiltración en la cuenca ha pasado de suponer el 27,13% de la precipitación en 1985 al 23,81% en 2050, debido seguramente a los procesos de impermeabilización del suelo por el crecimiento de las superficies urbanas. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por (Rezaei *et al.*, 2019) que describe cómo las áreas permeables que se sitúan entre las áreas impermeables dentro de la ciudad, generalmente se vuelven más compactas y menos permeables que en su estado natural, debido a las actividades de construcción. Por tanto, la infiltración de la escorrentía se hace más lenta y las capas superficiales se saturan más rápidamente, lo que genera una mayor escorrentía.
- La escorrentía superficial en la cuenca pasa de ser el 30,52% de la precipitación en 1985 al 37,30% en 2050. Ello supone que la escorrentía superficial aumenta un 22,24% entre ambos periodos. En el periodo 1985 a 2014, el aumento de la escorrentía superficial fue 16,23% pasando de 336,31 mm/año en 1985 a 390,91 mm/año en 2014.
- Se observa, por tanto, que el mayor aumento de la escorrentía superficial se produjo entre 1985 y 2014. Las variaciones de la escorrentía superficial entre 2014 y 2050, pese a existir, no son tan relevantes como las variaciones observadas entre 1985 y 2014. Estos resultados son coherentes con los obtenidos por anteriores estudios sobre la relación entre los flujos máximos de escorrentía y la distribución de las superficies impermeables dentro de las ciudades (Chandler, 2017).
- Sin duda, el mayor aumento de la escorrentía superficial en Bogotá entre 1985 y 2014 se debe a que el crecimiento de la megaciudad de Bogotá ya se ha producido en los últimos 30 años y se espera un crecimiento de menor intensidad en los próximos 30 años, debido a que las zonas donde urbanísticamente podría extenderse la ciudad ya han sido ocupadas. Todo ello es consistente con los resultados obtenidos por la modelación de cambio de uso de suelo mediante el modelo LCM (descritos en el capítulo anterior de esta tesis) y con la realidad física observada en la megaciudad de Bogotá (Alcaldía de Bogotá, 2018a).

- A pesar de que la megaciudad ha crecido a un fuerte ritmo en los últimos 30 años, las superficies de pastos y cultivos ocupan aún la mayor parte de la cuenca y estos pueden retener parte de la escorrentía superficial y favorecer la infiltración, lo cual disminuye los efectos de la impermeabilización ocasionada por el crecimiento urbano. Sin embargo, diversos estudios están demostrando que la urbanización y el cambio climático pueden suponer un efecto mayor en el comportamiento de las lluvias y escorrentías urbanas que otros factores (Rezaei *et al.*, 2019).

Por tanto, las principales alteraciones por el proceso de urbanización en la cuenca son la disminución de la ET total y de la infiltración y el incremento de la escorrentía superficial. Estos resultados son coherentes con estudios anteriores realizados en otras cuencas sobre los efectos de la urbanización (Oñate-Valdivieso *et al.*, 2022; Rezaei *et al.*, 2019, Chandler, 2017).

8. Modelación hidrológica bajo escenarios de cambio climático

8.1. Introducción

Para el análisis de los escenarios de cambio climático se ha implementado el uso de modelos climáticos globales que representan el comportamiento de las variables meteorológicas, como precipitación y temperatura, en las distintas zonas de la superficie terrestre. Algunos países, a través de sus entidades nacionales e internacionales, han desarrollado modelos climáticos globales incluyendo las variables con mayor influencia en su territorio. Otros países, sin embargo, usan y adaptan a su territorio los resultados de modelos globales internacionales para simular el comportamiento de las variables climáticas en el futuro (IDEAM, 2015).

En los suelos naturales, la mayor parte del agua precipitada penetra directamente en el suelo, desde donde se infiltra lentamente para alimentar los depósitos de aguas subterráneas. Únicamente alrededor del 20% de la precipitación escurre por escorrentía y llega a los cursos de agua. Por el contrario, cuando la mayor parte de la superficie está cubierta, como en la ciudad pavimentada, alrededor del 80% del agua de precipitación contribuye a formar escorrentía superficial, que rápidamente discurre hacia las zanjas de drenaje y

los cursos de agua, lo que, frecuentemente, da lugar a inundaciones repentinas puntuales, especialmente en caso de aguacero o lluvia torrencial (Degórska y Degórski, 2018)

La sabana de Bogotá, además de ser una de las zonas más pobladas de Colombia, es también una de las regiones más afectadas por la variabilidad climática. Los análisis de los datos históricos de los últimos 30 años muestran un incremento de la temperatura de hasta 0,5°C y una disminución en las precipitaciones de hasta el 60% durante el fenómeno de El Niño. El caso contrario ocurre durante el fenómeno de la Niña, con incrementos de las precipitaciones de hasta el 60% y disminución de temperaturas en 0,5°C. Todo ello probablemente está relacionado con el incremento de deslizamientos, inundaciones e incendios forestales de los últimos años (CAR, 2012).

Los análisis de los escenarios de cambio climático de la región muestran que las temperaturas podrían incrementarse hasta en 2°C, sin embargo, en las precipitaciones no se espera una variación significativa durante el periodo 2041 a 2070. Estos patrones climáticos sumados a los rápidos cambios de uso de suelo por actividades antrópicas, como el crecimiento de la megaciudad y la expansión de la frontera agrícola podrían intensificar los desastres naturales (CAR, 2012). El presente capítulo tiene por objetivo cuantificar las alteraciones en las componentes del balance hídrico de la cuenca, ocasionados por el cambio en el uso del suelo bajo escenarios futuros de crecimiento urbano a 2050 y cómo estos se pueden ver magnificados por los efectos del cambio climático.

Para este análisis se utilizó el modelo hidrológico de la cuenca descrito en el capítulo 5 de este documento y los escenarios de uso del suelo descritos en el capítulo 6. Posteriormente se incorporaron los escenarios de cambio climático recientemente publicados para la región de la sabana de Bogotá. Para ello se usaron datos a escala diaria de precipitación y temperaturas media, máxima y mínima a una resolución de 10x10 kilómetros, generados con el modelo de investigación y pronóstico del tiempo (WRF) mediante *downscaling* de los productos del modelo global.

Para analizar los efectos conjuntos del cambio de uso de suelo y del cambio climático se han planteado dos escenarios de análisis que consideran las previsiones incluidas en las trayectorias RCP 4.5 y 8.5 (Modelo del Sistema Climático Comunitario, versión 4 (CCSM4; Gent *et al.*, 2011).

Los resultados del modelo hidrológico se han obtenido para el periodo 2011-2099 para cada uno de los tres escenarios de análisis, distinguiendo entre los periodos siguientes:

- Periodo 2011-2040
- Periodo 2041-2070
- Periodo 2071-2099

El periodo 1985-2005 se ha considerado como periodo de control del modelo de cambio climático. En este periodo de control se han utilizado las series sintéticas de precipitaciones y temperaturas simuladas por el modelo global. Dichas series no se corresponden con observaciones reales procedentes de estaciones meteorológicas. Estas series son las consideradas de forma oficial por la Corporación Autónoma Regional (CAR) de Cundinamarca.

8.2. Evolución temporal de las variables climatológicas en los modelos de cambio climático

A continuación, se realiza un análisis del comportamiento mensual y anual de las variables proporcionadas por el modelo CCSM4, en el periodo comprendido entre 2011 y 2099 para las dos trayectorias considerados, RCP 8.5 y RCP 4.5, considerando 1981-2005 como periodo de control.

8.2.1. Temperatura

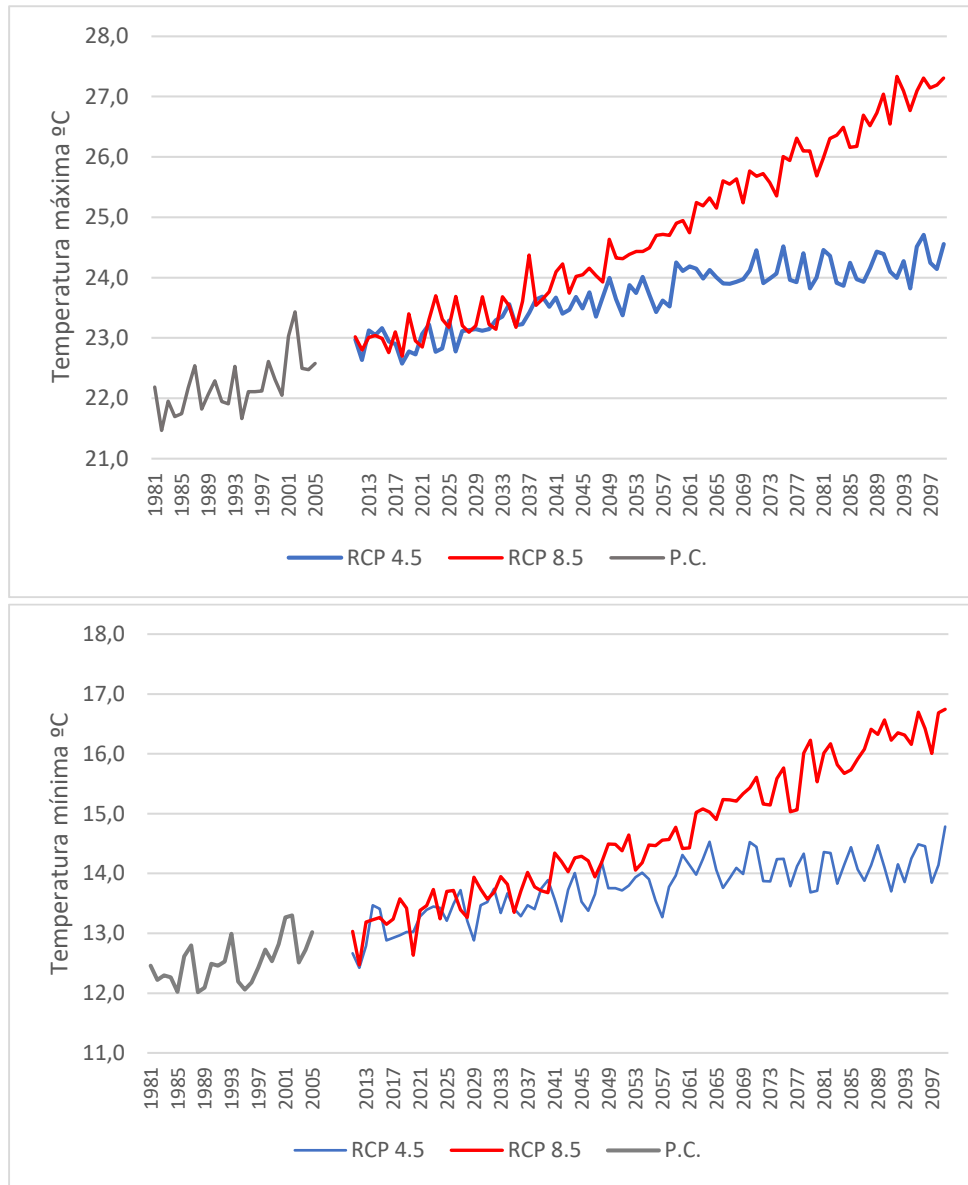
De acuerdo con el Tercer Informe Nacional de Cambio Climático (IDEAM, 2017), en el escenario más pesimista (RCP 8.5), en Colombia podrían observarse incrementos en su temperatura media de entre 1,0 a 1,5 °C en el periodo 2041 al 2070. El incremento en el periodo 2071-2100 podría incluso alcanzar los 4,0 °C (IDEAM, 2015).

De acuerdo con los resultados nacionales, el análisis los datos de cambio climático para la temperatura máxima en la cuenca del río Bogotá, evidencia un incremento en la temperatura, durante el periodo de control (1981-2005) de 0,4°C.

Para el periodo futuro, la temperatura podría incrementar en 1,58 °C de acuerdo con el escenario RCP 4.5 (con una reducción en emisiones de gases efecto invernadero GEI del 70% para el año 2100).

Para la trayectoria RCP 8.5, en la que en el año 2100 año se triplicarían las emisiones de GEI con respecto al año 2000, la diferencia podría ser de 4,32°C.

Sin embargo, las diferencias entre los dos RCP se evidencian principalmente a partir del año 2040. Al igual que los valores máximos, los valores mínimos de temperatura en la cuenca también se incrementan durante el periodo de control en 0,55 °C, y durante el periodo futuro (2011-2100) en 2,12 °C para la trayectoria RCP 4.5 y en 4,29°C para la trayectoria RCP 8.5, estos resultados son coherentes con los resultados obtenidos por el estudio realizado por Cepal (ECLAC, 2013), tal cual se muestra en la figura 8-1.



*Figura 8-1. Series de temperatura máxima y mínima del aire.
Datos observados para el clima presente (1981-2005) y futuro (2011-2100) del modelo CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5 y el Periodo de Control (P.C.)*

Las principales diferencias en las temperaturas para el escenario futuro (2011-2100) con respecto al periodo de control (1985-2005) se observan al analizar la evolución de las temperaturas medias máximas mensuales.

Sin embargo, las diferencias entre las temperaturas máximas y las mínimas se acentúan en las dos estaciones secas (diciembre-febrero) y (junio- agosto), tal cual se muestra en la figura 8-2.

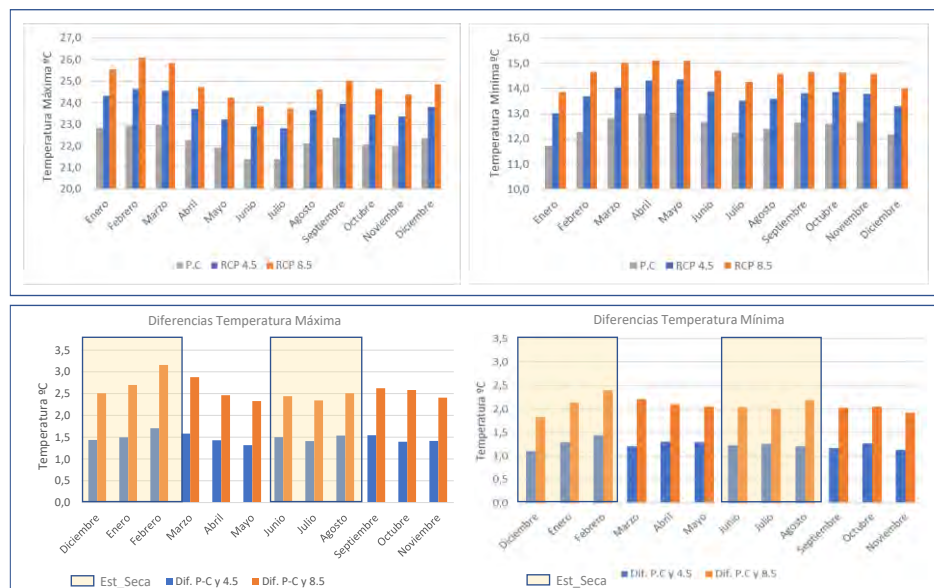


Figura 8-2. Diferencia en la temperatura media mensual máxima y mínima, de datos observados para el clima presente
Periodo de control (1981-2005) y futuro (2011-2100) del modelo CCSM4 para RCP 4.5 y RCP 8.5

8.2.2. Evapotranspiración ET_0

Partiendo de los datos diarios de temperatura máxima y mínima obtenida del modelo de cambio climático se estimó la evapotranspiración de referencia (ET_0), variable indispensable para la modelación hidrológica en TETIS. Este cálculo se realizó a escala diaria mediante el método de la ecuación de *Hargreaves* a partir de valores medios, máximos y mínimos de las temperaturas (*Hargreaves et al.*, 2003) de la siguiente manera:

$$ET_0 = 0,0023 \cdot (t_{med} + 17.78) \cdot R_0 \cdot \sqrt{(t_{max} - t_{min})} \quad (8.1)$$

donde:

ET_0 : evapotranspiración diaria de referencia (mm/día)

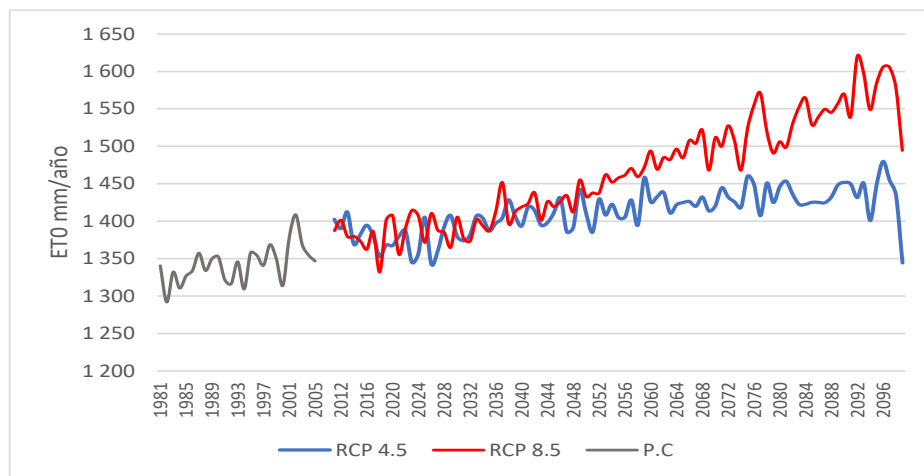
t_{max} : temperatura diaria máxima (°C)

t_{med} : temperatura diaria media (°C)

t_{min} : temperatura diaria mínima (°C)

R_0 : radiación solar extraterrestre (tabulada)

Al igual que en las temperaturas, las diferencias en términos de ET_0 entre las dos trayectorias RCP se observan principalmente a partir del 2040, con valores más altos para el RCP 8.5 y menores incrementos de la ET_0 para la trayectoria 4.5, tal cual se muestra en la figura 8-3.



*Figura 8-3. Series de evapotranspiración
Datos del periodo de control para el clima presente (1981-2005) y futuro (2011-2100) del modelo CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5*

En el análisis mensual la evapotranspiración de referencia (ET_0) más alta se encuentra en el primer trimestre del año debido a que las temperaturas máximas son las más alta de enero a marzo. Por otra parte, la ET_0 menor se localiza en los meses de junio y julio,

correspondiente con las temperaturas más bajas del año, tal cual se muestra en la figura 8-4.

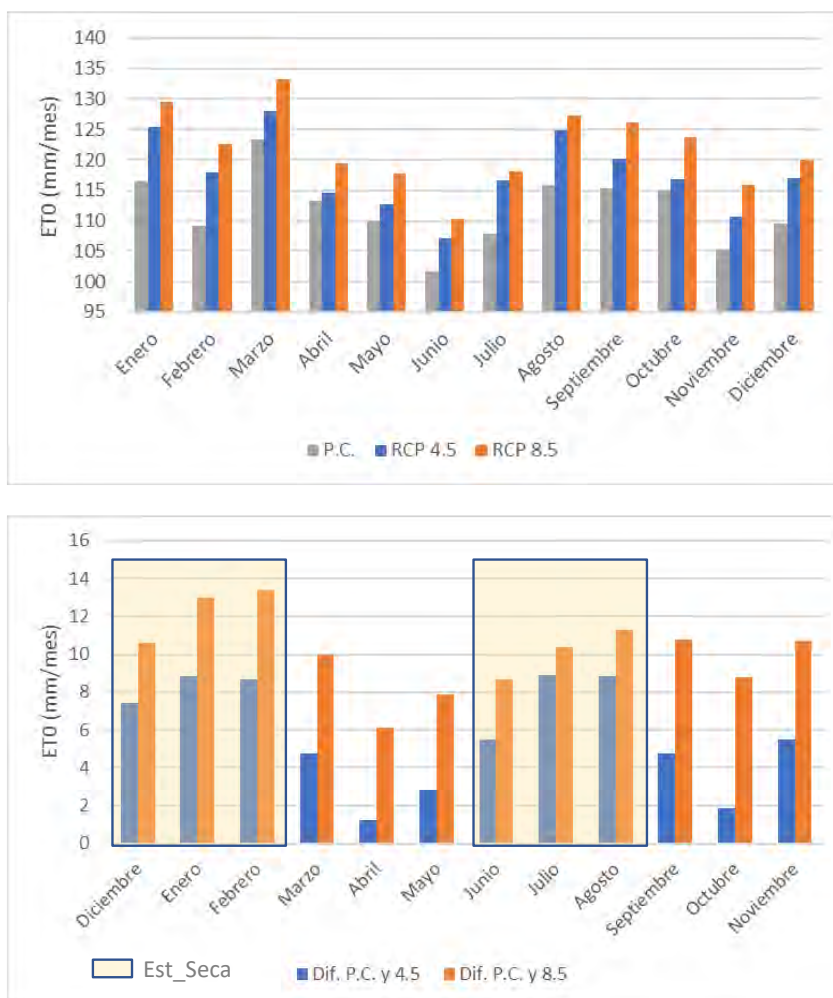


Figura 8-4. Diferencia en la evapotranspiración de datos para el clima presente periodo de control (1981-2005) y futuro (2011-2100) del modelo CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5

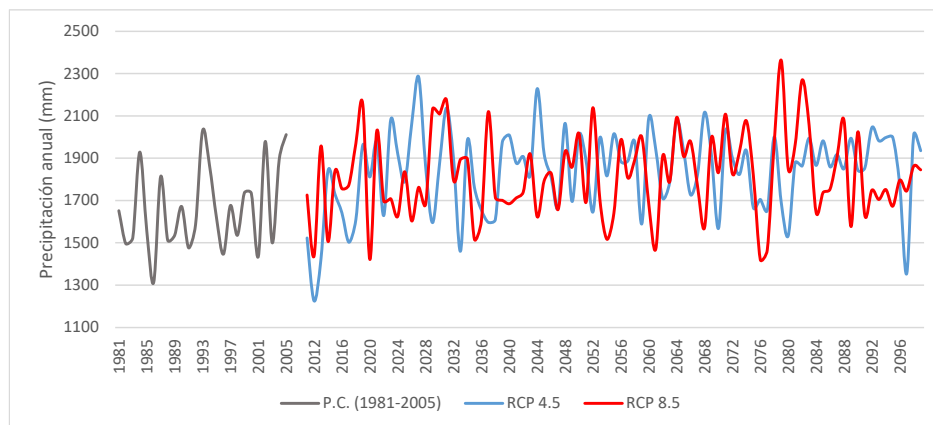
8.2.3. Precipitación

De acuerdo con el Tercer Informe Nacional de Cambio Climático (IDEAM, 2017), Colombia tendrá regiones con disminuciones fuertes de precipitaciones de entre el 10 y 40% en el norte y sur del país, región Caribe y la Amazonía, respectivamente. Sin embargo, en la región Andina se esperan incrementos de entre el 10% y 30% (IDEAM, 2015).

De acuerdo con el análisis los datos de precipitación media para los escenarios de cambio climático (2011-2100), para los RCP 4.5 y RCP 8.5 en la cuenca del río Bogotá, se muestran pequeñas diferencias respecto al incremento en el volumen de lluvia, entre los dos escenarios, e incluso las diferencias entre los RCP y el periodo de control no son mayores al 10%.

Sin embargo, respecto a la variabilidad climática, se observan años anormalmente lluviosos y otros anormalmente secos. Las anomalías climáticas más marcadas se asocian, principalmente, con los fenómenos El Niño y La Niña. El efecto climático del fenómeno Niña, se ve reflejado en una disminución de las temperaturas medias mensuales por debajo de lo normal, hasta en 0,5 °C en la región oriental y mayores de 0,5 °C en el extremo occidental (CAR, 2018).

En el caso de las precipitaciones mensuales, presentan valores entre 40% y 50% por encima del valor medio normal (CAR y Universidad Nacional, 2018). De acuerdo con los escenarios de cambio climático, se prevén diferencias más marcadas, tal cual se observa en la figura 8-5, por ejemplo, al comparar los valores extremos correspondientes a 2076 y 2079.



*Figura 8-5. Series de precipitación
Datos periodo de control para el clima presente (1981-2005) y futuro (2011-2100) del modelo
CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5*

Las medias móviles a 30 años para las dos trayectorias muestran una tendencia de incremento de la precipitación principalmente para el RCP 8.5 (figura 8-6). Para confirmar esta tendencia podría utilizarse el test no paramétrico de Mann-Kendall³.

³ Dado que las trayectorias seleccionadas son las consideradas oficialmente por la CAR en Cundinamarca, en el presente estudio no se ha considerado necesario realizar este test.

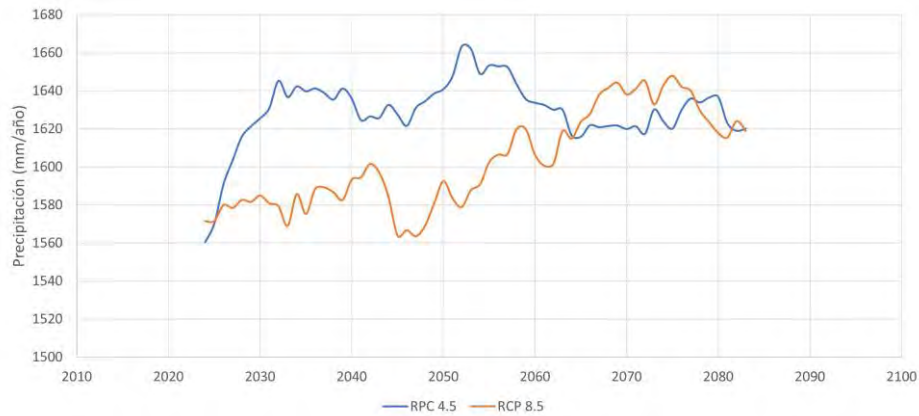


Figura 8-6. Medias móviles a 0 años de la precipitación, en escenarios de cambio climático (2011-2100) del modelo CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5

Las diferencias en la precipitación media mensual acumulada para ambos escenarios futuros (2011 a 2100) RCP 4.5 y RCP 8.5 con respecto al periodo de control (1985-2005) muestran valores más pequeños en la primera estación seca del año (de diciembre a febrero) y las diferencias más marcadas coinciden con la segunda estación seca del año (de junio a agosto). Sin embargo, estas diferencias son pequeñas y no superan los 50 mm/mes.

La figura 8-7 muestra las diferencias en la precipitación media mensual entre los valores de precipitación para el periodo de control (1981-2005) y los valores simulados futuros (2011-2100) del modelo CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5.

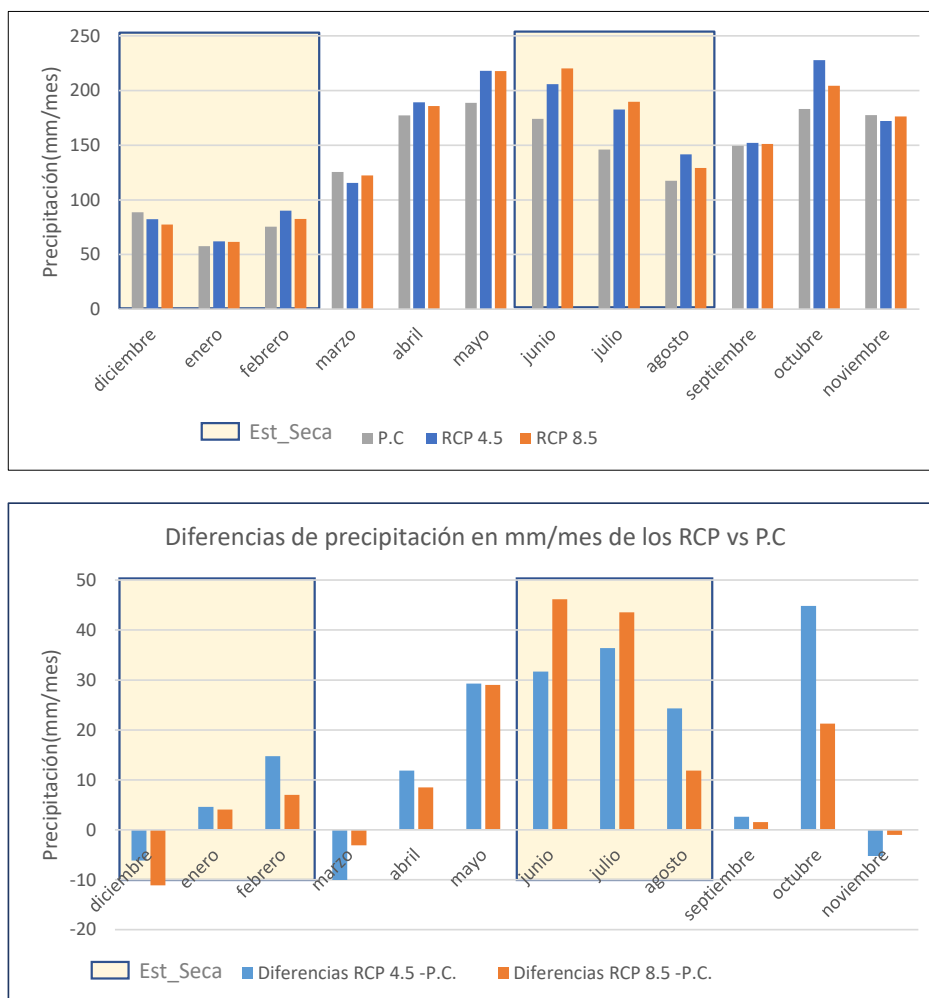


Figura 8-7. Diferencias en la precipitación media mensual entre los valores de precipitación para el periodo de control (1981-2005) y los valores simulados futuros (2011-2100) del modelo CCSM4 para los RCP 4.5 y 8.5

8.3. Resultados de la modelación hidrológica

Los modelos hidrológicos son herramientas importantes para explorar los efectos que el cambio climático puede ocasionar a los recursos hídricos (Blanco-Gómez *et al.*, 2019; Parajuli, 2010; Siswanto, 2020). El modelo TETIS ya se ha usado con éxito en algunas cuencas hidrográficas en zonas tropicales para simular la hidrología en diferentes escenarios de cambio climático (José *et al.*, 2016; Siswanto, 2020).

El cambio en las temperaturas y el aumento y/o déficit de lluvias como consecuencia del cambio climático, puede alterar las componentes de balance hídrico en la cuenca y podría traducirse en cambios en la disponibilidad de agua, sequías o inundaciones en diferentes lugares (Blanco-Gómez *et al.*, 2019). En función de la trayectoria de cambio climático escogida, las alteraciones podrían tener un mayor impacto en función del incremento de la evaporación (Blanco-Gómez *et al.*, 2019).

Los resultados de los análisis realizados con TETIS en la cuenca del río Bogotá se resumen en la tabla 8-1.

En el balance hídrico de la cuenca del río Bogotá, se analizaron los efectos de las dos trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5, en los tres periodos establecidos oficialmente para el país a nivel nacional y regional (2011-2040, 2041-270 y 2071-2100), con parámetros generados usando el LULC 2014.

El balance hídrico simulado para las dos trayectorias RCP analizadas muestra una tendencia similar. En general las componentes del balance hídrico aumentan en los primeros periodos analizados (2011-2040, 2041-2070) y disminuyen ligeramente para el periodo 2071-2100.

Tabla 8-1. Flujos en (mm/año) y diferencias en % entre los tres períodos respecto del P.C para las dos trayectorias RCP con LULC 2014.

Flujos (mm/año)	P.C (1981-2005)	RCP 4.5						RCP 8.5					
		(2011-2040)	(2041-2070)	(2071-2100)	(2011-2040)	(2041-2070)	(2071-2100)	(2011-2040)	(2041-2070)	(2071-2100)	(2011-2040)	(2041-2070)	(2071-2100)
Precipitación	1455,42	1560,83	1649,04	1627,79	Diferencias %			1572,83	1590,09	1619,00	Diferencias %		
Evapotranspiración Total	815,46	836,01	855,75	857,56	2,52	4,94	5,16	836,37	863,42	891,45	2,56	5,88	9,32
Escurrentía directa	149,36	165,45	177,80	175,70	10,77	19,04	17,64	167,79	171,68	173,02	12,34	14,94	15,84
Infiltración	490,56	559,78	615,82	594,19	14,11	25,54	21,13	568,67	555,31	553,34	15,92	13,20	12,80
Interflujo	474,82	543,89	600,16	577,84	14,55	26,40	21,70	553,09	540,55	538,37	16,48	13,84	13,38
Percolación	14,37	15,35	16,66	15,97	6,85	15,96	11,16	15,69	14,94	14,87	9,19	4,02	3,48
Flujo base	0,48	0,38	0,21	0,33	-20,77	-55,88	-31,19	0,32	0,42	0,51	-33,90	-12,27	6,40
Escurrentía superficial	624,66	709,71	778,17	753,88	13,62	24,57	20,69	721,20	712,65	711,91	15,45	14,09	13,97

Los resultados obtenidos muestran que las alteraciones en los volúmenes de precipitación no son significativamente diferentes entre las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5, observándose variaciones de aproximadamente un 10% entre el periodo de control y el último periodo de análisis (2070-2100). Sin embargo, las principales diferencias se observan entre el periodo de control y el periodo 2040-2070. Para el periodo (2071-2100) las diferencias son algo menores. Estos resultados están en concordancia con los obtenidos por (Pandey et al., 2019), en donde se proyectan precipitaciones promedio para las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5 con incrementos entre un 10% y un 15% para la cuenca de Chamelia en Nepal.

Las principales diferencias con respecto a los flujos se observan en la escurrentía superficial, para el RCP 4.5, existiendo un 13,6% de variación entre el periodo de control y el periodo 2011-2040 y un 24,57% de variación entre el periodo de control y el 2041-2070, se observa una ligera disminución en el último periodo (2071-2100) del 20,69%. Estos resultados son consistentes con los encontrados por Nilawar y Waikar (2019). Sin embargo, ambos RCP muestran incrementos significativos con respecto al periodo de control.

El incremento en la infiltración, el interflujo y la escurrentía directa bajo las trayectorias RCP son causadas por el incremento en la precipitación. Los flujos son mayoritariamente más altos en el RCP 8.5 en comparación con el RCP 4.5 para el periodo (2011-2040), sin embargo, esta tendencia cambia para el periodo (2041-2070) y (2071-2100) en el que la precipitación es un poco menor para el RCP 8.5 en comparación con el RCP 4.5. Estos resultados están en concordancias con los obtenidos por Siswanto (2020).

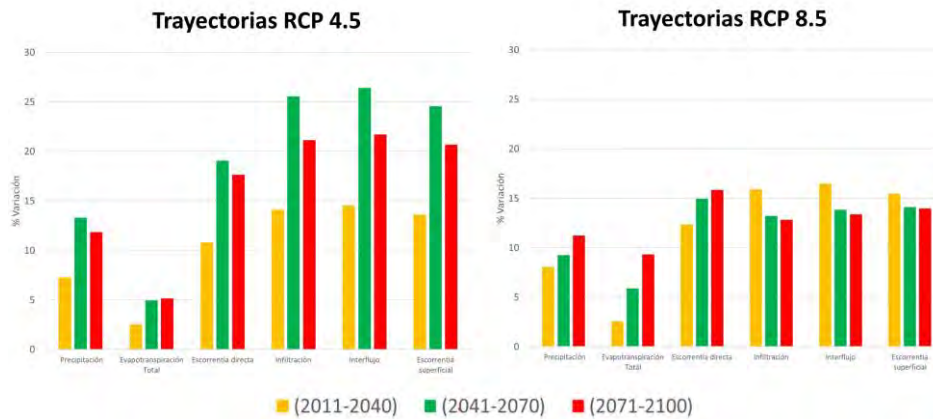


Figura 8-8. Variación de flujos con respecto del periodo de control para las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5

Como se muestra en la figura 8-8, la trayectoria RCP 4.5 presenta mayores incrementos de los flujos con respecto al periodos de control, principalmente en el segundo periodo de análisis (2041-2070), mientras que los incrementos para la trayectoria RCP 8.5 mantienen una mayor variación en función del periodo de análisis con porcentajes más altos para el último periodo (2071-2099).

8.4. Efectos en el régimen de crecidas

Las alteraciones climáticas pueden inducir variaciones significativas de las frecuencias e intensidades de los eventos extremos de lluvias torrenciales. Ello tiene una gran importancia para la gestión de los recursos hídricos y la gestión de riesgos por inundaciones (Roodsari y Chandler, 2017).

Los modelos de cambio climático prevén cambios futuros significativos en la temperatura y, en menor medida, en las precipitaciones. Sin embargo, dentro del análisis del riesgo de inundaciones los resultados de tales cambios en el régimen de crecidas en el futuro están sujetos a una importante incertidumbre provenientes de diversas fuentes, entre las que se incluyen las discrepancias existentes en las proyecciones climáticas (Kundzewicz *et al.*, 2010), los métodos de corrección de sesgo y los parámetros de los modelos hidrológicos (Meresa *et al.*, 2022), la selección del método para el análisis de frecuencia (Salazar *et al.*, 2021), la profundidad alcanzada por la inundación, los modelos de daño (Moel y Aerts, 2011), entre otros aspectos. En cualquier caso, en la tesis doctoral se presenta un análisis del efecto del cambio climático (capítulo 8), y de éste y

el cambio en el uso del suelo de manera conjunta (capítulo 9) sobre el comportamiento de la curva de frecuencia de crecidas como una primera aproximación indicadora de las posibles tendencias de cambio en el régimen de crecidas en el río Bogotá. Los demás aspectos mencionados previamente están fuera del alcance de la tesis doctoral.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos por el modelo hidrológico para caracterizar el régimen de crecidas del río Bogotá bajo los escenarios de cambio climático analizados. Dado que se están utilizando predicciones realizadas con modelos de cambio climático global, los resultados aquí presentados deben considerarse como una primera aproximación a la descripción del régimen de crecidas en la cuenca y no deben ser utilizados en situaciones prácticas y diseño de infraestructuras. No obstante, los resultados obtenidos son valiosos para comprender las tendencias principales y poder apoyar la toma de decisiones a escala de planeamiento y desarrollo de políticas de gestión territorial y medioambiental (Keller *et al.*, 2019; Sugiyama *et al.*, 2021).

El análisis de frecuencia extrema permite calcular la probabilidad de ocurrencia de eventos de crecidas para diferentes periodos de retorno (Meresa *et al.*, 2022). En el presente estudio, para realizar el análisis de crecidas, se han utilizado los resultados obtenidos por TETIS, referentes a los caudales máximos mensuales en la estación “Las Huertas” (2120715), situada justo aguas abajo de la ciudad de Bogotá. El análisis de los caudales máximos en esta estación permite comprender el comportamiento de las crecidas que afectarían a la megaciudad de Bogotá.

Para el periodo de control 1981-2005, se ha usado la función de distribución Log-Pearson III (Bobée, 1975), ampliamente utilizada en estudios hidrológicos. Para ajustar los intervalos de recurrencia y la distribución de coeficientes de asimetría, en primer lugar, se transforman las crecidas máximas anuales en valores logarítmicos y, posteriormente, se calculan la media, la desviación estándar y el coeficiente de asimetría (Prasad y Rishideo, 2018).

Las estimaciones de cuantiles se han realizado con un nivel de confianza del 90 %, para las trayectorias RCP 4.5 y 8.5, obteniendo los resultados mostrados en la figura 8-9.

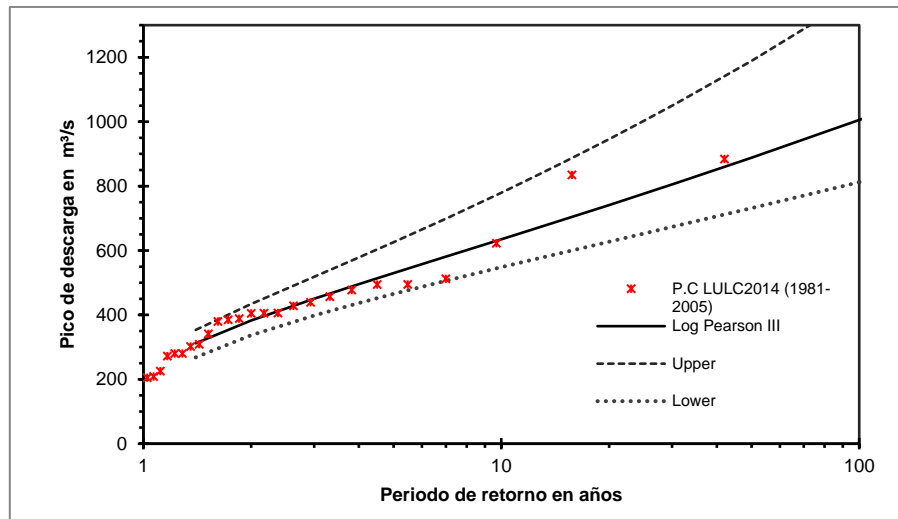


Figura 8-9. Función de distribución Log Pearson III ajustada al período de control (1981-2005)

En la tabla 8-2 se muestran los valores de los cuantiles calculados para cinco periodos de retorno (5, 10, 25, 50 y 100 años). Se observa que las crecidas podrían aumentar tanto en frecuencia como en magnitud para cada periodo de retorno. Esto ya ha sido observado por otros autores en diferentes cuencas hidrológicas (Mal *et al.*, 2018).

Tabla 8-2. Cuantiles de crecidas y los porcentajes entre 5 y 100 años para las dos trayectorias futuras del cambio climático en los tres periodos

Máxima descarga en (m ³ /s); Diferencias entre los tres periodos y el periodo de control para el RCP 4.5 y 8.5 con LULC 2014										
Periodo de retorno (años)	P.C (1981-2005)	RCP 4.5 (2011-2040)			RCP 4.5 (2041-2070)			RCP 4.5 (2071-2099)		
		LULC 2014	Dif.m ³ /s	Inc. %	LULC 2014	Dif.m ³ /s	Inc. %	LULC 2014	Dif.m ³ /s	Inc. %
5	529,8	637,5	107,7	20,3%	698,9	169,1	31,9%	697,9	168,0	31,7%
10	634,9	733,2	98,3	15,5%	803,3	168,4	26,5%	817,9	183,0	28,8%
25	776,3	850,0	73,7	9,5%	931,2	154,9	20,0%	975,4	199,1	25,6%
50	888,0	934,4	46,4	5,2%	1024,1	136,0	15,3%	1097,1	209,1	23,5%
100	1005,4	1017,1	11,8	1,2%	1115,2	109,8	10,9%	1222,7	217,4	21,6%

Periodo de retorno (años)	P.C (1981-2005)	RCP 8.5 (2011-2040)			RCP 8.5 (2041-2070)			RCP 8.5 (2071-2099)		
		LULC 2014	Dif.m ³ /s	Dif. %	LULC 2014	Dif.m ³ /s	Dif. %	LULC 2014	Dif.m ³ /s	Dif. %
5	529,8	658,4	128,5	24,3%	699,9	170,1	32,1%	631,5	101,6	19,2%
10	634,9	774,7	139,8	22,0%	808,9	174,0	27,4%	717,3	82,4	13,0%
25	776,3	927,4	151,1	19,5%	944,3	167,9	21,6%	821,7	45,4	5,8%
50	888,0	1045,6	157,5	17,7%	1043,7	155,6	17,5%	897,1	9,1	1,0%
100	1005,4	1167,5	162,1	16,1%	1142,1	136,8	13,6%	970,9	-34,5	-3,4%

En líneas generales, los resultados obtenidos por el modelo TETIS para los escenarios de cambio climático analizados muestran que los valores de los caudales simulados aumentan significativamente entre el periodo de control y los periodos futuros. Por ejemplo, para la trayectoria RCP 4.5 y un periodo de retorno de 5 años, las diferencias entre los caudales simulados para el periodo de control (529,8 m³/s) y el valor correspondiente al escenario 2011-2040 (637,5 m³/s) suponen un incremento del 20,30%. En general, como se ha dicho, se observa que las variaciones mayores se producen en el periodo 2011-2040 y, en menor medida, en el periodo 2040-2070, estabilizándose e incluso disminuyendo las predicciones en el periodo 2070-2100.

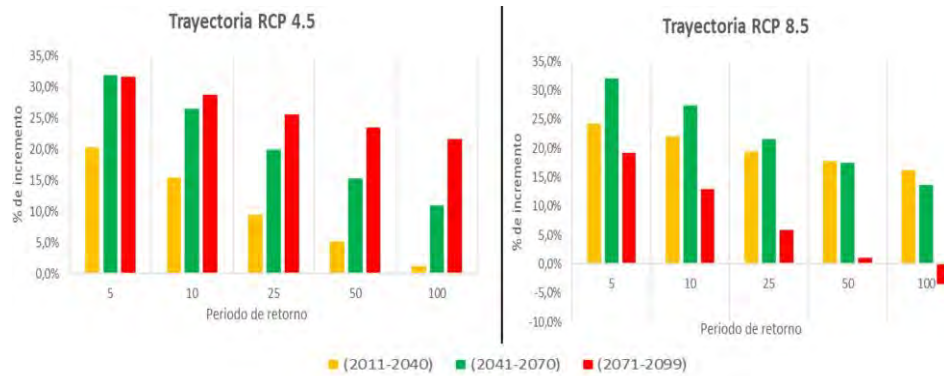


Figura 8-10. Variación en los regímenes de crecidas bajo la trayectoria RCP 4.5 y 8.5 entre los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, y el periodo de control (1981-2005).

Por tanto, el análisis de crecidas realizado en términos de caudal muestra que el mayor incremento sucede para un periodo de retorno de 5 años entre el periodo de control y el periodo de análisis (2041-2070) en ambas trayectorias RCP 4.5 y 8.5, con un incremento porcentual de 31,9% y 32,1%, respectivamente. Sin embargo, como se muestra en la figura 8-10 para la trayectoria RCP 4.5 se observa un importante incremento del último periodo de análisis (2071-2099) en los 5 periodos de retorno, mientras que ocurre lo contrario en los porcentajes de variación para la trayectoria RCP 8.5 incluso con un ligero descenso en el último periodo de análisis para el periodo de retorno de 100 años.

Para concluir este capítulo, las figuras 8-11 y 8-12 muestran las funciones de distribución Log-Pearson III ajustadas para el periodo de control 1981-2005 y las correspondientes en los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, para las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5.

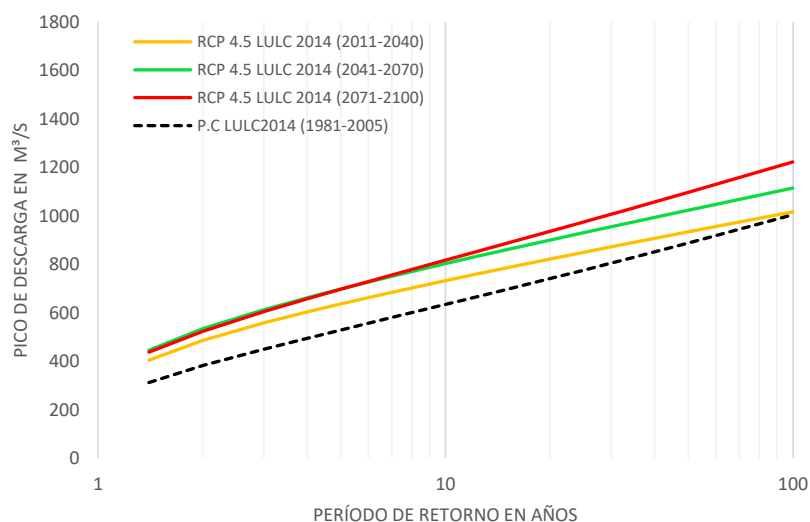


Figura 8-11. Comparación de regímenes de crecidas con LULC 2014 ajustado a la función Log-Pearson III bajo la trayectoria RCP 4.5 para los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, y el periodo de control (1981-2005)

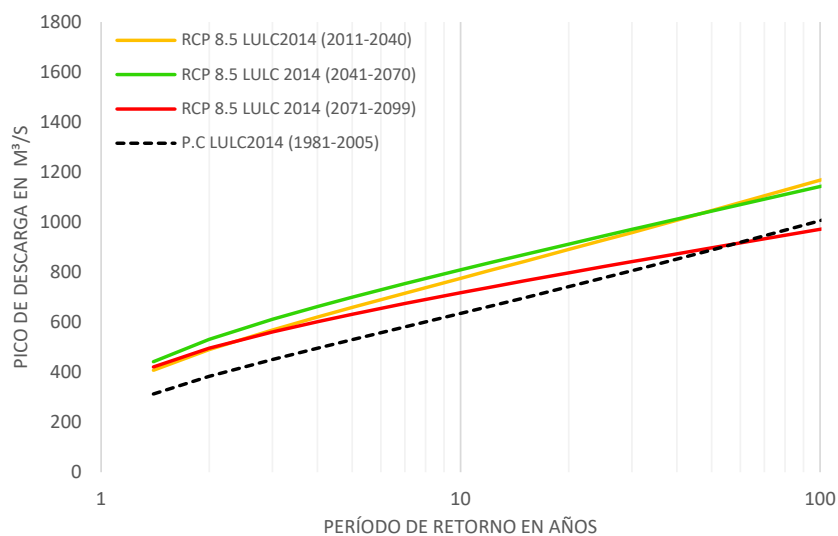


Figura 8-12. Comparación de regímenes de crecidas con LULC 2014 ajustado a la función Log-Pearson III bajo la trayectoria RCP 8.5 para los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, y el periodo de control (1981-2005)

9. Modelación hidrológica bajo escenarios conjuntos de cambios de uso de suelo urbano y cambio climático

9.1. Introducción

Los recursos hídricos soportan una permanente presión debido a los cambios en el clima y en el uso de suelo y cobertura vegetal (LULC). Estos cambios se derivan principalmente de la demanda de recursos naturales asociado al rápido crecimiento de la población. Este fenómeno ha hecho que los recursos naturales sean cada vez más vulnerables y que el incremento en su uso afecte a la sostenibilidad ambiental (Chanapathi y Thatikonda, 2020; Yin *et al.*, 2017).

El cambio de uso de suelo puede inducir un impacto en los procesos hidrológicos dentro de la cuenca y altera las componentes del balance hídrico. El incremento en la escorrentía superficial, las modificaciones en la intercepción, la infiltración, el flujo base, la evapotranspiración y los cambios en los regímenes de crecidas son algunas de las alteraciones más estudiadas (Anand *et al.*, 2018; Chanapathi y Thatikonda, 2020; Liu y Shi, 2017). De esta forma, la evaluación de las alteraciones en los procesos hidrológicos resulta fundamental para la planificación y la gestión de los recursos naturales en un territorio.

Dada la alta densidad de población y las infraestructuras construidas en ellas, las megaciudades son especialmente vulnerables al cambio climático, lo que conlleva múltiples amenazas, como inundaciones, sequías, vientos de alta velocidad, olas de calor y enfermedades (Haines *et al.*, 2006; Watts *et al.*, 2015). Las noticias sobre desastres relacionados con el cambio climático, como el aumento del nivel del mar y las marejadas ciclónicas, las lluvias extremas e inundaciones, son cada vez más frecuentes. Estos desastres naturales tienen impactos negativos generalizados, tanto sobre las personas como sobre los bienes económicos y el entorno ambiental.

El cambio climático puede afectar en gran medida a los sistemas de infraestructura urbana, como los suministros de agua, energía, saneamiento y drenaje, transporte y telecomunicaciones. Adicionalmente, los servicios de atención médica y de emergencias también se ven afectados. Estos servicios interactúan con otros factores estresantes sociales, económicos y ambientales que alteran el bienestar individual y social (Chen *et al.*, 2018).

A la vista de todo ello, en el presente capítulo se muestran los resultados obtenidos al realizar la modelación hidrológica conjunta bajo escenarios de cambio climático y cambio de uso de suelo urbano en la cuenca del río Bogotá. Esta investigación supone la primera ocasión en que se aborda este tipo de estudios para un caso localizado en Sudamérica.

9.2. Resultados de la modelación hidrológica

Con el objetivo de identificar y cuantificar los impactos conjuntos que los cambios en los usos de suelo y el cambio climático pueden ocasionar a las componentes del balance hídrico de la cuenca, se realizó la modelación hidrológica con el modelo TETIS, usando como base los parámetros para LULC de 2050 descritos en detalle en el capítulo 7 de la presente tesis.

Los resultados obtenidos permitieron analizar los efectos sobre el comportamiento hidrológico de la cuenca inducidos por los cambios de uso de suelo urbano junto con los efectos producidos por el cambio climático para las dos trayectorias analizadas (RCP 4.5 y RCP 8.5), en los tres periodos establecidos oficialmente para Colombia a nivel nacional y regional (2011-2040, 2041-270 y 2071-2100).

En la tabla 9-1 se resumen los resultados obtenidos. En ella se muestran los valores de cada una de las componentes del balance hídrico y, entre paréntesis, el valor del incremento de dicha componente con respecto a su valor en el periodo de control (1981-2005).

Tabla 9-1. Comparación de flujos con escenarios de cambio climático y cambios de usos de suelo urbano agrupado en tres periodos (2011-2040; 2041-2070 y 2071-2100) para las trayectorias RCP 4.5 y 8.5 con LULC 2014 y LULC 2050

Componentes del Balance							
(mm/año)	P.C (1981-2005)	LULC 2014 (2011-2040)	LULC 2050 (2011-2040)	RCP 4.5			
				LULC 2014 (2041-2070)	LULC 2050 (2041-2070)	LULC 2014 (2071-2099)	LULC 2050 (2071-2099)
Precipitación	1455,42	1560,83		1649,04		1627,79	
Evapotranspiración Total	815,46	836,01 (2,52 %)	816,31 (0,10%)	855,75 (4,94%)	835,67 (2,48%)	857,56 (5,16%)	837,46 (2,70%)
Excedente	639,97	725,31 (13,33%)	744,87 (16,39%)	793,70 (24,02%)	813,68 (27,14%)	769,98 (20,31%)	790,01 (23,44%)
Escorrentía directa	149,36	165,44 (10,77%)	213,67 (43,06%)	177,80 (19,04%)	229,29 (53,52%)	175,70 (17,64%)	226,10 (51,38%)
Infiltración	490,56	559,78 (14,11%)	531,11 (8,27%)	615,82 (25,54%)	584,30 (19,11%)	594,19 (21,13%)	563,83 (14,94%)
Interflujo	474,82	543,88 (14,55%)	515,88 (8,65%)	600,16 (26,40%)	569,30 (19,90%)	577,84 (21,70%)	548,17 (15,45%)
Percolación	14,37	15,35 (6,85%)	14,70 (2,36%)	16,66 (15,96%)	15,96 (11,10%)	15,97 (11,16%)	15,30 (6,50%)
Flujo base	0,48	0,38 (-20,7%)	0,38 (-21,19%)	0,21 (-55,88%)	0,20 (-57,35%)	0,33 (-31,19%)	0,32 (-33,41%)
Escorrentía superficial	624,66	709,71 (13,62%)	729,94 (16,85%)	778,17 (24,57%)	798,79 (27,88%)	753,87 (20,69%)	774,59 (24%)

Componente del Balance							
(mm/año)	P.C (1981-2005)	LULC 2014 (2011-2040)	LULC 2050 (2011-2040)	RCP 8.5			
				LULC 2014 (2041-2070)	LULC 2050 (2041-2070)	LULC 2014 (2071-2099)	LULC 2050 (2071-2099)
Precipitación	1455,42	1572,83		1590,09		1619,00	
Evapotranspiración Total	815,46	836,37 (2,56 %)	836,01 (2,52%)	863,42 (5,88%)	843,21 (3,40%)	891,45 (9,32%)	870,62 (6,76%)
Excedente	639,97	736,55 (15,09 %)	817,16 (27,69%)	727,07 (13,61%)	747,18 (16,75%)	726,45 (13,51%)	747,24 (16,76%)
Escorrentía directa	149,36	167,78 (12,34%)	216,30 (44,82%)	171,68 (14,94%)	220,27 (47,48%)	173,02 (15,84%)	222,19 (48,76%)
Infiltración	490,56	568,67 (15,92%)	539,72 (10,02%)	555,31 (13,20%)	526,83 (7,39%)	553,34 (12,80%)	524,95 (7,01%)
Interflujo	474,82	553,09 (16,48%)	525,09 (10,59%)	540,55 (13,84%)	512,69 (7,98%)	538,37 (13,38%)	510,63 (7,54%)
Percolación	14,37	15,69 (9,19%)	15,03 (4,62%)	14,94 (4,02%)	14,31 (-0,38%)	14,87 (3,48%)	14,24 (-0,91%)
Flujo base	0,48	0,32 (-33,90%)	0,38 (-20,59%)	0,42 (-12,27%)	0,20 (-58,47%)	0,51 (6,40%)	0,30 (-36,74%)
Escorrentía superficial	624,66	721,20 (15,45%)	741,77 (18,75%)	712,65 (14,09%)	733,16 (17,37%)	711,91 (13,97%)	733,12 (17,36%)

9.2.1. Trayectoria RCP 4.5. Discusión de resultados

La precipitación media anual aumenta a lo largo del periodo de estudio, pasando de 1.455,42 mm/año en el periodo de control a 1.649,04 mm/año, lo cual supone un 13,30% de aumento entre 1985 y 2070. Sin embargo, las predicciones muestran un decrecimiento de la precipitación para el último periodo, 2070-2100. Este incremento de la precipitación se traduce en distintos efectos en las componentes del balance hídrico, en función también de los cambios de uso de suelo urbano. Los resultados más significativos se comentan a continuación.

El efecto de los cambios de uso de suelo puede observarse al comparar los resultados obtenidos para el periodo 2041-2070 (columnas 5 y 6 de la tabla 9-1) con los obtenidos para el periodo de control (columna 2 de la tabla 9-1). Se recuerda que el uso de suelo correspondiente al periodo de control es el LULC 2014.

La columna 5 de la tabla 9-1 muestra los resultados obtenidos al considerar el uso del suelo LULC 2014 y el periodo 2041-2070 de los escenarios de cambio climático. La columna 6 de la tabla 9-1 muestra los resultados obtenidos al considerar el uso del suelo LULC 2050 y el periodo 2041-2070 de los escenarios de cambio climático.

En esta trayectoria, los cambios más importantes se observan en la escurrentía directa y en la infiltración. No se observan cambios significativos en los valores de la ET total.

Respecto de las variaciones producidas en la escurrentía directa, con respecto a los valores del periodo de control, se pueden destacar los siguientes aspectos:

- La mayor variación (53,52%) se observa para el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2050. La escurrentía pasa de valer 149,36 mm/año a 229,29 mm/año.
- Este efecto es consistente con el crecimiento de la superficie urbana y con un mayor régimen de lluvias
- Mientras que en el periodo de control la escurrentía directa suponía el 10,20% de la precipitación, en el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2050 este porcentaje asciende al 13,90%. Este aumento del coeficiente de escurrentía es un efecto debido principalmente al aumento de la superficie de suelo urbano.

Respecto de las variaciones producidas en la infiltración, con respecto a los valores del periodo de control, destacan los siguientes aspectos:

- La mayor variación (25,54%) se observa para el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2014. La infiltración pasa de valer 490,56 mm/año a 615,82 mm/año. Este efecto se debe al aumento de régimen de lluvias exclusivamente,

puesto que el uso de suelo es el mismo en el periodo de control y en este escenario.

- Para analizar el efecto que supone sobre la infiltración el aumento de la superficie de suelo urbano es necesario comparar los resultados mostrados en las columnas 5 y 6 de la tabla 9-1. A medida que aumenta la superficie de suelo urbano es de esperar que disminuya la infiltración. Efectivamente, los resultados obtenidos muestran este efecto. Para el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2014 (columna 5) la infiltración estimada es de 615,82 mm/año, mientras que para ese mismo periodo y uso de suelo LULC 2050 (columna 6) la infiltración estimada es de 584,30 mm/año. Por tanto, se puede concluir que el efecto del aumento de superficie de suelo urbano supone disminuir la infiltración en 31,52 mm/año, es decir, aproximadamente un 5% respecto del valor con el uso de suelo LULC 2014.

9.2.2. Trayectoria RCP 8.5. Discusión de resultados

Al igual que en la trayectoria RCP 4.5, la precipitación media anual aumenta a lo largo del periodo de estudio, pasando de 1.455,42 mm/año en el periodo de control a 1.619,00 mm/año en el periodo 2070-2100, lo cual supone un 11,23% de aumento entre 1985 y 2010. En este caso, contrariamente a lo observado en el RCP 4.5, las precipitaciones aumentan a lo largo de la totalidad del periodo estudiado. Este incremento de la precipitación se traduce en distintos efectos en las componentes del balance hídrico, en función también de los cambios de uso de suelo urbano. Los resultados más significativos se comentan a continuación.

El efecto de los cambios de uso de suelo puede observarse al comparar los resultados obtenidos para el periodo 2071-2099 (columnas 7 y 8 de la tabla 9-1) con los obtenidos para el periodo de control (columna 2 de la tabla 9-1). Se recuerda que el uso de suelo correspondiente al periodo de control es el LULC 2014.

La columna 7 de la tabla 9-1 muestra los resultados obtenidos al considerar el uso del suelo LULC 2014 y el periodo 2071-2099 de los escenarios de cambio climático. La columna 8 de la tabla 9-1 muestra los resultados obtenidos al considerar el uso del suelo LULC 2050 y el periodo 2071-2099 de los escenarios de cambio climático.

En esta trayectoria, los cambios más importantes también se observan en la escorrentía directa y en la infiltración, aunque, en este caso, se identificaron variaciones no despreciables (de entre 6% y 10%) también en la ET total.

Respecto de las variaciones producidas en la escorrentía directa con respecto a los valores del periodo de control, se comentan los siguientes aspectos:

- La mayor variación (48,76%) se observa para el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2050. La escorrentía pasa de 149,36 mm/año a 222,19 mm/año, siendo este valor algo inferior al correspondiente valor en la trayectoria RCP 4.5
- Este efecto es consistente con el crecimiento de la superficie urbana y con un mayor régimen de lluvias. Estos resultados son coherentes a los obtenidos en el estudio realizado por Nie *et al.* (2011) en la cuenca alta del río San Pedro y los obtenidos por Atulley *et al.* (2022) en la cuenca Veá en Ganha.
- Mientras que en el periodo de control la escorrentía directa suponía el 10,20% de la precipitación, en el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2050, este porcentaje asciende al 13,72%. Este aumento del coeficiente de escorrentía es un efecto debido principalmente al aumento de la superficie de suelo urbano.

Respecto de las variaciones producidas en la infiltración, con respecto a los valores del periodo de control, destacan los siguientes aspectos:

- La mayor variación (12,80%) se observa para el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2014. La infiltración pasa de 490,56 mm/año a 553,34 mm/año. Este efecto se debe al aumento de régimen de lluvias exclusivamente, puesto que el uso de suelo es el mismo en el periodo de control y en este escenario.
- Para analizar el efecto que supone sobre la infiltración el aumento de la superficie de suelo urbano es necesario comparar los resultados mostrados en las columnas 7 y 8 de la tabla 9-1. A medida que aumenta la superficie de suelo urbano es de esperar que disminuya la infiltración. Efectivamente, los resultados obtenidos muestran este efecto. Para el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2014 (columna 7) la infiltración estimada es de 553,34 mm/año, mientras que para ese mismo periodo y uso de suelo LULC 2050 (columna 8) la infiltración estimada es de 524,95 mm/año. Por tanto, se concluye que el efecto del aumento de superficie de suelo urbano supone disminuir la infiltración en 28,39 mm/año, es decir, aproximadamente un 5% respecto del valor con el uso de suelo LULC 2014. Este valor es el mismo que el que fue obtenido para la trayectoria RCP 4.5 (Atulley *et al.*, 2022) en los resultados de su estudio en la cuenca Veá, identificando también la disminución de la infiltración a causa de la impermeabilización de los suelos.



Figura 9-1. Variación de flujos con respecto del periodo de control bajo la trayectoria RCP 4.5
Izquierda, escenarios de cambio climático
Derecha, escenarios de cambio climático y cambio de usos de suelo

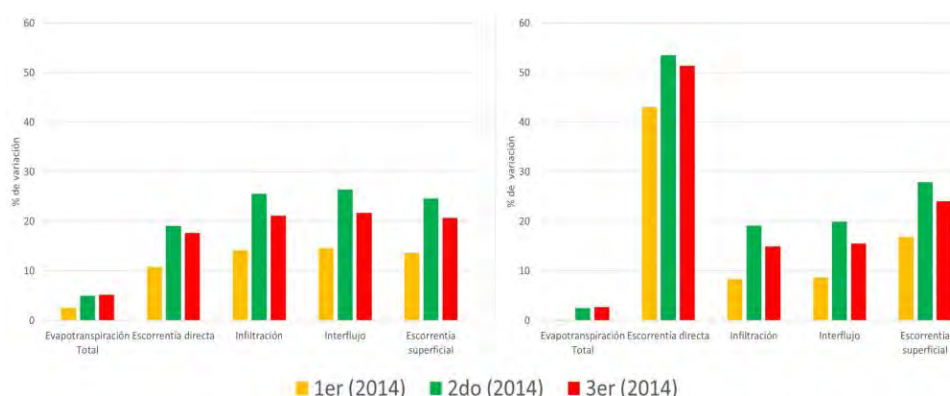


Figura 9-2. Variación de flujos con respecto del periodo de control bajo la trayectoria RCP 8.5
Izquierda, escenarios de cambio climático
Derecha, escenarios de cambio climático y cambio de usos de suelo

Como se muestra en las figuras 9-1 y 9-2, las variaciones son mayores si se consideran los escenarios conjuntos. Destaca la variación de la escorrentía directa, que en la figura 9-1 es cercana al 20%, mientras que con escenarios de usos de suelo urbano se incrementa hasta el 50% para el segundo periodo de análisis. Para la trayectoria RCP 8.5,

aunque las tendencias de variación se mantienen, el porcentaje de variación es un poco menor, pero creciente en los tres periodos de análisis (figura 9-2).

9.3. Efectos en el régimen de crecidas

A continuación, se presentan los resultados obtenidos por el modelo hidrológico TETIS para caracterizar el régimen de crecidas del río Bogotá bajo los escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo urbano y cambio climático analizados.

Tal cual se dijo anteriormente, dado que se están utilizando predicciones realizadas con modelos de cambio climático global, los resultados aquí presentados deben considerarse como una primera aproximación a la descripción del régimen de crecidas en la cuenca y no deben ser utilizados en situaciones prácticas y diseño de infraestructuras. No obstante, los resultados obtenidos son valiosos para comprender las tendencias principales y poder apoyar la toma de decisiones a escala de planeamiento y desarrollo de políticas de gestión territorial y medioambiental.

Al igual que se hizo en el apartado 8.4 para realizar el análisis de crecidas, se han utilizado los resultados obtenidos por TETIS, referentes a los caudales máximos mensuales en la estación “Las Huertas” (2120715), situada justo aguas abajo de la ciudad de Bogotá. El análisis de los caudales máximos simulados para los escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo urbano y cambio climático analizados en esta estación permite comprender el comportamiento de las crecidas que afectarían a la megaciudad de Bogotá

Las estimaciones de cuantiles se han realizado con un nivel de confianza del 90 %. para las trayectorias RCP 4.5 y 8.5.

En la tabla 9-2 se muestran los valores de los cuantiles calculados para cinco periodos de retorno (5, 10, 25, 50 y 100 años) crecidas utilizando LULC 2014 y LULC 2050 para los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, y el periodo de control (1981-2005) para las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5.

Tabla 9-2. Trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5. Comparación de regímenes de crecidas utilizando LULC 2050 y LULC 2014.

Periodo de retorno (años)	P.C (1981-2005)	RCP 4.5 (2011-2040)			RCP 4.5 (2041-2070)			RCP 4.5 (2071-2099)		
		LULC 2014	LULC 2050	Incrementos %	LULC 2014	LULC 2050	Incrementos %	LULC 2014	LULC 2050	Incrementos %
5	529,8	637,5	696,9	20,3%	698,9	758,8	31,9%	697,9	756,8	31,7%
10	634,9	733,2	796,0	15,5%	803,3	868,2	26,5%	817,9	878,4	28,8%
25	776,3	850,0	916,3	9,5%	931,2	1002,1	20,0%	975,4	1035,1	25,6%
50	888,0	934,4	1003,1	5,2%	1024,1	1099,4	15,3%	1097,1	1154,2	23,5%
100	1005,4	1017,1	1087,7	1,2%	1115,2	1194,9	10,9%	1222,7	1275,6	21,6%
										26,9%

Periodo de retorno (años)	P.C (1981-2005)	RCP 8.5 (2011-2040)			RCP 8.5 (2041-2070)			RCP 8.5 (2071-2099)		
		LULC 2014	LULC 2050	Incrementos %	LULC 2014	LULC 2050	Incrementos %	LULC 2014	LULC 2050	Incrementos %
5	529,8	658,4	715,7	24,3%	699,9	756,7	32,1%	631,5	691,6	19,2%
10	634,9	774,7	838,2	22,0%	808,9	868,6	27,4%	717,3	779,1	13,0%
25	776,3	927,4	998,3	19,5%	944,3	1007,3	21,6%	821,7	883,0	5,8%
50	888,0	1045,6	1121,3	17,7%	1043,7	1109,3	17,5%	897,1	956,4	1,0%
100	1005,4	1167,5	1247,9	16,1%	1142,1	1210,3	13,6%	970,9	1027,0	-3,4%
										2,2%

En líneas generales, los resultados obtenidos por el modelo TETIS para los escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo urbano y de cambio climático analizados muestran las mismas tendencias que las obtenidas en el análisis de crecidas bajo escenarios de cambio climático únicamente (capítulo 8). Sin embargo, los valores absolutos de los caudales simulados por el modelo son mayores al incorporar al cambio climático el efecto del cambio de uso de suelo urbano.

De este modo, los valores de los caudales simulados aumentan significativamente entre el periodo de control y los periodos futuros.

Por ejemplo, para la trayectoria RCP 8.5 y un periodo de retorno de 5 años, las diferencias entre los caudales simulados para el periodo de control (529,8 m³/s) y el valor correspondiente al escenario 2011-2040 (699,9 m³/s) suponen un incremento del 32,10%, mientras que si, además, se considera el efecto del cambio de uso de suelo, el caudal es igual a 756,7 m³/s y el incremento con respecto al periodo de control es del 42,8%.

En general, como se ha dicho, se observa que las variaciones mayores se producen en el periodo 2011-2040 y, en menor medida, en el periodo 2040-2070, estabilizándose e incluso disminuyendo las predicciones en el periodo 2070-2100.

Por tanto, el análisis de crecidas realizado en términos de caudal muestra que el mayor incremento sucede para un periodo de retorno de 5 años entre el periodo de control y el periodo de análisis (2041-2070) en ambas trayectorias RCP 4.5 y 8.5, con un incremento porcentual de 43,2% y 42,8 % respectivamente.

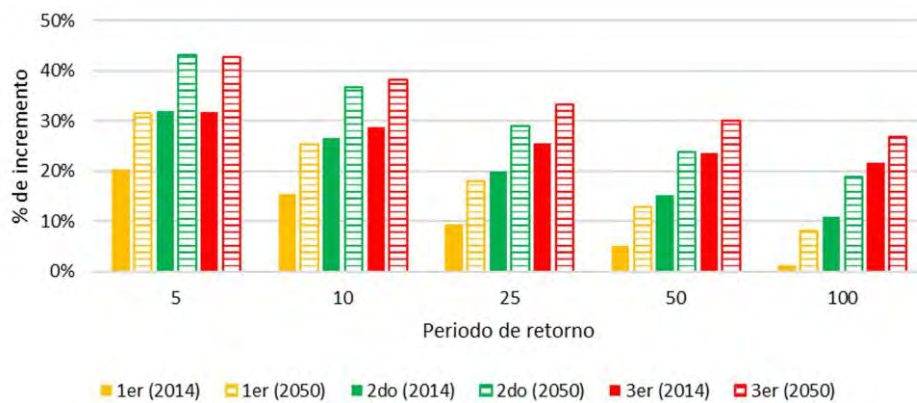


Figura 9-3. Comparación de incremento en el régimen de crecidas con cambio climático y cambios de usos del suelo urbano respecto del periodo de control para la trayectoria RCP 4.5

En términos de crecidas, el efecto ocasionado por el cambio de usos de suelos urbanos, aunque sigue siendo muy importante, se suaviza un poco si se compara con las variaciones en las componentes del balance hidrológico. Las mayores crecidas se esperarían para el 3er periodo de análisis (2071-2099).

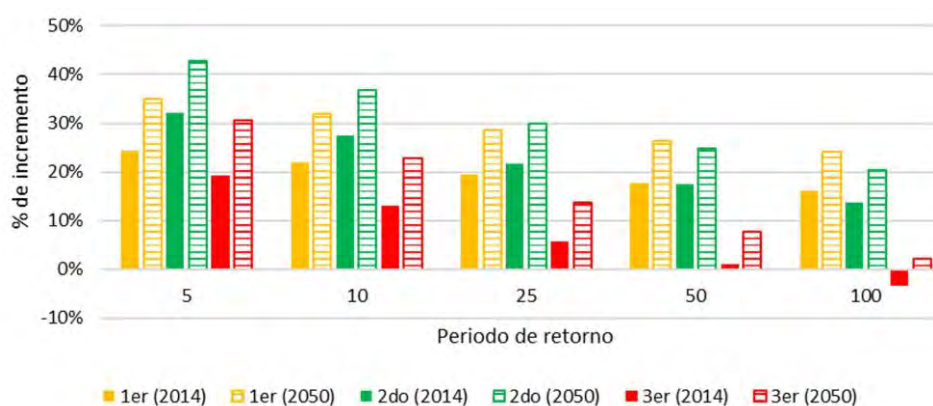


Figura 9-4. Comparación de incremento en el régimen de crecidas con cambio climático y cambios de usos del suelo urbano respecto del periodo de control para la trayectoria RCP 8.5

Para la trayectoria RCP 8.5 figura 9-4, las principales crecidas se observan en el segundo periodo de análisis (2041-2070) para los escenarios conjuntos de cambio climático y cambio de usos de suelos urbano en 2050, y se observa una disminución en el último periodo de análisis (2071-2099).

Para concluir este capítulo, las figuras 9-5 y 9-6 muestran las funciones de distribución Log-Pearson III ajustadas para el periodo de control 1981-2005 y las correspondientes en los periodos 2011-2040, 2041-2070 y 2071-2100, para las trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5 y los usos de suelo LCLU 2014 y LCLU 2050, respectivamente.

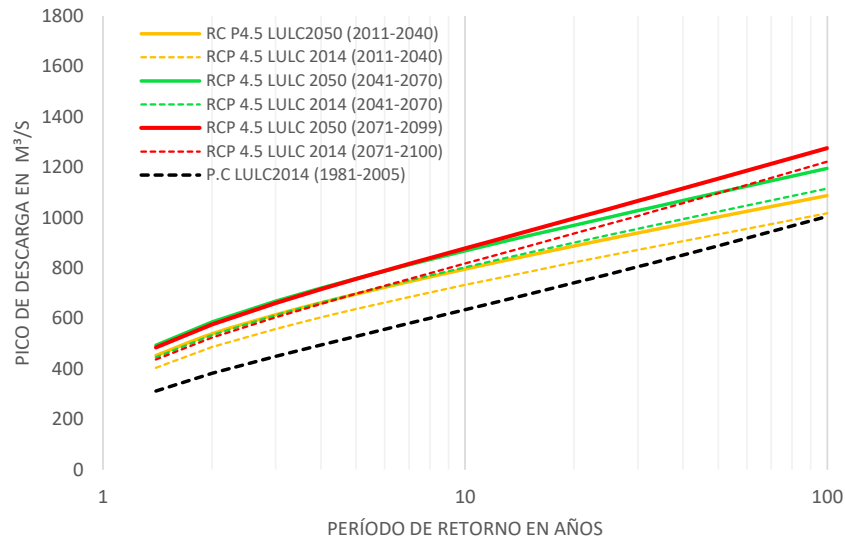


Figura 9-5. Trayectoria RCP 4.5. Comparación de regímenes de crecidas

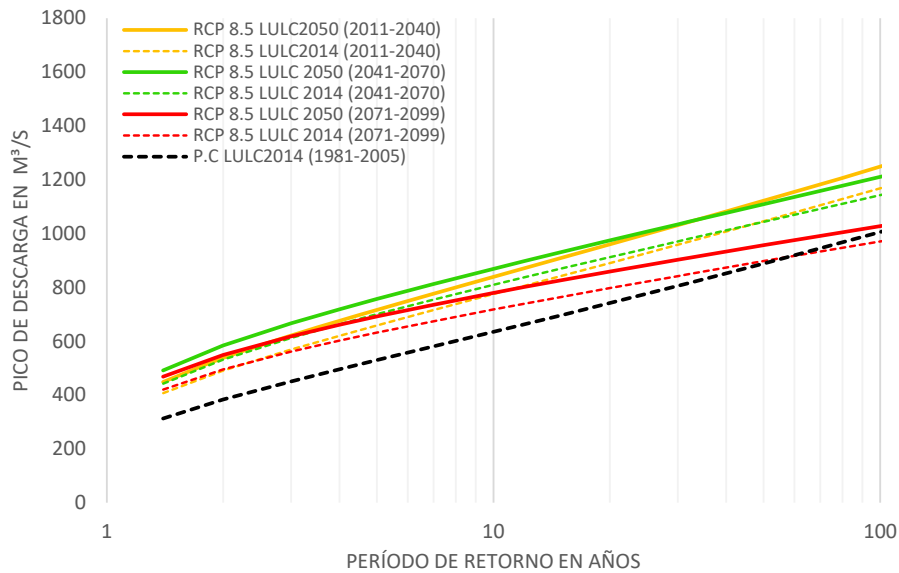


Figura 9-6. Trayectoria RCP 8.5. Comparación de regímenes de crecidas

10. Resumen y conclusiones

La presente tesis doctoral se ha elaborado con el objetivo de identificar y analizar los impactos que la dinámica de crecimiento urbano de una gran ciudad induce sobre el comportamiento de las componentes del ciclo hidrológico y sobre su régimen de crecidas bajo escenarios de cambio climático.

Para ello, se plantearon cuatro objetivos fundamentales, cuyo desarrollo ha configurado las aportaciones principales de esta tesis doctoral:

- Aportación 1.- Plantear una propuesta metodológica para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas para su consideración en la modelación hidrológica a escala de cuenca.
- Aportación 2.- Aplicar la metodología propuesta para implementar modelos hidrológicos distribuidos y analizar la evolución de usos del suelo en la cuenca del río Bogotá.
- Aportación 3.- Predecir y analizar el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá, bajo escenarios de cambio de uso de suelo.

- Aportación 4.- Predecir y analizar el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá, bajo escenarios de cambio climático y escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo y cambio climático.

La primera aportación de la tesis doctoral es el planteamiento de una propuesta metodológica para la estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas. Ello se ha descrito en el capítulo 4 de la presente tesis.

En este capítulo se describen los fundamentos teóricos y prácticos de tres métodos de agregación de parámetros (denominados M_1 , M_2 y M_3) y de un método de desagregación basado en la utilización de variables auxiliares detalladas para explicar la distribución espacial del parámetro a desagregar.

Los tres métodos de agregación de parámetros propuestos son los siguientes:

- M_1 : método de agregación como superficie homogénea.
- M_2 : método de agregación por vecino más cercano.
- M_3 : método de agregación por media ponderada.

Estos tres métodos, junto con el método de desagregación, se utilizaron para realizar la modelación de la cuenca urbana del río Fucha. A partir de los resultados de la modelación hidrológica, se seleccionó el método que mejor reproducía las componentes del balance hídrico y los caudales de aforo.

La aplicación a la cuenca del río Fucha de los tres métodos de agregación propuestos ha dejado de manifiesto los siguientes aspectos relevantes:

- Los tres métodos de agregación de parámetros propuestos permiten obtener buenos resultados en términos de reproducción de las componentes del balance hídrico y de los caudales de aforo.
- Los resultados de las métricas de desempeño del modelo obtenidas con TETIS para cada uno de los tres modelos agregados dejan de manifiesto que los mejores resultados se han obtenido para el modelo cuyos parámetros han sido estimados usando el método de agregación M_2 (vecino más cercano). Ello se ha comprobado mediante las siguientes métricas de desempeño para los tres modelos agregados: índice de Nash, error en volumen y el RMSE.
- El modelo M_2 presenta un valor muy inferior del error absoluto medio en todas las componentes del balance hídrico, siendo capaz de reproducir el valor de la escurrentía directa con un error del 3% y de la escurrentía superficial con un

error del 11%. Ninguno de los otros dos modelos de agregación (M_1 o M_3) se acercan a estos resultados.

- Además, el modelo M_2 es el único que proporciona una reproducción razonable de la infiltración, dado que el error absoluto cometido en su estimación es del 24%, mientras que los modelos M_1 y M_3 cometen errores del 164% y 165% respectivamente.
- Estos resultados se observan también en los hidrogramas simulados. Si se comparan los resultados obtenidos por los modelos a través del índice de Nash, los mejores resultados también se presentan con el modelo M_2 , en el cual se obtiene un NSE de 0,97, frente al 0,94 y 0,88 de los modelos M_3 y M_1 , respectivamente.

Por tanto, de las tres metodologías de agregación planteadas en esta tesis, la que mejor reproduce los patrones observados en la cuenca del río Fucha es la M_2 (agregación por el vecino más cercano). Esta ha sido, pues, la metodología escogida para realizar la modelación hidrológica en la cuenca del río Bogotá que se presenta en el capítulo 6 de la presente tesis.

La segunda aportación de la tesis doctoral es la aplicación de la metodología propuesta para la implementación de los modelos hidrológicos distribuidos y el análisis de la evolución de usos del suelo en la cuenca del río Bogotá. Ello se ha descrito en los capítulos 5 y 6 de la presente tesis.

La aplicación de la metodología propuesta a la cuenca del río Bogotá ha dejado de manifiesto los siguientes aspectos relevantes:

Respecto de la modelación hidrológica de la cuenca del río Bogotá (capítulo 5)

- La aplicación del método de agregación M_2 ha permitido construir con éxito los mapas de parámetros hidrológicos para la cuenca del río Bogotá que son necesarios para realizar la modelación con TETIS.
- La calibración del modelo fue satisfactoria, dado que los valores de las métricas son adecuados. Se puede destacar que el valor del índice NSE fue de 0,84 y la simulación obtenida por el modelo reproduce correctamente los caudales observados en el punto de aforo.
- Igualmente, la validación temporal del modelo fue satisfactoria y la simulación realizada reproduce los caudales observados en el punto de aforo obteniendo un valor del índice NSE de 0,52.
- Del mismo modo, la validación espacial del modelo también obtuvo resultados adecuados, con un valor del NSE de 0,67.

Respecto del análisis del cambio de uso de suelo (capítulo 6)

- Los resultados obtenidos en el análisis realizado muestran que mejorar el conocimiento de la dinámica de cambio de usos de suelo es esencial para comprender el impacto del crecimiento de las megaciudades sobre el ciclo hidrológico.
- Estos resultados han sido observados al analizar la dinámica de cambio de uso de suelo en la cuenca del río Bogotá para el período 1985 a 2014 y los escenarios de pronóstico en el horizonte 2030 a 2050.
- El modelo LCM ha mostrado que es capaz de obtener buenas predicciones para usos urbanos en la megaciudad de Bogotá.
- El análisis de la dinámica histórica del cambio de usos de suelo en la cuenca desde 1985, muestra que el crecimiento de la megaciudad de Bogotá ha ejercido una importante influencia, principalmente en los cambios de usos agrícolas y forestales a usos urbanos.
- Las políticas de protección de bosques han frenado la pérdida de superficies de bosque alto andino en la cuenca, aunque el proceso de recuperación es lento,
- Entre 2005 y 2014, se ha producido una transición de áreas agrícolas o con vegetación natural a áreas artificiales, principalmente alrededor de la ciudad de Bogotá y su área metropolitana, a lo largo de las infraestructuras de transporte que unen a la ciudad con las poblaciones cercanas y en la periferia de las ciudades secundarias.
- En el horizonte 2030-2050, se espera que la urbanización se extienda principalmente en la zona occidental de Bogotá y en particular, en dirección SO-NE. Esto implicará una mayor presión a las superficies de cultivos y vegetación natural cercanas al área metropolitana.

La tercera aportación de la tesis doctoral es la modelación y análisis del comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá, bajo escenarios de cambio de uso de suelo. Ello se ha descrito en el capítulo 7 de la presente tesis.

La modelación hidrológica de la cuenca del río Bogotá deja de manifiesto que la evolución del cambio de uso de suelo urbano ha afectado significativamente a las componentes del ciclo hidrológico. Las principales alteraciones por el proceso de urbanización en la cuenca son la disminución de la ET total y de la infiltración y el incremento de la escorrentía superficial.

Los principales efectos sobre las componentes del balance hidrológico de la cuenca al comparar su evolución desde 1985 a 2050, debido al crecimiento urbano y pérdida de cobertura vegetal, son los siguientes:

- Reducción de la infiltración, pasando de suponer el 27,13% de la precipitación en 1985 al 23,81% en 2050
- Aumento de la escorrentía superficial, pasando de suponer el 30,52% de la precipitación en 1985 al 37,30% de la precipitación en 2050. Ello supone que la escorrentía superficial aumenta un 22,24% entre ambos periodos.
- En el periodo 1985 a 2014, el aumento de la escorrentía superficial fue del 16,23%, pasando de valer 336,31 mm/año en 1985 a 390,91 mm/año en 2014.
- Se observa, por tanto, que el mayor aumento de la escorrentía superficial se produjo entre 1985 y 2014. Las variaciones de la escorrentía superficial entre 2014 y 2050, pese a existir, no son tan relevantes como las variaciones observadas entre 1985 y 2014.
- Sin duda, este hecho se debe a que el crecimiento de la megaciudad de Bogotá ya se ha producido en los últimos 30 años y se espera que en los próximos 30 años se produzca un crecimiento de menor intensidad, debido a que las zonas donde urbanísticamente podría extenderse la ciudad ya han sido ocupadas.
- Las superficies de pastos y cultivos ocupan aún la mayor parte de la cuenca y estos pueden retener parte de la escorrentía superficial y favorecer la infiltración, lo cual disminuye los efectos de la impermeabilización ocasionada por el crecimiento urbano.
- Todo ello es consistente con los resultados obtenidos por la modelación de cambio de uso de suelo mediante el modelo LCM y con la realidad física observada en la megaciudad de Bogotá.

La cuarta aportación de la tesis doctoral es la modelación y análisis del comportamiento hidrológico de la cuenca del río Bogotá, bajo escenarios de cambio climático, por una parte, y bajo escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo urbano y cambio climático por otra parte. Ello se ha descrito en los capítulos 8 y 9 de la presente tesis.

Respecto del análisis del cambio climático (capítulo 8)

El análisis de los efectos del cambio climático sobre el ciclo hidrológico de la cuenca del río Bogotá se ha realizado considerando las dos trayectorias RCP 4.5 y RCP 8.5 del modelo CCSM4 que son las utilizadas oficialmente por la Corporación Autónoma

Regional de Cundinamarca (CAR) para el diseño de políticas, planes y programas. Los resultados más relevantes son los siguientes:

- El balance hídrico simulado para las dos trayectorias RCP analizadas muestra una tendencia similar. En general las componentes del balance hídrico aumentan en los primeros periodos analizados (2011-2040, 2041-2070) y disminuyen ligeramente para el periodo 2071-2100.
- Los resultados obtenidos muestran que las alteraciones en los volúmenes de precipitación no son significativamente diferentes entre las trayectorias RCP4.5 y RCP 8.5, observándose variaciones de aproximadamente un 10% entre el periodo de control y el último periodo de análisis (2070-2100). Sin embargo, las principales diferencias se observan entre el periodo de control y el periodo 2040-2070. Para el periodo (2071-2100) las diferencias son algo menores.
- Respecto a los flujos, las principales diferencias se observan en la escorrentía superficial, existiendo un 13,6% de variación entre el periodo de control y el periodo 2011-2040, y un 24,57% de variación entre el periodo de control y el (2041-2070).
- En líneas generales, los resultados obtenidos por el modelo TETIS para los escenarios de cambio climático analizados muestran que los valores de los caudales simulados aumentan significativamente entre el periodo de control y los periodos futuros.
- Para la trayectoria RCP 4.5 y un periodo de retorno de 5 años, las diferencias entre los caudales simulados para el periodo de control (529,8 m³/s) y el valor correspondiente al escenario 2011-2040 (637,5 m³/s) suponen un incremento del 20,30%.
- En general, para los flujos también se observa que las variaciones mayores se producen en el periodo 2011-2040 y, en menor medida, en el periodo 2040-2070, estabilizándose e incluso disminuyendo las predicciones en el periodo 2070-2100.
- El análisis de crecidas realizado en términos de caudal muestra que el mayor incremento sucede para un periodo de retorno de 5 años entre el periodo de control y el periodo de análisis (2041-2070) en ambas trayectorias RCP 4.5 y 8.5, con un incremento porcentual de 31,9% y 32,1 % respectivamente.

Respecto del análisis conjunto del cambio de uso de suelo urbano y del cambio climático (capítulo 9)

Con el objetivo de identificar y cuantificar los efectos conjuntos que los cambios en los usos de suelo y el cambio climático pueden ocasionar a las componentes del balance

hídrico de la cuenca, se realizó la modelación hidrológica con el modelo TETIS, usando como base los parámetros para LULC de 2050 descritos en detalle en el capítulo 7 de la presente tesis.

Los resultados obtenidos permitieron analizar los efectos sobre el comportamiento hidrológico de la cuenca inducidos por los cambios de uso de suelo urbano junto con los efectos producidos por el cambio climático para las dos trayectorias analizadas (RCP 4.5 y RCP 8.5), en los tres periodos establecidos oficialmente para Colombia a nivel nacional y regional (2011-2040, 2041-270 y 2071-2100). Los resultados obtenidos más relevantes fueron los siguientes:

Para la trayectoria RCP 4.5, los cambios más importantes se observaron en la escorrentía directa y en la infiltración. No se observaron cambios significativos en los valores de la ET total. Respecto de las variaciones producidas en la escorrentía directa, con respecto a los valores del periodo de control, se pueden comentar los siguientes aspectos:

- La mayor variación (53,52%) se observa para el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2050. La escorrentía pasa de valer 149,36 mm/año a 229,29 mm/año.
- Este efecto es consistente con el crecimiento de la superficie urbana y con un mayor régimen de lluvias
- Mientras que en el periodo de control la escorrentía directa suponía el 10,20% de la precipitación, en el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2050, este porcentaje asciende al 13,90%. Este aumento del coeficiente de escorrentía es un efecto debido principalmente al aumento de la superficie de suelo urbano.

Respecto de las variaciones producidas en la infiltración, con respecto a los valores del periodo de control, se pueden comentar los siguientes aspectos:

- La mayor variación (25,54%) se observa para el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2014. La infiltración pasa de valer 490,56 mm/año a 615,82 mm/año. Este efecto se debe al aumento de régimen de lluvias exclusivamente, puesto que el uso de suelo es el mismo en el periodo de control y en este escenario.
- A medida que aumenta la superficie de suelo urbano disminuye la infiltración. Para el periodo 2041-2070 y uso de suelo LULC 2014 la infiltración estimada es de 615,82 mm/año, mientras que para ese mismo periodo y uso de suelo LULC 2050 la infiltración estimada es de 584,30 mm/año.
- Por tanto, se puede concluir que el efecto del aumento de superficie de suelo urbano supone disminuir la infiltración en 31,52 mm/año, es decir,

aproximadamente un 5% respecto del valor con el uso de suelo LULC 2014 en toda la cuenca del río Bogotá.

Para la trayectoria RCP 8.5, los cambios más importantes también se observaron en la escorrentía directa y en la infiltración, aunque, en este caso, se identificaron variaciones no despreciables (de entre 6% y 10%) también en la ET total.

Respecto de las variaciones producidas en la escorrentía directa con respecto a los valores del periodo de control, se pueden comentar los siguientes aspectos:

- La mayor variación (48,76%) se observa para el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2050. La escorrentía pasa de valer 149,36 mm/año a 222,19 mm/año, siendo este valor algo inferior al correspondiente valor en la trayectoria RCP 4.5
- Este efecto es consistente con el crecimiento de la superficie urbana y con un mayor régimen de lluvias
- Mientras que en el periodo de control la escorrentía directa suponía el 10,20% de la precipitación, en el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2050, este porcentaje asciende al 13,72%. Este aumento del coeficiente de escorrentía es un efecto debido principalmente al aumento de la superficie de suelo urbano.

Respecto de las variaciones producidas en la infiltración, con respecto a los valores del periodo de control, se pueden comentar los siguientes aspectos:

- La mayor variación (12,80%) se observa para el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2014. La infiltración pasa de valer 490,56 mm/año a 553,34 mm/año. Este efecto se debe al aumento de régimen de lluvias exclusivamente, puesto que el uso de suelo es el mismo en el periodo de control y en este escenario.
- A medida que aumenta la superficie de suelo urbano disminuye la infiltración. Para el periodo 2071-2099 y uso de suelo LULC 2014 la infiltración estimada es de 553,34 mm/año, mientras que para ese mismo periodo y uso de suelo LULC 2050 la infiltración estimada es de 524,95 mm/año.
- Por tanto, se puede concluir que el efecto del aumento de superficie de suelo urbano supone disminuir la infiltración en 28,39 mm/año, es decir, aproximadamente un 5% respecto del valor con el uso de suelo LULC 2014. Este valor es el mismo que el que fue obtenido para la trayectoria RCP 4.5.

Respecto del régimen de crecidas se obtuvo las siguientes conclusiones:

- En líneas generales, los resultados obtenidos por el modelo TETIS para los escenarios conjuntos de cambio de uso de suelo urbano y de cambio climático analizados muestran las mismas tendencias que las obtenidas en el análisis de crecidas bajo escenarios de cambio climático únicamente (capítulo 8).
- Sin embargo, los valores absolutos de los caudales simulados por el modelo son mayores al incorporar al cambio climático el efecto del cambio de uso de suelo urbano.
- De este modo, los valores de los caudales simulados aumentan significativamente entre el periodo de control y los periodos futuros.
- Para la trayectoria RCP 8.5 y un periodo de retorno de 5 años, las diferencias entre los caudales simulados para el periodo de control (529,8 m³/s) y el valor correspondiente al escenario 2011-2040 (699,9 m³/s) suponen un incremento del 32,10%, mientras que si, además, se considera el efecto del cambio de uso de suelo, el caudal es igual a 756,7 m³/s y el incremento con respecto al periodo de control es del 42,8%.
- En general, se observa que las variaciones mayores se producen en el periodo 2011-2040 y, en menor medida, en el periodo 2041-2070, estabilizándose e incluso disminuyendo las predicciones en el periodo 2071-2100.
- Por tanto, el análisis de crecidas realizado en términos de caudal muestra que el mayor incremento sucede para un periodo de retorno de 5 años entre el periodo de control y el periodo de análisis (2041-2070) en ambas trayectorias RCP 4.5 y 8.5, con un incremento porcentual de 43,2% y 42,8 % respectivamente.

Como conclusión general, una vez finalizada la investigación descrita en la presente tesis, se puede afirmar que considerar la dinámica interna de los usos de suelo dentro de la ciudad, aporta un mayor conocimiento sobre las componentes del ciclo hidrológico en la cuenca. El análisis conjunto de cambio de uso de suelo y cambio climático proporciona herramientas valiosas para comprender mejor el comportamiento hidrológico de la cuenca en la que se sitúan las megaciudades y predecir su evolución futura. En la presente tesis se ha comprobado que, en cuencas con grandes superficies urbanas con características similares a la del río Bogotá, el efecto del uso de suelo tiene un mayor impacto sobre el comportamiento hidrológico que el efecto del cambio climático. Por tanto, la utilización de modelos numéricos que integren todos estos aspectos es de especial relevancia a la hora de definir los planes, políticas y programas de desarrollo en entornos densamente urbanizados.

11. Líneas de futura investigación

La elaboración del planeamiento urbanístico de las megaciudades es un aspecto complejo que debería no sólo integrar específicamente la gestión del agua, sino también el análisis y la durabilidad de sus impactos sociales, económicos y ambientales incluyendo aspectos como la durabilidad energética, la seguridad alimentaria y la biodiversidad. Los planes de ordenación urbana deben considerar escenarios de desarrollo que integren específicamente los impactos originados por las alteraciones al ciclo hidrológico, considerado como un elemento central para el desarrollo.

- En el ámbito de la megaciudad, ello requiere el análisis de su situación actual y la predicción de su desarrollo futuro, en aspectos tales como la evolución de las zonas verdes para disminuir el impacto de la densificación urbana y los efectos del cambio climático, entre otros aspectos relevantes. En la presente tesis todos estos aspectos han quedado de manifiesto para la ciudad de Bogotá, cuyo Plan General de Ordenación Urbana debe adaptarse para considerar los resultados obtenidos en esta investigación, bajo los escenarios de crecimiento que han sido estudiados.

- En esta tesis no se han abordado la totalidad de escenarios viables sino únicamente los que se han considerado más relevantes desde el punto de vista puramente hidrológico. Aspectos tales como el análisis de escenarios de implantación de políticas urbanísticas que favorezcan otras alternativas de desarrollo urbano basadas en paradigmas distintos a los actualmente vigentes (promoviendo, por ejemplo, la construcción en altura frente a la expansión en superficie o el desarrollo de otras ciudades próximas a Bogotá, pero no anexas a ella) no han sido analizadas en esta tesis. Solamente tras haber analizado todos los escenarios de crecimiento urbano viables podrá determinarse cuáles de ellos podrían ser más sostenibles en términos de maximización de beneficios sociales y de minimización de los impactos medioambientales, de uso de recursos y de biodiversidad.

Tras la realización de esta investigación surgen algunos aspectos de interés científico-técnicos que deben ser abordados de forma específica en el futuro.

- Los modelos desarrollados deberán incluir aspectos más orientados hacia la asistencia en la toma de decisiones, generando escenarios de desarrollo alternativo que permitan definir y comprender mejor las estrategias que puedan garantizar de la mejor forma posible la protección de la calidad de los recursos hídricos y de esta forma contribuir a un desarrollo urbano que, en la medida de lo posible, sea compatible con la durabilidad de los ecosistemas de la cuenca. Esto es particularmente importante, por ejemplo, para determinar la gestión de las zonas de cabecera, de forma que se minimice el impacto en los ecosistemas de páramo.
- La realización de estudios técnicos que justifiquen y garanticen la disponibilidad de recursos trasvasados desde cuencas exteriores (como el trasvase desde la cuenca del Orinoco) y que sean compatibles con un desarrollo sostenible en ambas cuencas.

Por ello, tras la conclusión de la tesis doctoral, se plantean las siguientes líneas de futura investigación:

- Línea 1-. Utilizar y validar con datos observados la metodología de estimación de parámetros hidrológicos en superficies urbanas propuesta en otras cuencas hidrológicas donde existan megaciudades en expansión. Estas cuencas podrían estar situadas en Sudamérica, en África o en Asia, donde se localizan las principales megaciudades en desarrollo del mundo (Sao Paulo, Ciudad de México, El Cairo, Lagos, Kinshasa, Tokio, Shanghai, ...).
- Línea 2-. Plantear métodos alternativos de agregación/desagregación de parámetros y evaluar su impacto sobre los resultados de los modelos hidrológicos.
- Línea 3-. Dado que el modelo utilizado en esta tesis sólo ha considerado variables físicas, se propone incluir en la modelación del cambio de uso de suelo otras variables conductoras (económicas o sociales) para representar del mejor modo posible la evolución futura del uso del suelo.
- Línea 4-. Estimación de la incertidumbre en la cadena de simulaciones del cambio del régimen de crecidas en condiciones cambiantes de usos del suelo y clima como una herramienta para la toma de decisiones robustas bajo condiciones de alta incertidumbre.
- Línea 5-. La integración de las líneas anteriores en una aplicación informática, desarrollada en código libre, que permita a los gestores del territorio en diferentes niveles gubernamentales (tanto nacionales como regionales) tener acceso a herramientas sencillas de soporte para la toma de decisiones y elaboración de políticas y planes de gestión territorial compatibles con un desarrollo sostenible.

El desarrollo secuencial de las anteriores líneas de investigación permitiría avanzar hacia la optimización de la gestión de los recursos hídricos en el marco de la elaboración y toma de decisiones en los planes de gestión de cuencas que alberguen grandes ciudades en desarrollo. La optimización de la gestión de recursos hídricos es, precisamente, uno de los mayores retos a afrontar en el futuro próximo en el marco de las estrategias de actuación frente al cambio climático y los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Referencias

Abdullah, H. (2019). Las ciudades en la política mundial: respuestas locales a retos globales

Aguilar, A. G. y Ward, P. M. (2003). Globalization, regional development, and megacity expansion in Latin America: Analyzing Mexico City's periurban hinterland. *Cities*. [https://doi.org/10.1016/S0264-2751\(02\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0264-2751(02)00092-6)

Anand, J., Gosain, A. K. y Khosa, R. (2018). Prediction of land use changes based on Land Change Modeler and attribution of changes in the water balance of Ganga basin to land use change using the SWAT model. *Science of the Total Environment*, 644, 503–519. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.017>

Ansari, A. y Golabi, M. H. (2019). Prediction of spatial land use changes based on LCM in a GIS environment for Desert Wetlands – A case study: Meighan Wetland, Iran. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(1), 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.10.001>

Alcaldía de Bogotá (2018a). Plan de Ordenamiento Territorial de Bogotá D.C - Documento Resumen.

https://www.sdp.gov.co/sites/default/files/POT/3-DOCUMENTO_RESUMEN_14-06-19/DOCUMENTO_RESUMEN.pdf

Alcaldía Mayor de Bogotá (2016). Plan Distrital de Desarrollo 2016-2020.

<http://www.desarrolloeconomico.gov.co/planeacion-clasificacion-planes/plan-desarrollo-distrital-2016-2020.pdf>

Alcaldía Mayor de Bogotá (2018). Análisis demográfico y proyecciones poblacionales de Bogotá.

https://www.sdp.gov.co/sites/default/files/tomo_3._poblacion_pot_2020_version_2.pdf

Alexander, P., Prestele, R., Verburg, P. H., Arneth, A., Baranzelli, C., Batista e Silva, F., Brown, C., Butler, A., Calvin, K., Dendoncker, N., Doelman, J. C., Dunford, R., Engström, K., Eitelberg, D., Fujimori, S., Harrison, P. A., Hasegawa, T., Havlik, P., Holzhauser, S., ... Rounsevell, M. D. A. (2017). Assessing uncertainties in land cover projections. *Global Change Biology*, 23(2), 767–781. <https://doi.org/10.1111/gcb.13447>

Alexandratos, N. y Bruinsma, J. (2012). World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. In *FAO* (Issue 1).

Antonio, J., Aguilar, P. y Martín, M. D. (2006). Guía práctica sobre la modelización hidrológica y el modelo HEC-HMS. In *Cuadernos de geomática* (pp. 1–155).

Atullley, J. A., Kwaku, A. A., Owusu-Ansah, E. D. J., Ampofo, S., Jacob, A., & Nii, O. S. (2022). Modeling the impact of land cover changes on water balance in the Veua catchment of Ghana, 1985–2040. *Sustainable Water Resources Management*, 8(5). <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00727-9>.

Baker, M. E., Weller, D. E. y Jordan, T. E. (2006). Comparison of Automated Watershed Delineations: Effects on Land Cover Areas, Percentages, and Relationships to Nutrient Discharge. www.usgs.gov

Barnett, C. y Parnell, S. (2016). Ideas, implementation, and indicators: epistemologies of the post-2015 urban agenda. *Environment and Urbanization*, 28(1), 87–98. <https://doi.org/10.1177/0956247815621473>

Barrientos, G., Herrero, A., Iroumé, A., Mardones, O. y Batalla, R. J. (2020). Modelling the effects of changes in forest cover and climate on hydrology of headwater catchments in South Central Chile. *Water (Switzerland)*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/w12061828>

- Barrios Peña, M. I. (2009). Análisis de escalabilidad espacial para un modelo conceptual de producción de escorrentía.
- Beven, K. (2001). AGU Fellow, 1995, and the International Francqui Chair. In *Hydrology and Earth System Sciences* (Vol. 5, Issue 1).
- Bierkens, M. F. P. y Finke, P. (2001). Upscaling and Downscaling Methods for Environmental Research. <https://www.researchgate.net/publication/40186896>
- Blanco-Gómez, P., Jimeno-Sáez, P., Senent-Aparicio, J. y Pérez-Sánchez, J. (2019). Impact of climate change on water balance components and droughts in the Guajoyo River Basin (El Salvador). *Water (Switzerland)*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/w11112360>
- Bloschl, G. y Sivapalan, M. (1995). Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Processes*, 9(3–4), 251–290.
- Bobée, B. (1975). The Log Pearson Type 3 Distribution and Its Applications in Hydrology. 11(5).
- Bondeau, A., Smith, P. C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M. y Smith, B. (2007). Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, 13(3), 679–706. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01305.x>
- Bouwman, A. F., Kram, T. y Goldewijk, K. K. (2006). Integrated modelling of global environmental change. An overview of IMAGE 2.4. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands (Issue January).
- Brovkin, V., Boysen, L., Arora, V. K., Boisier, J. P., Cadule, P., Chini, L., Claussen, M., Friedlingstein, P., Gayler, V., van den Hurk, B. J. J. M., Hurtt, G. C., Jones, C. D., Kato, E., de Noblet-Ducoudre, N., Pacifico, F., Pongratz, J. y Weiss, M. (2013). Effect of anthropogenic land-use and land-cover changes on climate and land carbon storage in CMIP5 projections for the twenty-first century. *Journal of Climate*, 26(18), 6859–6881. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00623.1>
- Brown, L. A. (2014). The city in 2050: A kaleidoscopic perspective. *Applied Geography*, 49, 4–11. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.003>
- Burman, R. y Pochop, L. O. (1994). *Evaporation, Evapotranspiration and Climatic Data* (Elsevier).

Buytaert, W., Célleri, R., de Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J. y Hofstede, R. (2006b). Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1–2), 53–72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>

CAR (2012). Síntesis sobre la evaluación y proyección de la variabilidad interanual del clima relacionada con los fenómenos El Niño y la Niña. http://www.ideam.gov.co/documents/40860/609198/INFORME+TECNICO_Proyecci%C3%B3n+variabilidad.pdf/48b8d98d-0bd4-457e-946b-2d897002cbdb?version=1.0

CAR (2018). Propuesta Metodológica, para los entes territoriales de la Jurisdicción. <https://sie.car.gov.co/handle/20.500.11786/36908#page=1>

CAR (2019). Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica (POMCA) del Río Bogotá. Resumen Ejecutivo. Código 2120, 1–129. <https://sie.car.gov.co/handle/20.500.11786/37649#>

CAR y Consorcio Huitaca (2017). Ajuste del plan de ordenamiento y manejo de la cuenca del río Bogotá- Fase Diagnóstico (Issue Código 2120). <https://www.car.gov.co/uploads/files/volumenVGesti%C3%B3nRiesgoAjustePomca-RioBogota2017.pdf>

CAR y Universidad Nacional. (2018). Guía ilustrativa sobre Propuesta metodológica, para los entes territoriales de la jurisdicción CAR. <https://sie.car.gov.co/handle/20.500.11786/36908#page=1>

CEPAL (2013). Adaptación al cambio climático en megaciudades de América Latina. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/4056-clima-adaptacion-santiago-cas-adaptacion-al-cambio-climatico-megaciudades-america>

Chanapathi, T. y Thatikonda, S. (2020). Investigating the impact of climate and land use land cover changes on hydrological predictions over the Krishna River basin under present and future scenarios. *Science of the Total Environment*, 721, 137736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137736>

Chen, R., Zhang, Y., Xu, D. y Liu, M. (2018). Climate Change and Coastal Megacities: Disaster Risk Assessment and Responses in Shanghai City (pp. 203–216). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56469-2_14

CAR. (2014). Plan de Manejo Ambiental de la Reserva Forestal Regional Productora del Norte de Bogotá, D. C. “Thomas Van Der Hammen”. <https://www.car.gov.co/vercontenido/1152>

- DANE, D. administrativo nacional de estadística. (1986). XV Censo nacional de población y IV de vivienda. <http://biblioteca.dane.gov.co/biblioteca/categories/46/>
- Degórska, B. y Degórski, M. (2018). Influence of Climate Change on Environmental Hazards and Human Well-Being in the Urban Areas—Warsaw Case Study Versus General Problems. In: Mal, S., Singh, R., Huggel, C. (eds) *Climate Change, Extreme Events and Disaster Risk Reduction. Sustainable Development Goals Series*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56469-2_3
- Díaz-Granados M. y Camacho Botero L. (2012) Valoración de cambios hidrológicos en la cuenca del río Bogotá. *Revista de Ingeniería. Universidad de los Andes*. (36), 77-85 Bogotá D.C., ISSN. 0121-4993. <https://revistas.uniandes.edu.co/doi/pdf/10.16924/revinge.36.13>
- Dixon, B. y Earls, J. (2012). Effects of urbanization on streamflow using SWAT with real and simulated meteorological data. *Applied Geography*, 35(1–2), 174–190. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.06.010>
- Dotto, C. B. S., Kleidorfer, M., Deletic, A., Rauch, W., McCarthy, D. T. y Fletcher, T. D. (2011). Performance and sensitivity analysis of stormwater models using a Bayesian approach and long-term high-resolution data. *Environmental Modelling and Software*, 26(10), 1225–1239. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.03.013>
- EAAB. (2006). Plan Maestro de Acueducto y Alcantarillado (Documento Técnico Soporte). <https://sie.car.gov.co/handle/20.500.11786/13#page=1>
- Eilander, D., van Verseveld, W., Yamazaki, D., Weerts, A., Winsemius, H. C. y Ward, P. J. (2021). A hydrography upscaling method for scale-invariant parametrization of distributed hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(9), 5287–5313. <https://doi.org/10.5194/hess-25-5287-2021>
- Ellis, E. C., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Lightman, D. y Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Goldewijk, K. K. y Verburg, P. H. (2013). Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(20), 7978–7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>

- Elvidge, C. D., Tuttle, B. T., Sutton, P. S., Baugh, K. E., Howard, A. T., Milesi, C., Bhaduri, B. L. y Nemani, R. (2007). Global distribution and density of constructed impervious surfaces. *Sensors*, 7(9), 1962–1979. <https://doi.org/10.3390/s7091962>
- European Commission. (2011). *Regional Policy Mapping Guide for a European Urban Atlas*.
<https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/urban-atlas-mapping-guide>
- European Commission, y Joint Research Centre - JRC. (2018). *Atlas of the Human Planet 2018 - A World of Cities*. European Commission. <https://doi.org/10.2760/124503>.
- Euscátegui, C. y Hurtado, G. (2010). Análisis del impacto del fenómeno "la niña" (Issue 571). www.ideam.gov.co
- Fang, H. y Fan, Z. (2021). Impacts of climate and land use changes on water and sediment yields for the black soil region, northeastern China. *Environment, Development and Sustainability*, 23(4), 6259–6278. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00871-2>
- Fletcher, T. D., Andrieu, H. y Hamel, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, 51. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>.
- Fischer, J. y Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Francés, F., Vélez, J. I. y Vélez, J. J. (2007). Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332(1–2), 226–240. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.06.032>
- Francés, F. y Vélez, J. J. (2008). Calibración automática de las condiciones iniciales de humedad para mejorar la predicción de eventos de crecida. *Avances en Recursos Hídricos*, (18), 25–36. [fecha de consulta 10 de junio de 2022]. ISSN: 0121-5701. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=145012856003>

- Fufa Tufa, D., Abbulu, Y. y Srinivasarao, G. V. R. (2014). Watershed hydrological response to changes in land use/land covers patterns of river basin: a review. 4, 157–170. www.tjprc.org
- Gashaw, T., Tulu, T., Argaw, M. y 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.sci-totenv.2017.11.191>
- Gent, P. R., Danabasoglu, G., Donner, L. J., Holland, M. M., Hunke, E. C., Jayne, S. R., Lawrence, D. M., Neale, R. B., Rasch, P. J., Vertenstein, M., Worley, P. H., Yang, Z. L. y Zhang, M. (2011). The community climate system model version 4. *Journal of Climate*, 24(19), 4973–4991. <https://doi.org/10.1175/2011JCLI4083.1>
- Ghosh, I. y Hellweger, F. L. (2012). Effects of Spatial Resolution in Urban Hydrologic Simulations. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(1), 129–137. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000405](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000405)
- Giles, P. T. y Burgoyne, J. M. (2008). Skole, D.L. and Tucker, C.J. 1993: Tropical and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260, 1905–1910. *Progress in Physical Geography*, 32(5), 575–580. <https://doi.org/10.1177/0309133308096755>
- GIMHA (2018). Descripción Del Modelo Hidrológico Conceptual Distribuido Tetis.
- GIMHA (2021). Manual de usuario TETIS.
- Greenlee, D. D. (1987). Raster and Vector Processing for Scanned Linework. Geological Survey.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760.
- Haas, J. y Ban, Y. (2014). Urban growth and environmental impacts in Jing-Jin-Ji, the Yangtze, River Delta and the Pearl River Delta. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30(1), 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.12.012>.
- Haines, A., Kovats, R. S., Campbell-Lendrum, D. y Corvalan, C. (2006). Climate change and human health: Impacts, vulnerability and public health. *Public Health*, 120(7), 585–596. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2006.01.002>.

- Hallegatte, S., Ranger, N., Bhattacharya, S., Bachu, M., Priya, S., Dhore, K., Rafique, F., Mathur, P., Naville, N., Henriot, F., Patwardhan, A., Narayanan, K., Ghosh, S. y Karmakar, S. (2010). Flood Risks, Climate Change Impacts and Adaptation Benefits in Mumbai: An Initial Assessment of Socio-Economic Consequences of Present and Climate Change Induced Flood Risks and of Possible Adaptation Options. www.oecd.org/env/work-ingpapers
- Hargreaves, G. H., Asce, F. y Allen, R. G. (2003). History and Evaluation of Hargreaves Evapotranspiration Equation. 1–11. <https://doi.org/10.1061/ASCE0733-94372003129:153>.
- Heinrichs, D., Krellenberg, K., Hansjürgens, B. y Martínez, F. (2012). Risk Habitat Megacity. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-11544-8>
- Hofstede, R. (1995). The Effects of Grazing and Burning on Soil and Plant Nutrient Concentrations in Colombian Paramo Grasslands. *Plant and Soil*, 173(1), 111–132. <https://doi.org/10.1007/bf00155524>
- Houghton, R. A. y Hackler, J. L. (2001). Carbon Flux to the Atmosphere from Land Use Changes: 1850 to 1990. In Environmental Sciences Division; Office of Biological and Environmental Research U.S. Department of Energy.
- IAvH (2007). Atlas de Páramos. In Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (Primera Ed, Vol. 1). Grey Comercializadora Ltda. <http://www.humboldt.org.co/es/estado-de-los-recursos-naturales/item/1291-atlas-paramos-colombia>
- Ichiba, A., Gires, A., Tchiguirinskaia, I., Schertzer, D., Bompard, P. y Veldhuis, M. C. ten. (2018). Scale effect challenges in urban hydrology highlighted with a distributed hydrological model. In *Hydrology and Earth System Sciences* (Vol. 22, Issue 1). Copernicus GmbH. <https://doi.org/10.5194/hess-22-331-2018>
- IDEAM (2001). Colombia: Primera Comunicación Nacional ante La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio climático. IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). <http://www.ideam.gov.co/documents/40860/219937/primera-comunicacion--nacional/b99663bb-9023-47d1-b54a-41f74cca0b1e>
- IDEAM, (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología,

Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D.C., 72p. <https://docplayer.es/17487346-Leyenda-nacional-de-coberturas-de-la-tierra-metodologia-corine-land-cover-adaptada-para-colombia-escala-1-100-000.html>

IDEAM (2010a). Generación de escenarios de cambio climático regionales y locales a partir de modelos globales - Guía para tomadores de decisiones.

<http://www.ideam.gov.co/documents/21021/21138/Gu%C3%ADa+Escenarios+para+Tomadores+de+Decisiones.pdf/fa7abe38-43cc-49c8-96a3-f2b5c24ecce3>

IDEAM (2010b). Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático.

IDEAM (2012). Glaciares de Colombia: más que montañas con hielo. IDEAM.

IDEAM (2015). Escenarios de cambio climático para la precipitación y temperatura en Colombia. www.ideam.gov.co

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, y CANCELLERIA (2015). Nuevos escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 Herramienta científicas para la toma de decisiones - Enfoque Nacional- Departamental. www.ideam.gov.co

IDEAM (2017). TERCERA COMUNICACIÓN NACIONAL DE COLOMBIA. www.cambioclimatico.gov.co;

IGAC (2000). Estudio General de suelos y zonificación de tierras del departamento de Cundinamarca (Instituto geográfico Agustín Codazzi, Ed.).

IGAC; Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2013). ¿En dónde están los mejores suelos para cultivar en el país? | Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Retrieved April 3, 2020, de <https://igac.gov.co/es/noticias/en-donde-estan-los-mejores-suelos-para-cultivar-en-el-pais>

INGEOMINAS, Bermúdez, O. y Velandia, F. (2002). Modelo hidrogeológico conceptual de la sabana de Bogotá.

Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Editorial Scripto Ltda.

IPCC (2007). Cambio climático 2007 informe de síntesis. IPCC.

IPCC (2014). Climate change 2014: synthesis report.

- Jacobs-Crisioni, C., Rietveld, P., & Koomen, E. (2014). The impact of spatial aggregation on urban development analyses. *Applied Geography*, 47, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.11.014>.
- Jat, M. K., Choudhary, M. y Saxena, A. (2017). Application of geospatial techniques and cellular automata for modelling urban growth of a heterogeneous urban fringe. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*, 20(2), 223–241. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2017.02.002>
- José, M., Osorio Yepes, S., Cataño Álvarez, S., Julián, J., Upegui, V., del Carmen, J., Nájera, Z., Ignacio Vélez Upegui, J., Yaneth, C., Trujillo, C. y Vargas Martínez, N. O. (2016, September 30). Respuesta de un modelo distribuido de hidrología y sedimentos ante cambios de parámetros. Rio Fonce, Colombia. Congreso Latinoamericano de Hidráulica.
- Keller, L., Rössler, O., Martius, O. y Weingartner, R. (2019). Comparison of scenario neutral approaches for estimation of climate change impacts on flood characteristics. *Hydrological Processes*, 33(4), 535–550. <https://doi.org/10.1002/hyp.13341>
- Kling, H., Gupta, H. v, Yilmaz, K. K., Martinez-Baquero, G. F. y Andreassian, V. (2009). Decomposition of the Mean Squared Error y NSE Performance Criteria: Implications for improving Hydrological Modelling.
- Kok, K. (2004). The role of population in understanding Honduran land use patterns. *Journal of Environmental Management*, 15(1), 35–50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.03.013>
- Koohi, S. y Azizian, A. (2021). Calibration of a Distributed Hydrological Model (VIC-3L) Based On Global Water Resources Reanalysis Dataset. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-852004/v1>
- Kourtit, K., Nijkamp, P. y Reid, N. (2014). The new urban world: Challenges and policy. *Applied Geography*, 49, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.01.007>
- Krellenberg, K., Jordán, R., Rehner, J., Schwarz, A., Infante, B., Barth, K. y Pérez, A. (2014). Adaptation to climate change in megacities of Latin America. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/35898/1/S2013069_en.pdf
- Kundzewicz, Z.W., Luger, N., Dankers, R. *et al.* (2010). Assessing river flood risk and adaptation in Europe—review of projections for the future. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 15, 641–656. <https://doi.org/10.1007/s11027-010-9213-6>

- Kumar, R., Livneh, B. y Samaniego, L. (2013). Toward computationally efficient large scale hydrologic predictions with a multiscale regionalization scheme. *Water Resources Research*, 49(9), 5700–5714. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20431>
- Lamichhane, S. y Shakya, N. M. (2019). Integrated assessment of climate change and land use change impacts on hydrology in the Kathmandu Valley watershed, Central Nepal. *Water (Switzerland)*, 11(10). <https://doi.org/10.3390/w11102059>
- Leonards, G. A. (1962). *Evapotranspiration del cultivo* (McGraw-Hill, Ed.).
- Leta, M. K., Demissie, T. A. y Tränckner, J. (2021). Modeling and prediction of land use land cover change dynamics based on land change modeler (Lcm) in nashe watershed, upper blue nile basin, Ethiopia. *Sustainability (Switzerland)*, 13(7). <https://doi.org/10.3390/su13073740>
- Li, E., Endter-Wada, J. y Li, S. (2015). Characterizing and Contextualizing the Water Challenges of Megacities. *Journal of the American Water Resources Association*, 51(3), 589–613. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12310>
- Li, K., Feng, M., Biswas, A., Su, H., Niu, Y. y Cao, J. (2020). Driving factors and future prediction of land use and cover change based on satellite remote sensing data by the LCM model: A case study from gansu province, China. *Sensors (Switzerland)*, 20(10). <https://doi.org/10.3390/s20102757>
- Liu, J. y Shi, Z. (2017). Quantifying land-use change impacts on the dynamic evolution of flood vulnerability. *Land Use Policy*, 65(April), 198–210. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.012>
- Lizarazo, P. (2013). *Cuadernos de Desarrollo Económico* 27.
- Lossouarn, C., Pangare, V., Fenghua, S., Lentini, E. J., Dickinson, M. A., Dung, T., Ngoc, T., Perset, M., San, T., Phan, H., Lossouarn, C., Pangare, V., Fenghua, S., Lentini, E. J. y Loftus, T. (2017). *Agua, Megaciudades y Cambio Climático* To cite this version: HAL Id : hal-01449119.
- Mal, S., Singh, R. B., Huggel, C. y Grover, A. (2018). Introducing Linkages Between Climate Change, Extreme Events, and Disaster Risk Reduction (pp. 1–14). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56469-2_1

- Marhaento, H., Booij, M. J. y Hoekstra, A. Y. (2018). Hydrological response to future land use change and climate change in a tropical catchment. *Hydrological Sciences Journal*, 63(9), 1368–1385. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1511054>
- Martínez Herrera, J. (2015). El proceso de urbanización en los municipios de la Sabana de Bogotá I. Universidad Piloto.
- Mas, J., Kolb, M., Paegelow, M., Teresa, M., Olmedo, C. y Houet, T. (2014). Inductive pattern based land use / cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling and Software*, 51, 94–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.010>
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. y Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504–509. <https://doi.org/10.1126/sci-ence.277.5325.504>
- Mendoza S., J. E. y Etter R., A. (2002). Multitemporal analysis (1940-1996) of land cover changes in the southwestern Bogotá highplain (Colombia). *Landscape and Urban Planning*, 59(3), 147–158. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00012-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00012-9)
- Meresa, H., Tischbein, B. y Mekonnen, T. (2022). Climate change impact on extreme precipitation and peak flood magnitude and frequency: observations from CMIP6 and hydrological models. *Natural Hazards*, 111(3), 2649–2679. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-05152-3>
- Merz, R., Parajka, J. y Blöschl, G. (2009). Scale effects in conceptual hydrological modeling. *Water Resources Research*, 45(9). <https://doi.org/10.1029/2009WR007872>
- Ministerio de Ambiente. y (IDEAM). (2005). Atlas Climatológico de Colombia.
- Moel, H. y Aerts, J. C. J. H. (2011). Effect of uncertainty in land use, damage models and inundation depth on flood damage estimates. *Natural Hazards*, 58(1), 407-425.
- Montoya J. (2008). Desarrollo de un modelo conceptual de producción transporte y depósito de sedimentos.
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N. y 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>

- Nie, W., Yuan, Y., Kepner, W., Nash, M. S., Jackson, M., & Erickson, C. (2011). Assessing impacts of Landuse and Landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *Journal of Hydrology*, 407(1–4), 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.012>.
- Niemczynowicz, J. (2009). Megacities from a Water Perspective. *Water International*, 21(4), 198–205.
- Nilawar, A. P., & Waikar, M. L. (2019). Impacts of climate change on streamflow and sediment concentration under RCP 4.5 and 8.5: A case study in Purna river basin, India. *Science of The Total Environment*, 650, 2685–2696.
- Oñate-Valdivieso, F., Oñate-Paladines, A. y Collaguazo, M. (2022). Spatiotemporal Dynamics of Soil Impermeability and Its Impact on the Hydrology of An Urban Basin. *Land*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/land11020250>
- Pabón Caicedo, J. D. (2011). El Cambio Climático en el territorio de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca CAR. <http://sie.car.gov.co/handle/20.500.11786/33708>.
- Padonou, E. A., Lykke, A. M., Bachmann, Y., Idohou, R. y Sinsin, B. (2017). Mapping changes in land use/land cover and prediction of future extension of bowé in Benin, West Africa. *Land Use Policy*, 69(September), 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.015>.
- Pandey, V. P., Dhaubanjhar, S., Bharati, L., & Thapa, B. R. (2019). Hydrological response of Chamelia watershed in Mahakali Basin to climate change. *Science of the Total Environment*, 650, 365–383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.053>.
- Parajuli, P. B. (2010). Assessing sensitivity of hydrologic responses to climate change from forested watershed in Mississippi. *Hydrological Processes*, 24(26), 3785–3797. <https://doi.org/10.1002/hyp.7793>.
- Pattison, I. y Lane, S. N. (2012). The link between land-use management and fluvial flood risk: A chaotic conception? *Progress in Physical Geography*, 36(1), 72–92. <https://doi.org/10.1177/0309133311425398>.
- Pimm, S. L. y Raven, P. (2000). Extinction by numbers. *Nature*, 403(6772), 843–845. <https://doi.org/10.1038/35002708>.

- Pitman, A. J., de Noblet-Ducoudré, N., Cruz, F. T., Davin, E. L., Bonan, G. B., Brovkin, V., Claussen, M., Delire, C., Ganzeveld, L., Gayler, V., van den Hurk, B. J. J. M., Lawrence, P. J., van der Molen, M. K., Müller, C., Reick, C. H., Seneviratne, S. I., Strengen, B. J. y Voldoire, A. (2009). Uncertainties in climate responses to past land cover change: First results from the LUCID intercomparison study. *Geophysical Research Letters*, 36(14), 1–6. <https://doi.org/10.1029/2009GL039076>.
- Planton, S., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. y Midgley, P. M. (2013). IPCC: Glosario.
- Pontius, R. G. (2019). Component intensities to relate difference by category with difference overall. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 77(July 2018), 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.07.024>.
- Poska, A., Sepp, E., Veski, S. y Koppel, K. (2008). Using quantitative pollen based land cover estimations and a spatial CA_Markov model to reconstruct the development of cultural landscape at Rõuge, South Estonia. *Vegetation History and Archaeobotany*, 17(5), 527–541. <https://doi.org/10.1007/s00334-007-0124-8>.
- Prasad, R. y Rishideo, J. (2018). Peak Discharge Analyses for Flood Management in Lower Gandak Basin (pp. 295–309). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56469-2_20.
- Prestele, R., Alexander, P., Rounsevell, M. D. A., Arneth, A., Calvin, K., Doelman, J., Eitelberg, D. A., Engström, K., Fujimori, S., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Jain, A. K., Krisztin, T., Kyle, P., Meiyappan, P., Popp, A., Sands, R. D., Schaldach, R., Verburg, P. H. (2016). Hotspots of uncertainty in land-use and land-cover change projections: a global-scale model comparison. *Global Change Biology*, 22(12), 3967–3983. <https://doi.org/10.1111/gcb.13337>.
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C. y Foley, J. A. (2008). Farming the planet: Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1). <https://doi.org/10.1029/2007GB002952>.
- Ramos Fernández, L. y Francés García, F. (2014). Modelación hidrológica distribuida aplicada a la cuenca hidrográfica del río Júcar (España). *Anales Científicos*, 75(2), 324. <https://doi.org/10.21704/ac.v75i2.971>.
- Ravazzani, G., Bocchiola, D., Groppelli, B., Soncini, A., Rulli, M. C., Colombo, F., Mancini, M. y Rosso, R. (2015). Simulation continue de l'écoulement fluvial pour

- l'estimation de l'indice de crue dans un bassin alpin du Nord de l'Italie. *Hydrological Sciences Journal*, 60(6), 1013–1025. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.916405>.
- Rodrigues, A. L. M., Reis, G. B., dos Santos, M. T., da Silva, D. D., dos Santos, V. J., de Siqueira Castro, J. y Calijuri, M. L. (2019). Influence of land use and land cover's change on the hydrological regime at a Brazilian southeast urbanized watershed. *Environmental Earth Sciences*, 78(20). <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8601-9>.
- Rodríguez, J. P., Camacho, L. A., Raciny, I. C., Maksimovic, C. y McIntyre, N. (2008). Bogotá's urban drainage system: context, research activities and perspectives. 378–386.
- Rodríguez-Jeangros, N., Camacho, L. A., Rodríguez, J. P. y McCray, J. E. (2017). Integrated Urban Water Resources Model to Improve Water Quality Management in Data-Limited Cities with Application to Bogotá, Colombia. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 4(2), 04017019. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000846>.
- Rojas, I., Becerra, P., Gálvez, N., Laker, J., Bonacic, C. y Hester, A. (2011). Relationship between fragmentation, degradation, and native and exotic species richness in an Andean temperate forest of Chile. *Gayana. Botánica*, 68(2), 163–175. <https://doi.org/10.4067/s0717-66432011000200006>.
- Romero, C. P., García-Arias, A., Dondeynaz, C. y Francés, F. (2020). Assessing anthropogenic dynamics in megacities from the characterization of land use/land cover changes: The Bogotá study case. *Sustainability (Switzerland)*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/su12093884>.
- Roodsari, B. K. y Chandler, D. G. (2017). Distribution of surface imperviousness in small urban catchments predicts runoff peak flows and stream flashiness. *Hydrological Processes* 31(17), 2990–3002. <https://doi.org/10.1002/hyp.11230>.
- Rothwell, A., Ridoutt, B., Page, G. y Bellotti, W. (2015). Feeding and housing the urban population: Environmental impacts at the periurban interface under different land use scenarios. *Land Use Policy*, 48, 377–388. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.017>.
- Samaniego, L., Kumar, R. y Attinger, S. (2010). Multiscale parameter regionalization of a grid-based hydrologic model at the mesoscale. *Water Resources Research*, 46(5). <https://doi.org/10.1029/2008WR007327>.

- Sangermano, F., Toledano, J. y Eastman, R. (2012). Land cover change in the Bolivian Amazon and its implications for REDD+ and endemic biodiversity. *Landscape Ecology*, 27(4), 571–584. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9710..>
- Salvadore, E., Bronders, J. y Batelaan, O. (2015). Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. In *Journal of Hydrology* (Vol. 529, Issue P1). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028>.
- Salazar-Galán, S., García-Bartual, R., Salinas, J. L. y Francés, F. (2021). A process-based flood frequency analysis within a trivariate statistical framework. Application to a semi-arid Mediterranean case study. *Journal of Hydrology*, 603, 127081.
- Salazar-Galán, S., Mascort-Albea, E. y Sánchez-Fuentes, D. (2022). Redefinición territorial post covid-19: Resiliencia frente a riesgos y desequilibrios en los modelos urbanos. *Eure*, 48(143). <https://doi.org/10.7764/eure.48.143.16>.
- Santé, I., García, A. M., Miranda, D. y Crecente, R. (2010). Cellular automata models for the simulation of real-world urban processes: A review and analysis. *Landscape and Urban Planning*, 96(2), 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.03.001>.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R., Biology, C. y Mar, N. (1991). Saunders D., Hobbs R., Margules C. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. March. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>.
- Saxton, K. E. y Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569–1578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>.
- Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Haddeland, I., Arnell, N. W., Clark, D. B., Dankers, R., Eisner, S., Fekete, B. M., Colón-González, F. J., Gosling, S. N., Kim, H., Liu, X., Masaki, Y., Portmann, F. T., Satoh, Y., Stacke, T., Tang, Q., Wada, Y., ... Kabat, P. (2014). Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(9), 3245–3250. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>.
- Schweppe, R., Thober, S., Muller, S., Kelbling, M., Kumar, R., Attinger, S. y Samaniego, L. (2022). MPR 1.0: A standalone multiscale parameter regionalization tool for improved parameter estimation of land surface models. *Geoscientific Model Development*, 15(2), 859–882. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-859-2022>.

- Scheuber, M. (2010). Potentials and limits of the k-nearest-neighbour method for regionalising sample-based data in forestry. *European Journal of Forest Research*, 129(5), 825–832. <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0290-6>.
- Seibert, J. y van Meerveld, H. J. I. (2016). Hydrological change modeling: Challenges and opportunities. *Hydrological Processes*, 30(26), 4966–4971. <https://doi.org/10.1002/hyp.10999>.
- Siswanto, S. Y. (2020). Impact Evaluation of Future Climate and Land Use Scenarios on Water and Sediment Regime using Distributed Hydrological Modelling in a Tropical Rainforest Catchment in West Java (Indonesia) Dissertation of Doctor [Thesis, Universitat Politècnica de Valencia]. [https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/153152/Siswanto - Impact Evaluation of Future Climate and Land Use Scenarios on Water and Sediment Regimen. sequence=1yisAllowed=y](https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/153152/Siswanto%20-%20Impact%20Evaluation%20of%20Future%20Climate%20and%20Land%20Use%20Scenarios%20on%20Water%20and%20Sediment%20Regimen.%20sequence%3D1yisAllowed%3Dy)
- Siswanto, S. Y. y Francés, F. (2019). How land use/land cover changes can affect water, flooding and sedimentation in a tropical watershed: a case study using distributed modeling in the Upper Citarum watershed, Indonesia. *Environmental Earth Sciences*, 78(17), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8561-0>.
- Sommeria, G. (2019). The World Climate Research Programme (WCRP) celebrates its 40th anniversary. *Society for Meteorology and Climate Meteo et Climat*, 107, 9–11.
- Solomon, S., Plattner, G.-K., Knutti, R. y Friedlingstein, P. (2009). Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. www.pnas.org/cgi/content/full/
- Stellian, R. y Danna-Buitrago, J. P. (2017). Competitividad de los productos agropecuarios colombianos en el marco del tratado de libre comercio con los Estados Unidos: Análisis de las ventajas comparativas. *Cepal Review*.
- Sugiyama, M., Fujimori, S., Wada, K., Oshiro, K., Kato, E., Komiyama, R., Silva Herran, D., Matsuo, Y., Shiraki, H. y Ju, Y. (2021). EMF 35 JMIP study for Japan's long term climate and energy policy: scenario designs and key findings. *Sustainability Science*, 16(2), 355–374. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-00913-2>.
- Suling He, Jie Li, Jinliang Wang y Fang Liu (2022) Evaluation and analysis of upscaling of different land use/land cover products (FORM-GLC30, GLC_FCS30, CCI_LC, MCD12Q1 and CNLUCC): a case study in China, Geocarto International, DOI: 10.1080/10106049.2022.2127926

- Takeuchi, H. y Tanaka, H. (2020). Water reuse and recycling in Japan — History, current situation, and future perspectives. *Water Cycle*, 1, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.001>.
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J. y Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4), 485–498. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>.
- Tian, L., Li, Y., Yan, Y. y Wang, B. (2017). Measuring urban sprawl and exploring the role planning plays: A shanghai case study. *Land Use Policy*, 67(September 2016), 426–435. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.002>.
- Tinjacá-Peña, D. (2017). Sistema Inteligente y colaborativo para la optimización del uso de transporte publico SICOUT. <https://reunir.unir.net/handle/123456789/4995>.
- UNDESA. (2019). World Population Prospects 2019: Highlights. In *Futuribles* (Paris, France: 1981) (Issue 141). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12283219>.
- UNDESA, Department of Economic and Social Affairs, P. D. (2014). World Urbanization Prospects. <https://population.un.org/wup/publications/files/wup2014-report.pdf>.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, P. D. (2019). World Population Prospects 2019. In *United Nations* (Issue 141). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pub-med/12283219>.
- United Nations. (2018). World Population Prospects: The 2018 Revision. In *United Nations Economic and Social Affairs*. <https://population.un.org/wup/>.
- United Nations (2022). World Cities Report 2022 Envisaging the Future of Cities. https://unhabitat.org/sites/default/files/2022/06/wcr_2022.pdf.
- United Nations (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe. www.cepal.org/es/suscripciones.
- Van Der Heijden, J. (2019). Studying urban climate governance: Where to begin, what to look for, and how to make a meaningful contribution to scholarship and practice. *Earth System Governance*, 1, 100005. <https://doi.org/10.1016/j.esg.2019.100005>.
- Vásquez, D. L. A., Balslev, H. y Sklenář, P. (2015). Human impact on tropical alpine plant diversity in the northern Andes. *Biodiversity and Conservation*, 24(11), 2673–2683. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0954-0>

- Valeo, C. y Moin, S. M. A. (2000). Grid-resolution effects on a model for integrating urban and rural areas. *Hydrological Processes*, 14(14), 2505–2525. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(20001015\)14:14<2505::AID-HYP111>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/1099-1085(20001015)14:14<2505::AID-HYP111>3.0.CO;2-3)
- Veldkamp, A. y Fresco, L. (1996). CLUE: a conceptual model to study the Conversion of Land Use and its Effects. 61, 253–270.
- Veldkamp, A. y Lambin, E. F. (2001). Predicting land use change. In *Ecosystems and Environment* (Vol. 85).
- Verbeiren, B., van de Voorde, T., Canters, F., Binard, M., Cornet, Y. y Batelaan, O. (2012). Assessing urbanisation effects on rainfall-runoff using a remote sensing supported modelling strategy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21(1), 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.08.011>
- Verburg, P. H., Neumann, K. y Nol, L. (2011). Challenges in using land use and land cover data for global change studies. *Global Change Biology*, 17(2), 974–989. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02307.x>
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Watts, N., Adger, W. N. y Agnolucci, P. (2015). Health and climate change: Policy responses to protect public health. In *Environnement, Risques et Sante* (Vol. 14, Issue 6, pp. 466–468). John Libbey Eurotext. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)60854-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)60854-6)
- Wei, Y., Wang, Z., Wang, H., Yao, T. y Li, Y. (2018). Promoting inclusive water governance and forecasting the structure of water consumption based on compositional data: A case study of Beijing. *Science of the Total Environment*, 634, 407–416. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.325>
- Weng, Q. (2001). Modeling urban growth effects on surface runoff with the integration of remote sensing and GIS. *Environmental Management*, 28(6), 737–748. <https://doi.org/10.1007/s002670010258>
- Wirion, C., Ho, K. N. y Bauwens, W. (2015). Using remote sensing to describe urban surface properties for improved hydrological modelling Quantification of model uncertainties in groundwater drought simulations under climate change View project FlaFloM-EU LIFE project View project. <https://www.researchgate.net/publication/282849358>

- WWF (2012). Una mirada a la agricultura de Colombia desde su Huella Hídrica Reporte Colombia 2012. https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/hh_colombia_6b.pdf.
- Yin, Z., Feng, Q., Yang, L., Wen, X., Si, J. y Zou, S. (2017). Long term quantification of climate and land cover change impacts on streamflow in an alpine river catchment, northwestern China. *Sustainability* (Switzerland), 9(7). <https://doi.org/10.3390/su9071278>
- Yu, W., Zang, S., Wu, C., Liu, W. y Na, X. (2011). Analyzing and modeling land use land cover change (LUCC) in the Daqing. *Applied Geography*, 31(2), 600–608. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.11.019>
- Zabaleta, A., Garmendia, E., Mariel, P., Tamayo, I. y Antigüedad, I. (2018). Land cover effects on hydrologic services under a precipitation gradient. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(10), 5227–5241. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5227-2018>
- Zhang, Z., Kane, D. L. y Hinzman, L. D. (s.f.). Development and application of a spatially distributed Arctic hydrological and thermal process model (ARHYTHM).
- Zhou, R., Zhang, H., Ye, X. Y., Wang, X. J. y Su, H. L. (2016). The delimitation of urban growth boundaries using the clue-s land-use change model: Study on Xinzhuang town, Changshu City, China. *Sustainability* (Switzerland), 8(11). <https://doi.org/10.3390/su8111182>
- Zhou, Y., Wang, Y., Gold, A. J. y August, P. V. (2010). Modélisation des relations pluviédébit à l'échelle du bassin versant utilisant des données à haute résolution spatiale sur les surfaces imperméables. *Hydrogeology Journal*, 18(6), 1413–1423. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0618-9>