

Simulador piloto de la oferta y la demanda hídrica en
una microcuenca rural para la validación de
metodologías y la evaluación de políticas de manejo
sostenible del recurso agua

Lina Zuluaga Duque, I.C.

Directora: Ph. D. Verónica Botero Fernández

Trabajo de investigación presentado como requisito para optar al título de Magister en
Medio Ambiente y Desarrollo



Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo

Facultad de Minas

Universidad Nacional de Colombia

Sede Medellín

2011

Índice General

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. MOTIVACIÓN	1
1.2. OBJETIVOS	1
1.3. APOORTE	2
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	3
2.1. USO DE MODELOS DE DINÁMICA DE SISTEMAS EN LA PLANEACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS	4
2.2. IMPACTO DE LA VEGETACIÓN EN EL BALANCE HÍDRICO	7
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA	11
3.1. INTRODUCCIÓN	11
3.2. MÓDULO DE OFERTA	12
3.2.1. Ecuación de Balance Hídrico.....	12
3.2.2. Oferta neta del recurso hídrico	15
3.3. MÓDULO DE DEMANDA	16
3.3.1. Demanda Doméstica	17
3.3.2. Demanda Agrícola.....	20
3.3.3. Demanda Pecuaria.....	21
3.3.4. Demanda turística y recreativa	22
3.3.5. Demanda total del recurso hídrico	22

3.3.6.	Índice de escasez.....	23
3.4.	ESCENARIOS.....	24
CAPÍTULO 4. CALIBRACIÓN, VALIDACIÓN Y RESULTADOS.....		25
4.1.	INTRODUCCIÓN	25
4.2.	INFORMACIÓN.....	25
4.2.1.	Módulo de Oferta.....	26
4.2.2.	Módulo de Demanda	33
4.3.	RESULTADOS.....	34
4.3.1.	Calibración módulo de oferta.....	34
4.3.2.	Validación módulo de oferta	36
4.3.3.	Módulo de demanda.....	38
4.3.4.	Escenarios	41
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO.....		55
5.1.	CONCLUSIONES.....	55
5.1.1.	Sobre el modelo	55
5.1.2.	Sobre los escenarios.....	55
5.1.3.	Sobre los datos	56
5.2.	TRABAJO FUTURO	56
CAPÍTULO 6. BIBLIOGRAFÍA.....		59

Índice de Figuras

Figura 3.2-1 Oferta de agua representada por el modelo de recursos hídricos	15
Figura 3.3-1 Proyección de población – Método Aritmético	17
Figura 3.3-2 Proyección de población – Método geométrico	18
Figura 3.3-3 Proyección de población – Método Universidad Nacional	19
Figura 3.3-4 Demanda doméstica representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca	20
Figura 3.3-5 Demanda agrícola representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca	20
Figura 3.3-6 Total demanda agrícola representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca	21
Figura 3.3-7 Demanda pecuaria representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca	21
Figura 3.3-8 Total demanda pecuaria representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca	22
Figura 3.3-9 Demanda turística y recreativa representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca.....	22
Figura 4.2-1 Localización de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	26
Figura 4.2-2 Precipitación pluvial anual (mm) en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas. Período 1959 – 2006.....	27
Figura 4.2-3 Caudales promedios (m ³ /s) en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas. Período 1959 – 2006.....	29
Figura 4.2-4 Área cubierta por bosque en la cuenca (%) 1959 – 2006.....	32
Figura 4.3-1 Porcentaje de cobertura boscosa y Evapotranspiración media anual simulada para la calibración del modelo en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	35
Figura 4.3-2 Caudales medios anuales simulados (línea punteada) y caudales medios anuales observados para la cuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	36
Figura 4.3-3 Porcentaje de cobertura boscosa y Evapotranspiración media anual simulada para la validación del modelo en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	37
Figura 4.3-4 Caudales medios anuales simulados (línea punteada) y caudales medios anuales observados para la validación del modelo - cuenca de la quebrada Piedras Blancas-.....	37

Figura 4.3-5 Proyección de población – Método aritmético	38
Figura 4.3-6 Proyección de población – Método geométrico	38
Figura 4.3-7 Proyección de población – Método UNAL	39
Figura 4.3-8 Oferta hídrica futura con generador aleatorio de series de precipitación	41
Figura 4.3-9 Series de tiempo simuladas de Precipitación, evapotranspiración y caudal – Escenario 1	42
Figura 4.3-10 Demanda total y balance hídrico – Escenario 1.....	43
Figura 4.3-11 Oferta y demanda – Escenario 1	43
Figura 4.3-12 Índice de escasez – Escenario 1	43
Figura 4.3-13 Series de tiempo simuladas de Precipitación reducida por el cambio climático y evapotranspiración – Escenario 2.....	45
Figura 4.3-14 Oferta hídrica - Escenario 2.....	45
Figura 4.3-15 Demanda total y balance hídrico – Escenario 2.....	45
Figura 4.3-16 Oferta y demanda- - Escenario 2.....	46
Figura 4.3-17 Índice de escasez – Escenario 2.....	46
Figura 4.3-18 Reducción de coberturas boscosas y series de tiempo simuladas de precipitación y evapotranspiración.- Escenario 3.....	47
Figura 4.3-19 Oferta hídrica – Escenario 3.....	47
Figura 4.3-20 Demanda total y balance hídrico – Escenario 3.....	48
Figura 4.3-21 Oferta y demanda- - Escenario 3.....	48
Figura 4.3-22 Índice de escasez – Escenario 3.....	48
Figura 4.3-23 Series de tiempo simuladas de precipitación y evapotranspiración - Escenario 4	49
Figura 4.3-24 Oferta hídrica - Escenario 4.....	49
Figura 4.3-25 Demanda total y balance hídrico – Escenario 4.....	50
Figura 4.3-26 Oferta y demanda - Escenario 4.....	50
Figura 4.3-27 Índice de escasez – Escenario 4.....	50
Figura 4.3-28 Series de tiempo simuladas de precipitación y evapotranspiración – Escenario 5.....	51
Figura 4.3-29 Oferta hídrica - Escenario 5.....	52
Figura 4.3-30 Demanda total y balance hídrico – Escenario 5.....	52
Figura 4.3-31 Oferta y demanda- - Escenario 5.....	52
Figura 4.3-32 Índice de escasez – Escenario 5.....	53

Índice de Tablas

Tabla 3.3-1 Categorías e interpretación del índice de escasez	24
Tabla 3.4-1 Escenarios propuestos y evaluados usando el modelo de recursos hídricos; período de simulación de 50 años.....	24
Tabla 4.2-1 Precipitación promedio anual en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	27
Tabla 4.2-2 Caudales promedios anuales (m ³ /s) – Quebradas Piedras Blancas y Chorrillos	28
Tabla 4.2-3 Reforestación en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	30
Tabla 4.2-4 Coberturas Vegetales y Uso Actual del Suelo	30
Tabla 4.2-5 Incremento de bosque natural (%).....	31
Tabla 4.2-6 Valores de f para los años de modelación	31
Tabla 4.2-7 Población de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas.....	33
Tabla 4.2-8 Tasas de crecimiento de la población rural. Municipios de Medellín y Guarne.	34
Tabla 4.3-1 Valores de los parámetros w y E_0 para la calibración del módulo de oferta.	34
Tabla 4.3-2 Resultados obtenidos para las diferentes proyecciones de población.....	39
Tabla 4.3-3 Valores de parámetros y variables oferta hídrica escenario 1.....	42

Agradecimientos

Gracias muy especiales a mi directora de tesis, Verónica Botero, el tiempo dedicado, su análisis crítico y sus valiosos aportes, han sido esenciales para que este proyecto se pudiera llevar a cabo. Ha sido una suerte poder hacer esta investigación bajo su acertada dirección y contar además con su amistad.

Al Fondo de investigación ISA por el aporte económico que hizo posible la dedicación a este trabajo.

Al posgrado en Medio Ambiente y Desarrollo de la Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín, por los espacios de discusión, de aprendizaje y de trabajo.

A Empresas Públicas de Medellín, especialmente al señor Jaime Trujillo, quien proporcionó la información hidrometeorológica necesaria para la realización de esta investigación.

A Rafa

A Cata

A Jacobo, son inspiradoras su curiosidad y sus ganas.

Resumen

En planificación de recursos hídricos, en general, es necesario tomar decisiones con muy poca información. La posibilidad de contar con herramientas que permitan responder preguntas sobre la aplicación de políticas ambientales puede ser una ayuda poderosa en la toma de decisiones. El diseño de dichas herramientas tiene la limitante de la poca o nula información que el país tiene en sus cuencas, especialmente en las rurales.

El objetivo general de esta investigación fue generar una herramienta para evaluar las relaciones oferta hídrica – demanda hídrica – gestión institucional en cuencas rurales, que sirva de ayuda a la toma de decisiones en gestión sostenible del recurso agua. Para la calibración y validación del modelo se seleccionó la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, específicamente la zona en jurisdicción de los municipios de Medellín (corregimiento de Santa Elena) y Guarne. Esta cuenca, dado que abastece parte del sistema interconectado de Empresas Públicas de Medellín y para este propósito en ella está ubicado el embalse Piedras Blancas, se encuentra bien conservada e instrumentada.

La metodología propuesta estima la escorrentía de forma indirecta como diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración a una escala temporal anual.

Con el modelo, desarrollado en Dinámica de Sistemas, se simularon 5 escenarios con horizonte de 50 años, dichos escenarios tienen en cuenta aspectos como la reducción de precipitaciones por el cambio climático, los cambios en el uso del suelo y en las coberturas de la cuenca, el aumento en la demanda del recurso hídrico por políticas de uso del suelo y la respuesta del sistema a políticas de buen uso del recurso.

Todos los escenarios evaluados muestran que la cuenca de la quebrada Piedras Blancas alcanzará una situación de escasez de agua crónica en el mediano plazo; para mitigar esto deberán aplicarse políticas públicas que garanticen la sustentabilidad del recurso hídrico.

Palabras clave: Oferta hídrica, demanda hídrica, gestión ambiental, toma de decisiones, cuencas rurales.

Abstract:

In water resources planning, decisions have to be taken, in general, with scarce or poor information. The possibility of having tools to answer questions and model scenarios about the implementation of environmental policies can be a powerful aid in decision-making.

The overall objective of this research was to create a tool to evaluate the relationships between water supply - water demand - corporate management in rural watersheds. This tool can therefore aid decision making in sustainable management of water resources. For calibration and validation of the model the Piedras Blancas watershed was selected.

The proposed method estimates runoff indirectly as the difference between precipitation and evapotranspiration for an annual time scale.

With the model developed in System Dynamics, 5 scenarios were simulated using a 50-year horizon. These scenarios take into account aspects such as reduced rainfall from climate change, changes in land use and coverage, the increase demand of water resources by changes in land use policies and the implementation of conscious use of water policies.

All scenarios show that the watershed will reach a situation of chronic water shortages in the medium term. To mitigate this shortage, public policies should be applied in order to guarantee the sustainability of water resources.

Keywords: water supply, water demand, environmental management, decision-making, rural watersheds.

Capítulo 1. Introducción

1.1. Motivación

Garantizar la sostenibilidad del aprovechamiento de los recursos naturales, es un tema que despierta la preocupación y el esfuerzo de regiones, países y comunidades. Institucionalmente se hace el esfuerzo de planificar el uso de los recursos y proteger los ambientes donde estos se generan, desde la óptica técnica de la satisfacción de la demanda a través de una oferta óptima en el tiempo, pero se dejan de lado otras dimensiones de la sostenibilidad: ambiental, social y económica.

La investigación aplicada en Ciencias Ambientales en los últimos 15 años ha producido resultados importantes en metodologías para cualificar y cuantificar los aspectos más relevantes que influyen sobre la sostenibilidad del uso del agua. No obstante lo anterior, la información existente para validar sus bondades y detectar sus falencias es muy escasa y, la que existe, no permite una aproximación integral al problema (Abraham, Montaña, & Torres, 2006).

Disponer entonces, de una herramienta de simulación que describa de forma sistémica la oferta y la demanda hídrica y que las articule con las políticas de gestión en cuencas rurales, constituiría una de las herramientas más efectivas para la planificación sostenible en esas zonas.

Efectiva no sólo por el apoyo a la toma de decisiones pertinentes y oportunas, sino por la plataforma de aprendizaje que representa para que los gestores comprendan las relaciones causa-efecto de las interacciones del ser humano con el medio ambiente.

1.2. Objetivos

Se establece el siguiente objetivo general:

Generar una herramienta que permita evaluar las relaciones oferta hídrica – demanda hídrica – gestión institucional en cuencas rurales simples, que sirva de ayuda a la toma de decisiones en gestión sostenible del recurso agua.

Se ha seleccionado la cuenca de la quebrada Piedras Blancas para la calibración y validación del modelo por las razones que se mencionan a continuación:

- Su ubicación estratégica como parte del parque central de Antioquia, del parque Arví y del Parque Ecológico Piedras Blancas
- Sistema interconectado de Empresas Públicas de Medellín
- Disponibilidad de información Hidrometeorológica, con estaciones de precipitación y caudal desde 1936
- Condiciones importantes de conservación, protección y reforestación, registros de cambios en usos del suelo
- Estudios como el PIOM, información de demanda, población, socioeconómica

Se establecen 4 objetivos específicos.

- *Definir modelos representativos de la oferta, la demanda hídrica y la gestión institucional en una microcuenca rural.*
- *Implementar el modelo en dinámica de sistemas utilizando el software Powersim.*
- *Validar el acople sistémico de los modelos de la oferta hídrica, la demanda hídrica y la gestión institucional en una microcuenca piloto.*
- *Evaluar la gestión en la microcuenca a través de los indicadores que arroja el modelo.*

1.3. Aporte

Un modelo que, de forma sistémica, relacione la oferta, la demanda hídrica y la gestión institucional en cuencas rurales con sistemas hidrológicos y niveles de antropización simples, y que le permita a los tomadores de decisiones evaluar la gestión a largo plazo mediante indicadores de uso sostenible del recurso agua. El proyecto plantea la construcción de una herramienta piloto como primer paso que se debe dar hacia la obtención de una herramienta que pueda ser utilizada amplia y efectivamente por las autoridades ambientales en zonas rurales de Latinoamérica.

Capítulo 2. Antecedentes

La planificación de largo plazo es una tarea compleja en recursos hidráulicos, pero absolutamente necesaria cuando se trata de estudiar la satisfacción de la demanda futura del agua en escenarios climáticos cambiantes y limitantes (p.e. climas secos), con dinámicas poblacionales complejas.

La oferta hídrica en una cuenca hidrográfica, en general, presenta sensibilidad compleja (retroalimentaciones no lineales) a estrategias de manejo como los cambios en la vegetación en la cuenca, los cambios en los usos del suelo, la generación de embalses con espejos de agua importantes, reducción de pérdidas en los sistemas de conducción de aguas, etc.

Así mismo la demanda hídrica en una cuenca exhibe modificaciones en los comportamientos que parecen corresponder a políticas en las restricciones del crecimiento y a procesos de aprendizaje de uso racional.

¿Cómo un planificador enfrenta el problema de facilitar y controlar el crecimiento sostenible de la demanda, dados escenarios de disponibilidad hídrica que, en general, no responden linealmente a la implementación de políticas de protección de cuencas?

Las respuestas a este cuestionamiento son múltiples cuando se trata de estudiar la disponibilidad de recursos hídricos de grandes cuencas, con intereses comerciales importantes y donde los recursos disponibles para la planificación no son el limitante. En estos casos se dispone de expertos asesores y de recursos informáticos que facilitan la labor del planificador.

No obstante lo anterior, la respuesta no es satisfactoria cuando se trata de sistemas de recursos hídricos relativamente, donde los intereses económicos no son los de grandes empresas y donde los recursos para planificación son coherentes con la limitación de recursos de los que aprovechan el agua. En estos casos, ni los recursos para planificación son suficientes, ni los planificadores lo suficientemente idóneos para comprender la complejidad de largo plazo de este problema.

Por lo tanto, el desarrollo de herramientas idóneas, que permitan estudiar este tipo de interacciones, se torna absolutamente necesario y debe ser el objeto social de la investigación aplicada en recursos hidráulicos. Como se ilustró arriba, las áreas básicas del conocimiento en que se basan estos sistemas son la hidrología, la sociología y la economía. Paralela a la utilidad del conocimiento en estas áreas, la dinámica de sistemas emerge como herramienta conceptual facilitadora del modelado de los procesos que describen la oferta y la demanda hídrica y sus interrelaciones.

Actualmente se dispone de una gran cantidad de software para el diseño de modelos de simulación en dinámica de sistemas (Vensim, Powersim, Stella, etc.), cuya utilización específica en la planeación recursos hídricos en cuencas rurales, permite responder preguntas del tipo ¿qué pasaría si?, ante cambios como: crecimiento de la población, desarrollo turístico, coberturas vegetales y usos del suelo, aumento en la demanda de agua para los distintos usos, etc.

Estos modelos han cobrado en la última década gran importancia como herramienta de ayuda a la toma de decisiones ambientales, específicamente las relacionadas con las políticas necesarias para el sostenimiento de la oferta de agua en una cuenca. En este capítulo se hace una aproximación al estado del arte en el uso de modelos de dinámica de sistemas en la planeación de recursos hídricos.

En segundo lugar, y como un acercamiento más específico a la búsqueda de una metodología para modelar la oferta hídrica en una cuenca rural en la que se dispone de poca información, se desarrolló un tema que ha tenido una evolución muy interesante en las dos últimas décadas y es la cuantificación del impacto de la vegetación en el balance hídrico. En este sentido, aparece como el aspecto más relevante el cálculo de la evapotranspiración en una cuenca a partir de parámetros conocidos y propuestos para su generalización a partir de los resultados de diversas investigaciones en cuencas de todo el mundo. Se presenta también en este capítulo, el resultado de esta búsqueda.

2.1. Uso de modelos de Dinámica de Sistemas en la planeación de recursos hídricos

La demanda de agua para los diferentes usos (doméstico, agrícola e industrial) aumenta día a día mientras que los recursos hídricos disponibles para satisfacerla decrecen, entre otras razones, por la sobreexplotación y la contaminación. Sin la posibilidad de que estos recursos aumenten, la única forma de satisfacer la creciente demanda es la distribución eficiente de estos a través de una adecuada gestión institucional orientada hacia la sostenibilidad social, económica y ambiental de los aprovechamientos hídricos (European Commission, 2001), (Mulalic, 2004), (Huerta, 2006), (Elmahdi, Malano, & Khan, 2006), (Elmahdi, Mainuddin, & Kirby, 2009), (Liu, Tung, & Ke, 2009).

Los modelos de simulación en Dinámica de Sistemas (DS), permiten al modelador representar sistemas complejos de recursos hídricos y predecir la respuesta de dicho sistema bajo unas condiciones dadas; estos modelos requieren información de entradas al sistema y son de mucha utilidad como herramientas de ayuda a la toma de decisiones y en la fase de planeación.

La sostenibilidad del aprovechamiento hídrico en cuencas hidrográficas se mide en escalas de decenas de años (25 – 50) (Cai, McKinney, & Lasdon, 2002), (Sánchez-Román, Folegatti, Orellana, & Teixeira da Silva, 2009), (Billib & Arumí, 2009), lo que

hace que para la validación de políticas de uso sostenible del agua sea necesario contar con una amplia tipología de información y una longitud de registros importante.

En zonas rurales del tercer mundo donde la información es escasa, la disponibilidad de modelos que permiten simular de manera sistémica la oferta y la demanda hídrica, acopladas a la gestión institucional, es de gran utilidad a la hora de planificar y evaluar los resultados de la gestión en la sostenibilidad del recurso agua. La revisión de la literatura técnica (Xu, Takeuchi, Ishidaira, & Qhang, 2002), (Hjorth & Bagheri, 2006), (Sánchez-Román, Folegatti, Orellana, & Teixeira da Silva, 2009) muestra experiencias en esa dirección, pero aplicadas a grandes sistemas hidrológicos que deben satisfacer complejos sistemas de demanda en zonas urbanas, donde, por lo general, la información ya no es el limitante.

La planificación del uso del recurso agua con criterios técnicos y sostenibles dispone de herramientas idóneas para las grandes cuencas de las que depende el abastecimiento hídrico de ciudades o municipios importantes (CORMAGDALENA, 2005), (Ministerio de Medio Ambiente y Energía, República de Costa Rica. Agencia Española de Cooperación Internacional., 2003). Gran parte del reto de los aprovechamientos sostenibles del agua está en las zonas rurales de países del tercer mundo. En estos lugares no se cuenta con grandes recursos económicos para la realización de estudios y desarrollo de herramientas especializadas de planificación y análisis.

En los últimos 10 años la Dinámica de Sistemas ha sido ampliamente aplicada en la planificación de recursos hidráulicos y en estudios de sostenibilidad (Xu, Takeuchi, Ishidaira, & Qhang, 2002), (Sánchez-Román, Folegatti, Orellana, & Teixeira da Silva, 2009), (Elmahdi, Malano, & Khan, 2006), (Elmahdi, Mainuddin, & Kirby, 2009). Esta herramienta ofrece la posibilidad de modelar problemas complejos con interrelaciones no lineales, lo cual es muy útil para problemas que implican la retroalimentación entre sistemas físicos y sistemas sociales con variación de la dinámica en el largo plazo.

Existen simuladores que modelan conjuntamente la oferta hídrica, la demanda hídrica y la gestión institucional. La oferta se modela como un sistema hidrológico (precipitación, infiltración, evapotranspiración y escorrentía) (Chow, 1964), acoplada a unos modelos de demanda representada en consumo humano, agrícola, industrial agrícola y ecológico (Billings & Agthe, 1980), (Charney, Woodard, & Opaluch, 1984), (Foster & Beattie, 1979), (Griffiths, Hill, & Judge, 1992), (Hewitt & Hanemann, 1995), (Krishnaiah & Rao, 1998), (Nieswiadomy & Molina, 1989). Articulados estos dos por los mecanismos institucionales que modulan las relaciones entre ellos (todos los instrumentos que las autoridades ambientales tienen en sus manos para gestionar adecuadamente los recursos hídricos).

Así, trabajos con modelos que simulan esta relación se han desarrollado en todo el mundo y en cuencas de diversos tamaños y características, en Egipto (Simonovic & Fahmy, 1999), en China en el río Amarillo (Xu, Takeuchi, Ishidaira, & Qhang, 2002), en Taiwan en el río Touchien (Liu, Tung, & Ke, 2009), en Brasil (Sánchez-Román, Folegatti, Orellana, & Teixeira da Silva, 2009), en Australia (Elmahdi, Malano, & Khan, 2005), (Elmahdi, Malano, & Khan, 2006), (Elmahdi, Mainuddin, & Kirby, 2009), en

Canadá (Keshta, Elshorbagy, & Barr, 2008), en Asia Central en el río Syr Daria (Cai, McKinney, & Lasdon, 2002). Estas y otras investigaciones han tenido resultados claros que alertan sobre la alta vulnerabilidad de los recursos hídricos, especialmente de los sistemas de abastecimiento que se enfrentan a una demanda creciente. A continuación se hace una descripción de algunos de los modelos cuyo aporte se consideró más significativo para esta investigación.

En Brasil, Sánchez-Román y otros (2009), desarrollaron un modelo de simulación en DS (plataforma STELLA 9.0), para definir el estado de desarrollo de las cuencas hidrográficas de los ríos Piracicaba, Capivari y Jundiaí (CH-PCJ), y evaluar la disponibilidad de recursos hídricos y su sostenibilidad en los próximos 50 años. El modelo relaciona elementos ambientales, físicos, sociales y económicos para explicar el comportamiento dinámico de la oferta y demanda de los recursos hídricos y la generación de aguas residuales en las CH-PCJ. Con el diseño de este modelo, se pretendía generar una herramienta de apoyo a los tomadores de decisiones y elaboradores de políticas públicas para analizar alternativas de gestión de los recursos hídricos en las CH-PCJ.

Dado que el objetivo último es analizar la sostenibilidad de los recursos hídricos en dichas cuencas se evaluaron para ello el (i) índice de sustentabilidad (Xu et al. 2002), que define la relación entre el consumo total y el agua disponible total y (ii) el índice de Falkenmark (Falkenmark et al. 2007 citado en Sánchez-Román et al. 2009) que relaciona el nivel de explotación o vulnerabilidad (razón uso-disponibilidad) con el índice de escasez de agua. En dicho modelo se simularon 5 escenarios y todos ellos mostraron que las CH-PCJ alcanzarán un estado de escasez de agua grave en el mediano plazo.

Las investigaciones de Elmahdi y otros (2005), (2006), (2009) en regiones secas de Australia, están centradas en el desarrollo de modelos en dinámica de sistemas para la ayuda a la toma de decisiones relacionadas con la satisfacción de la demanda para riego en medio de una crisis creciente de escasez de agua que exige la optimización de la distribución del recurso. Usando el software Vensim, se analizaron 3 escenarios principales en los que distintas opciones de suministro de agua (bombeo de agua subterránea, agua superficial y comercio de agua -water trading-) se evaluaron conjuntamente con cambios en la superficie agrícola de cultivos. Para evaluar el impacto y medir la sostenibilidad del suministro en estos tres casos, diseñaron un indicador basado en la relación demanda – oferta en un mes determinado. Grosso modo, los resultados obtenidos para los distintos escenarios, mostraron que el bombeo de agua subterránea y el comercio de agua, tienen un impacto positivo en la sostenibilidad del recurso hídrico y que el aumento del área agrícola reduce la sostenibilidad de los sistemas de riego para los tres tipos de suministro.

Un modelo de balance hídrico bastante interesante fue desarrollado para 6 cuencas ubicadas en una zona de explotación intensa de arenas bituminosas en Alberta, Canadá. El propósito de este modelo fue determinar qué coberturas vegetales pueden reproducir mejor el desempeño de los horizontes de suelo natural y reproducir las diferentes funciones de las cuencas naturales y así poder desarrollar políticas que a

largo plazo permitan recuperar y reconstruir cuencas altamente impactadas por la explotación.

Para esto se tomó una cuenca natural, bien conservada, y se analizaron en ella los impactos que las distintas coberturas vegetales tienen sobre la evapotranspiración y el balance hídrico. El modelo propuesto se puede utilizar como una herramienta de decisión que podría contribuir a la comprensión de los procesos hidrológicos complejos no lineales de las cuencas reconstruidas.

En muchos casos, estos modelos que utilizan Dinámica de Sistemas para ayuda a la toma de decisiones en cuencas hidrográficas, analizan problemas de políticas ambientales para la sostenibilidad del balance oferta-demanda. En este sentido, modelar adecuadamente la oferta hídrica en las cuencas es vital para determinar el stock de agua con el que se contará en una escala de tiempo determinada para satisfacer una demanda creciente y fundamental para evaluar las decisiones que se deberán tomar para garantizar la sostenibilidad del recurso. A continuación, desde un área más específica, se exponen otros modelos relacionados con la planeación del recurso hídrico.

2.2. Impacto de la Vegetación en el Balance Hídrico

Diversas investigaciones han demostrado la estrecha relación que existe entre la vegetación y el balance hídrico de una microcuenca, una conclusión reiterativa es que cambios en la cobertura de la tierra inducen impactos importantes o significativos en la escorrentía (Zhang, Dawes, & Walker, 1999), (Zhang, Dawes, & Walker, 2001), (Rodríguez-Iturbe, Porporato, Laio, & Ridol, 2001), (Rodríguez-Iturbe & Porporato, 2004), (Contreras, 2006), (Trujillo, 2007), (McVicar, y otros, 2007), (Rueda, 2008), (Yang, Shao, Yeh, Hanbo, Kanae, & Oki, 2009), (Gao, Zhang, & Zhang, 2009).

El concepto de balance hídrico permite estudiar el comportamiento hidrológico de una microcuenca a través de los cambios en sus componentes y se puede escribir como:

$$P - ET - R + \Delta S = 0 \quad (2.2-1)$$

Donde P es la precipitación, ET es la evapotranspiración, R es la escorrentía superficial y ΔS es el cambio en el almacenamiento de humedad. En un balance hídrico anual, se puede asumir que ΔS es muy pequeño con relación a los demás términos (Giraldo, 1992), (Arroyave & Giraldo, 1997).

La ecuación queda:

$$R = P - ET \quad (2.2-2)$$

Con respecto a la afectación que tiene cada uno de los componentes del balance hídrico por la presencia de vegetación, Zhang et al, (1999), en sus investigaciones concluyen que: la precipitación varía temporal y espacialmente, y para la escala de microcuenca, se puede asumir que es independiente de los tipos de vegetación, en

cambio la evapotranspiración está estrechamente relacionada con las características de la vegetación, en regiones áridas y semiáridas la evapotranspiración es casi igual a la precipitación. La escorrentía superficial, R , en una escala anual, se ve afectada por la vegetación por los cambios que genera en la evapotranspiración. Según Budiko (1974), el caudal muestra una buena correlación con la precipitación anual.

Son muchas las investigaciones que se han hecho con el objetivo de determinar el efecto que los cambios en la vegetación (principalmente reforestación y deforestación), tienen sobre el balance hídrico de una microcuenca.

En este sentido, los resultados de las principales investigaciones realizadas en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas: (Ramírez, 1971), (Giraldo, 1992), (Arroyave & Giraldo, 1997), (Trujillo, 2007), evidencian que, para cuencas con un grado importante de cobertura forestal, hay una disminución de la escorrentía en épocas de verano intenso, ya que se establece una competencia por el agua disponible en el suelo, entre el desarrollo forestal y la producción de escorrentía.

Trujillo (2007) destaca principalmente que la vegetación ejerce un efecto benéfico sobre el desempeño hidrológico de una microcuenca hidrográfica: regula los caudales y evita o disminuye la erosión debido a la capacidad de interceptar y almacenar una cantidad importante de la precipitación que produce la escorrentía. La conclusión anterior está soportada en la comparación que hace Trujillo de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas (protegida en un 70% con reforestación y vegetación natural), en la cual ninguna creciente ha superado los 30 m³/s en el período 1971 - 2006, con cuencas similares (la misma región geográfica, los mismos patrones climáticos, la misma geología y condiciones fisiográficas similares) pero desprovistas de bosque, en las que la magnitud de las crecientes ha superado los 200 m³/s en más de 10 veces en el mismo período.

Otros autores han trabajado investigaciones similares o más especializadas en varias cuencas del mundo. En general en estas investigaciones se destaca la modelación de la evapotranspiración como una variable determinante en la oferta de agua en una cuenca. A continuación se mencionan los resultados que en esta línea han obtenido varios autores y algunas de las investigaciones que en los últimos años se han llevado a cabo con el objetivo de modelar mejor la evapotranspiración en la ecuación de balance hídrico de una cuenca.

Evapotranspiración

El efecto regulador de la vegetación se basa en la evapotranspiración. Una buena aproximación a la modelación del balance hídrico anual de una microcuenca pasa por modelar la influencia que tienen los cambios de vegetación sobre la evapotranspiración.

Si bien la estimación de la evaporación se ha hecho con modelos y fórmulas aplicación directa puesto que depende en esencia de las características climáticas, la transpiración agrega complejidad puesto que está relacionada con las características particulares de las distintas coberturas o especies vegetales que las integran y también

depende de la disponibilidad hídrica. La vegetación induce una considerable modificación en la distribución de la lluvia neta que alcanza el suelo (Belmonte & Romero, 2006).

En lo relacionado con la estimación directa de la evapotranspiración real, hay investigaciones que la miden para un cultivo en particular y en general son investigaciones cuyo objetivo es estimar el consumo de agua de los cultivos y optimizar el uso del recurso hídrico en el predio, para esto se utilizan preferentemente modelos transferencia suelo - vegetación – atmósfera (Olioso, Ortega-Farías, Valdés, & Antonioletti, 2005).

En otra línea están aquellas que trabajan con la estimación de la evapotranspiración bajo distintas coberturas vegetales con el objetivo de comparar los resultados. Belmonte y Romero (2006), han encontrado un comportamiento diferenciado de la evapotranspiración en función de las distintas coberturas. Conforme aumenta la densidad de la vegetación aumenta también la evapotranspiración real.

En cuanto a la modelación de la evapotranspiración, existen modelos complejos y de gran volumen de datos que están más allá de lo que un planificador local puede manejar en términos de tiempo, experiencia e información. En contraposición existen otros modelos sencillos, amigables, que se valen de información que se puede conseguir con una alta probabilidad.

Así, Harbor (1994), desarrolló un modelo sencillo que un planificador puede utilizar para hacer frente a la pregunta de los efectos del cambio del uso del suelo sobre el volumen de escorrentía en el largo plazo. Dicho modelo utiliza el número de curva del SCS, y requiere información de usos del suelo, suelos y precipitación diaria en la microcuenca.

En esta línea, Zhang y otros, (1999), hacen referencia a las investigaciones realizadas por Hibbert (1967) y Bosch & Hewlett, (1982), utilizando técnicas experimentales de cuencas pareadas (comparación de dos cuencas similares, una se mantiene sin cambios y en la otra se introducen cambios en la vegetación). Dichos investigadores trabajaron con 39 y 55 cuencas respectivamente. Los resultados de estos experimentos mostraron grandes variaciones en la respuesta de las cuencas a cambios en las coberturas vegetales. Una de las conclusiones fue que la reducción de la cobertura boscosa incrementa el caudal.

En el marco del proyecto “Salt Exports from Dryland Catchments”, Zhang y otros, (1999), desarrollaron un modelo de balance hídrico para determinar los efectos que tienen los cambios en la vegetación (reforestación y deforestación) sobre la evapotranspiración media anual. La investigación estuvo soportada por el análisis estadístico de 250 cuencas en todo el mundo, que se utilizaron para desarrollar un modelo de dos parámetros que relaciona la evapotranspiración media anual (ET) con la precipitación (P), la evapotranspiración potencial (E_0) y la capacidad de las plantas para extraer agua del suelo (w).

Los resultados mostraron que para una determinada cobertura de bosque, hay una buena correlación a largo plazo, entre la evapotranspiración y la precipitación. El método desarrollado permite hacer estimaciones sobre el impacto que tiene la reforestación en la producción de agua en una microcuenca. El modelo mostró potencial para una gran variedad de aplicaciones que incluyen el modelado del caudal y la estimación de la recarga.

El modelo es una herramienta que puede ser fácilmente utilizada para predecir con una buena confiabilidad: error medio relativo del 6 % determinado por la diferencia de los datos obtenidos con el modelo (simulados) y los obtenidos en campo (observados), el efecto que cambios en la vegetación tienen sobre el balance hídrico de una microcuenca y está científicamente justificado.

Capítulo 3. Metodología

3.1. Introducción

En este capítulo se detalla la metodología de modelación utilizada para representar la dinámica de la oferta y la demanda hídrica bajo diferentes escenarios en una microcuenca rural. Para el modelo de oferta se presenta la descripción de las ecuaciones de balance hídrico y de evapotranspiración utilizadas. Para el modelo de demanda, se describen los modelos de proyección de población y las ecuaciones utilizadas en particular para el cálculo de la demanda doméstica, agrícola, pecuaria y de recreación y turismo para una microcuenca rural genérica. Así mismo se describe el proceso de generación de los escenarios utilizados para la evaluación de políticas de manejo sostenible del recurso agua en la microcuenca.

Los modelos de simulación en Dinámica de Sistemas (DS) son representaciones del mundo real, que están lejos de reflejar la complejidad de éste. Sin embargo permiten al modelador un acercamiento a predicciones razonables sobre el comportamiento de un sistema determinado, fundamentadas en la calidad de la información como principal punto de partida. Es fundamental que el usuario tenga presentes las limitaciones del modelo que está utilizando. Partiendo de las consideraciones anteriores, fue diseñado un modelo de simulación en DS como una herramienta para evaluar las relaciones oferta hídrica – demanda hídrica – gestión institucional en cuencas rurales, que sirva de ayuda a la toma de decisiones en gestión sostenible del recurso agua.

El modelo fue diseñado utilizando el software Powersim, específicamente la versión académica Constructor, y relaciona elementos ambientales, físicos, sociales y económicos para explicar el comportamiento dinámico de la oferta y dinámica de los recursos hídricos en una microcuenca rural. Como se mencionó en el capítulo 2, Sánchez Román y otros (2009) y Simonovic y Fahmy (1999) utilizaron DS en la plataforma STELLA 9.0 para modelar las cuencas de los ríos Piracicaba, Capivari y Jundiá, los primeros y de la cuenca del río Nilo, los segundos. Ambos modelos fueron creados para evaluar planes y políticas de largo plazo en dichas cuencas.

A continuación se describen los materiales y métodos utilizados en el proceso de diseño de cada uno de los módulos que componen este modelo.

3.2. Módulo de Oferta

En este módulo se pretende modelar la respuesta hidrológica de una microcuenca mediante la utilización de un modelo de balance hidrológico de largo plazo. Para la consecución de este objetivo se requiere estimar de forma precisa las dos principales componentes del balance hídrico, estas son la precipitación y la evapotranspiración. Con respecto a la precipitación, se deben buscar las estaciones pluviográficas existentes en la microcuenca. En caso de trabajar con una microcuenca que no tenga estaciones pluviométricas, se deberá recurrir a un método de regionalización con información de cuencas vecinas.

La evaporación depende en esencia de las características climáticas, pero la transpiración es un proceso más complejo, influenciado por características intrínsecas a las diferentes especies vegetales y además está limitada por la disponibilidad hídrica. El proceso conjunto de estos dos mecanismos se denomina evapotranspiración y como se ha mencionado, se estima que un 70% del agua recibida a través de la precipitación, es devuelta a la atmósfera a través de este proceso. De acuerdo con esto, conseguir una estimación lo más acertada posible de la evapotranspiración es un factor clave para obtener resultados confiables en la modelación del balance hídrico de una microcuenca.

Partiendo de la descripción de la ecuación de balance hídrico anual, en este apartado se revisará el modelo descrito por Zhang, Dawes y Walker (1999) y Zhang, Dawes y Walker (2001) para estimar la evapotranspiración, así como las adaptaciones necesarias que mejoren su aplicabilidad en una microcuenca rural y que permitan acotar los errores en la estimación del caudal obtenido con éste.

3.2.1. Ecuación de Balance Hídrico

La ecuación del balance hídrico aplicada a una escala de tiempo de largo plazo (anual o promedio anual) queda como en la Ecuación 3.2-1.

$$P - ET - R + \Delta S = 0 \quad (3.2-1)$$

Donde P es la precipitación media anual en mm, ET es la evapotranspiración media anual en mm, R la escorrentía total o caudal medio anual en mm y ΔS es la variación del almacenamiento de humedad en mm. A la resolución temporal de interés (anual) los aumentos o disminuciones del agua almacenada tienden a equilibrarse y se puede asumir que ΔS y su variabilidad interanual es despreciable.

Así, como se muestra en la Ecuación 3.2-2, la diferencia entre precipitación y evapotranspiración equivale a la escorrentía total, R (Zhang, Potter, y otros 2008); (Contreras 2006):

$$R = P - ET \quad (3.2-2)$$

R constituye la fracción de la precipitación potencialmente disponible para el consumo en las distintas actividades que se realizan en una microcuenca.

Evapotranspiración

Una aproximación muy común para el cálculo de la evapotranspiración, ET , en una microcuenca, es considerar los efectos netos de los principales factores asociados con esta dinámica, a saber: interceptación, radiación neta, transporte turbulento, área foliar y capacidad de retención hídrica del suelo. La importancia relativa de estos factores depende del clima, el suelo y las características de la vegetación. Así, se considera que la evapotranspiración, ET , está controlada por la disponibilidad de agua y por la máxima evapotranspiración posible que puede ocurrir en la cuenca. La disponibilidad de agua se asume igual a la precipitación, P , y la máxima evapotranspiración es la evapotranspiración potencial, E_0 (Budyco 1974).

Ahora, un gran número de investigaciones se han realizado con base en el supuesto de que, en condiciones muy secas la evapotranspiración está controlada por la disponibilidad de agua, y en condiciones muy húmedas por la evapotranspiración potencial.

Budyco (1974), basado en lo anterior, propuso la relación que se muestra en la Ecuación 3.2-3:

$$\frac{ET}{P} = \text{función} \left(\frac{E_0}{P} \right) \quad (3.2-3)$$

Donde ET es evapotranspiración en mm, P es precipitación en mm y E_0 es evapotranspiración potencial en mm. La relación anterior (Ecuación 3.2-3), conocida como la curva de Budyco, satisface las condiciones para zonas húmedas y secas y es la base para el trabajo de muchos autores. Las investigaciones de Zhang, Dawes y Walker (1999), Zhang, Dawes y Walker (2001) y Zhang, Hickel y otros (2004), incorporan el parámetro w , con el propósito de predecir el efecto que tienen en la evapotranspiración, los cambios en las coberturas vegetales. Dicho parámetro depende de la capacidad de retención hídrica del suelo (diferencias en la profundidad del sistema radicular y en las propiedades hidráulicas del suelo), con este parámetro, la Ecuación 3.2-3 queda como sigue:

$$\frac{ET}{P} = \text{función} \left(\frac{E_0}{P}, w \right) \quad (3.2-4)$$

La Ecuación 3.2-4 se puede escribir como:

$$\frac{ET}{P} = \frac{1 + w \frac{E_0}{P}}{1 + w \frac{E_0}{P} + \left(\frac{E_0}{P} \right)^{-1}} \quad (3.2-5)$$

En la Ecuación 3.2-5, w y E_0 , representan los parámetros del modelo, w es adimensional y representa la capacidad de las plantas para almacenar agua en la zona

de la raíz para la transpiración y E_0 , como se mencionó, es la evapotranspiración potencial. La Ecuación 3.2-5 es adimensional y puede ser usada para calcular la evapotranspiración cuando la precipitación y la evapotranspiración potencial son conocidas.

Según las consideraciones anteriores, Zhang et al. (1999), proponen el siguiente modelo para calcular la evapotranspiración en una microcuenca. Dicho modelo asume que la evapotranspiración anual en una microcuenca, es la suma de la evapotranspiración de los tipos de vegetación presentes en la microcuenca (herbácea, arbórea, mixta). La ecuación general del modelo (Ecuación 3.2-6) se presenta a continuación:

$$ET = f \times Ef + (1 - f) \times Eh \quad (3.2-6)$$

Donde, ET es la evapotranspiración total anual en la microcuenca en mm, f es el porcentaje de área cubierta por bosques, Ef es la evapotranspiración anual de los bosques en mm y Eh es la evapotranspiración anual de las plantas herbáceas en mm.

Varios autores que han hecho investigaciones en cuencas alrededor del mundo han encontrado claras diferencias entre la tasa media anual de la evapotranspiración en las cuencas cubiertas de bosques y las cuencas con coberturas de pastos y cultivos. Dichas investigaciones afirman que hay una estrecha relación entre evapotranspiración y coberturas vegetales.

Basándose en datos de cuencas de todo el mundo y en los resultados de las investigaciones de Holmes y Sinclair (1986) y Turner (1991), Zhang, Dawes y Walker (1999), Zhang, Dawes y Walker (2001) y Zhang, Hickel y otros (2004), acotan el rango de variabilidad de w entre 0.5 y 2 según la clase de cobertura vegetal (vegetación herbácea o arbórea) y el porcentaje de mezcla entre ambas clases (1 para vegetación mezclada). Así mismo, proponen que E_0 tome valores de 1410 mm para coberturas boscosas y 1100 mm para plantas herbáceas.

Reemplazando estos parámetros en la Ecuación 3.2-6, tenemos:

$$ET = \left[f \frac{1+2 \times \frac{1410}{P}}{1+2 \times \frac{1410}{P} + \frac{1410}{1410}} + (1 - f) \frac{1+0.5 \times \frac{1100}{P}}{1+0.5 \times \frac{1100}{P} + \frac{1100}{1100}} \right] P \quad (3.2-7)$$

La Ecuación 3.2-7 calcula la evapotranspiración en función de la precipitación media anual y de f (porcentaje de área cubierta por bosques en la microcuenca).

En el modelo, f representa los cambios en las coberturas vegetales y usos del suelo en la microcuenca a través del tiempo y permite analizar escenarios de políticas ambientales en este sentido y responder preguntas como: ¿qué pasaría con la oferta hídrica si se reducen las coberturas boscosas y el suelo de protección? Los datos de f pueden obtenerse de mapas de coberturas vegetales y usos del suelo.

Resulta muy interesante para la aplicación del modelo, hacer una reconstrucción de los cambios en las coberturas vegetales de la microcuenca a través del tiempo, puede ser

por medio de fotointerpretación de fotografías aéreas o mapas de coberturas de estudios que se hayan hecho en la microcuenca. Esta información permitirá determinar los porcentajes cubiertos de bosques y los cubiertos por pastos y cultivos en un período de tiempo y reconstruir los cambios en las coberturas vegetales (f) en los años de modelación.

Con las ecuaciones mencionadas, hemos desarrollado un modelo que simula el balance hídrico anual en una microcuenca rural genérica. El modelo tiene una frecuencia de paso anual y permite simular el balance hídrico anual para diferentes supuestos de evapotranspiración potencial, cambio climático y coberturas vegetales.

La variable de la oferta de agua es el caudal Q que garantiza el stock de agua desde donde los consumidores obtienen el recurso natural. En la Figura 3.2-1 se presenta el diagrama que corresponde a la oferta hídrica del modelo.

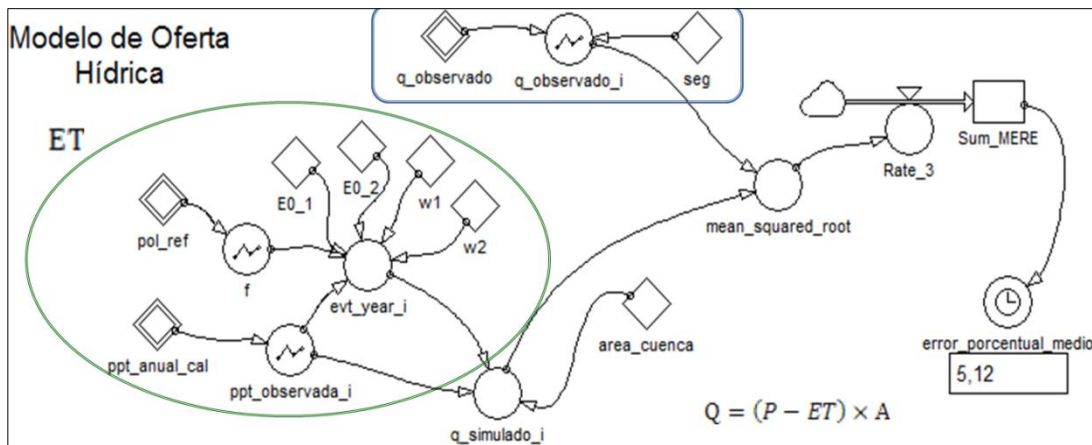


Figura 3.2-1 Oferta de agua representada por el modelo de recursos hídricos

Los caudales obtenidos en el modelo con la Ecuación 3.2-2 se calibran utilizando la información de series de caudales promedios anuales de la corriente de estudio. Para la calibración se calcula el error porcentual medio como se muestra en la Ecuación 3.2-8.

$$Error (\%) = \left(\frac{Q_{simulado} - Q_{observado}}{Q_{observado}} \right) * 100 \quad (3.2-8)$$

Los valores de E_0 y w en la Ecuación 3.2-7 se ajustan para mejorar los resultados obtenidos, esto significa disminuir los errores en la estimación del caudal obtenido.

3.2.2. Oferta neta del recurso hídrico

La oferta hídrica neta en la microcuenca será calculada según la Ecuación 3.2-9:

$$O_n = Q - Q_e - Q_c \quad (3.2-9)$$

Donde:

O_n es la oferta hídrica neta disponible

Q es el caudal calculado para cada paso de tiempo o la oferta hídrica anual

Q_e es el caudal ecológico

Q_c es la reducción por calidad

El caudal ecológico (Q_e) se calculó de acuerdo con la Resolución 865 de 2004 (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2004), la cual en el artículo 3.4.2 Reducción por caudal ecológico, sugiere que éste caudal se calcula como un 25% del caudal medio mensual multianual de la corriente en estudio.

Así mismo, dicha resolución propone que a la oferta hídrica debe afectarse con una reducción del 25% por calidad.

3.3. Módulo de Demanda

Es importante mencionar que no se obtendrá una única serie temporal de la demanda de consumo de recursos hídricos en la microcuenca, más bien se considerarán 5 escenarios posibles de evolución de esta variable. Las proyecciones de crecimiento de población se realizan para un período de tiempo de 50 años.

Los modelos matemáticos existentes para la estimación de la población futura son variados y pueden llegar a ser de gran complejidad y depender de muchas variables relacionadas con datos básicos como poblaciones de censos pasados y con otros datos más especializados como disponibilidad de suelo ó posibilidades de expansión industrial que puedan dar una idea más acertada del crecimiento futuro de la población en la microcuenca. En nuestro caso los modelos utilizados corresponden a algunos de los más simples y de más frecuente aplicación, el objetivo es tener una aproximación del crecimiento de la población en la microcuenca para proyectar el crecimiento de la demanda doméstica.

La demanda de agua es la suma de todas las demandas de agua provenientes de la población (doméstica), el medio ambiente (representado por el caudal ecológico necesario para la preservación del ecosistema acuático de los cuerpos de agua), la agrícola, la pecuaria y la turística y recreativa.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, tanto para la oferta hídrica como para la demanda, se procedió a formular los escenarios de evolución de la oferta y la demanda de agua en la microcuenca, para lo cual se tuvieron en cuenta: el cambio climático, cambios en las coberturas vegetales y usos del suelo, las posibilidades de desarrollo económico y turístico en la microcuenca, que permitan inferir y hacer recomendaciones sobre las condiciones de la sostenibilidad del recurso hídrico en la microcuenca en los próximos 50 años.

A continuación se describe el método utilizado para obtener las componentes que dan lugar a la demanda hídrica en el modelo.

3.3.1. Demanda Doméstica

Modelos de proyección de población

Inicialmente se debe estudiar la dinámica del crecimiento de la población, para lo cual se utilizan y modelan los 3 métodos que se exponen a continuación. La proyección se realiza para un período de tiempo de 50 años. Los resultados obtenidos con estos tres métodos se promedian para obtener un valor único de población futura por año para calcular la demanda doméstica en 50 años de modelación. Los resultados de las proyecciones obtenidas con estos métodos se muestran en el Capítulo 4.

Método aritmético

Con este método la población futura se estima mediante la Ecuación 3.3-1:

$$P_n = P_1 + (P_1 - P_0) \frac{t_n - t_1}{t_1 - t_0} \quad 3.3-1$$

Donde P_n es la población a proyectar en el año t_n , P_1 es la población en el año t_1 (último censo), P_0 es la población en el año t_0 (penúltimo censo), $n: t_n - t_1$, $m: t_1 - t_0$, t_1 es el año del censo P_1 y t_0 es el año del censo P_0 .

Este método asume que el crecimiento de la población es constante, asimilable a una línea recta y las condiciones para el crecimiento no tienen mayores restricciones (Universidad Nacional de Colombia 2011). Dadas estas condiciones, los resultados obtenidos deberán utilizarse con precaución, en la Figura 3.3-1 se muestra el diagrama del método aritmético en el modelo de recursos hídricos de la microcuenca.

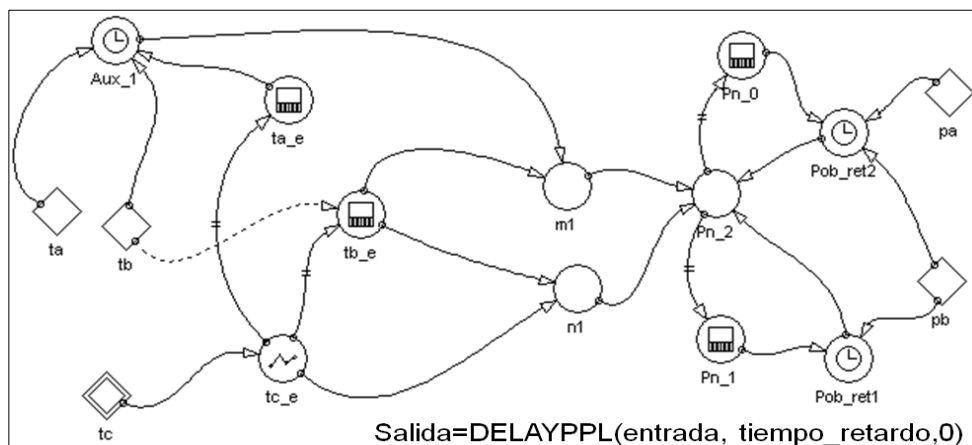


Figura 3.3-1 Proyección de población – Método Aritmético

Método geométrico

Este método supone que el crecimiento de la comunidad es proporcional a su población, es decir que tiene un crecimiento vegetativo y se estima mediante la Ecuación 3.3-2.

$$Pg = P_1(1 + r)^n \tag{3.3-2}$$

Donde r es la tasa de crecimiento geométrico que se expresa según la Ecuación 3.3-3:

$$r = \left(\frac{P_1}{P_0}\right)^{1/m} - 1 \tag{3.3-3}$$

Donde, P_g es la población a proyectar en el año t_n , P_1 es la población en el año t_1 (último censo), P_0 es la población en el año t_0 (penúltimo censo), t_1 es el año del censo P_1 y t_0 es el año del censo P_0 , n : $t_n - t_1$, m : $t_1 - t_0$.

Los resultados obtenidos son superiores a los del método aritmético, el método geométrico se califica como “optimista” y al igual que el anterior debe emplearse con precaución. (Universidad Nacional de Colombia 2011). En la Figura 3.3-2 se muestra el diagrama del método geométrico en el modelo de recursos hídricos de la microcuenca.

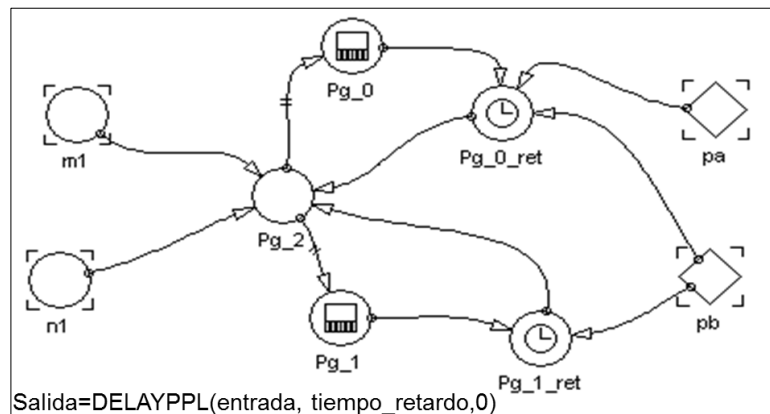


Figura 3.3-2 Proyección de población – Método geométrico

Método propuesto por la Universidad Nacional

Este método se utiliza cuando se detectan problemas tales como tendencias decrecientes o exagerados crecimientos en las poblaciones. Es un método acotado, el cual supone una población de saturación en el caso de poblaciones crecientes o una población mínima para el caso de poblaciones decrecientes. En nuestro caso se asume que la población crece, la proyección se calcula con la Ecuación 3.3-4 y la constante de crecimiento con la Ecuación 3.3-5, como se muestra a continuación:

$$P_u = P_s - (P_s - P_{i-1})exp(k) \tag{3.3-4}$$

Donde k , constante de crecimiento es:

$$k = \frac{\ln(P_s - P_1) - \ln(P_s - P_0)}{t_1 - t_0} \quad 3.3-5$$

P_u es la población a proyectar en el año t_i ; P_s es la población de saturación (sugerida como tres veces la población del último censo), P_1 es la población del último censo, P_0 es la población del penúltimo censo, t_1 es el año del último censo y t_0 es el año del penúltimo censo.

Para hallar la población P_4 , es decir la población para un período posterior t_{2+2m} se utiliza la Ecuación 3.3-6:

$$P_{(t_2+2m)} = P_3 + (R + Q) \times m = P_4 \quad 3.3-6$$

Y para un período posterior, la Ecuación 3.3-7:

$$P_{(t_2+nm)} = P_{(n+1)} + (R + (n - 1) \times Q) \times m = P_{(n+2)} \quad 3.3-7$$

En la Figura 3.3-3 se muestra el diagrama del método UNAL en el modelo de recursos hídricos de la microcuenca.

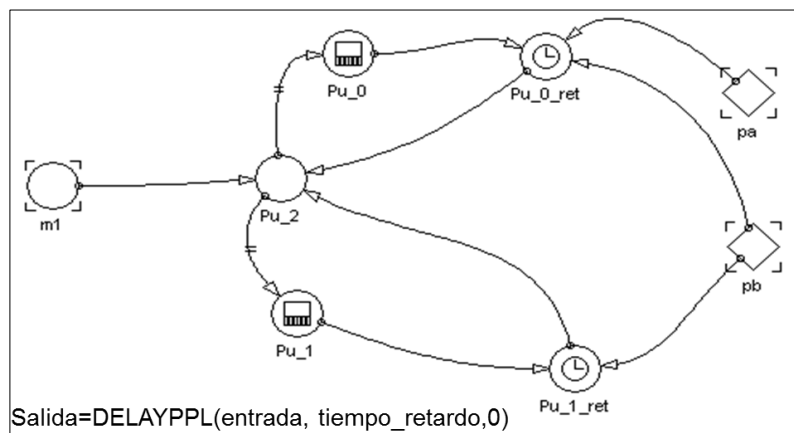


Figura 3.3-3 Proyección de población – Método Universidad Nacional

Demanda Doméstica

Para el cálculo de la demanda doméstica se eligieron los valores obtenidos con el método de la Universidad Nacional y se multiplicaron por la dotación doméstica para obtener la demanda anual. En la Figura 3.3-4 se muestra el diagrama de la demanda doméstica obtenida en el modelo de recursos hídricos de la microcuenca.

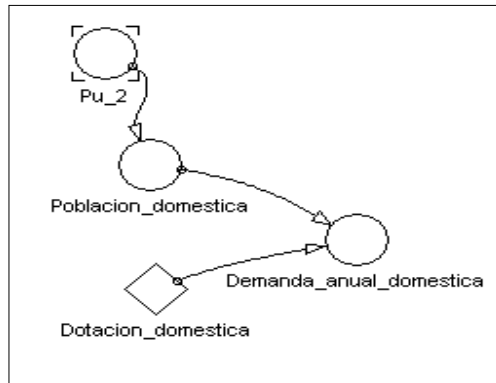


Figura 3.3-4 Demanda doméstica representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuencia

3.3.2. Demanda Agrícola

Un modelado adecuado y efectivo del agua utilizada en la microcuencia para agricultura irrigada pasa por un conocimiento detallado del consumo de agua. Es indispensable consultar los estudios y planes que contengan información relacionada para la microcuencia, para definir por una parte el consumo y por otra los cultivos que por su frecuencia y consumo de agua se deben elegir para la modelación, esto permitirá incurrir en el menor número de imprecisiones posible durante la simulación.

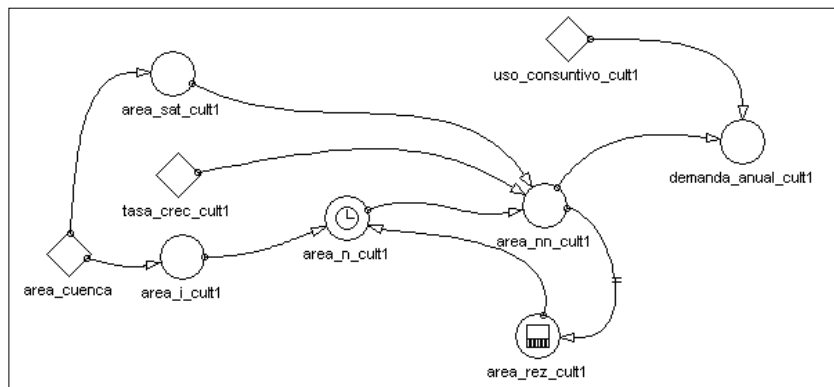


Figura 3.3-5 Demanda agrícola representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuencia

En la Figura 3.3-5 se muestra la representación de la demanda agrícola para un tipo de cultivo en la microcuencia, este diagrama se puede replicar para el número de cultivos que se quiera representar, en nuestro caso, incluimos dos cultivos, para cada uno de ellos se trabajó con una tasa de crecimiento del área del tipo de cultivo en los años de simulación, dicho crecimiento fue acotado por un área de saturación que define el crecimiento límite que alcanzará cada cultivo en la microcuencia. Para el cálculo de la demanda agrícola anual de cada cultivo, se multiplica el área de la microcuencia que se utiliza para en cada cultivo en un año por el consumo de agua anual de dicho cultivo.

Finalmente, como se muestra en la Figura 3.3-6, se calcula la demanda agrícola total que es la suma de las demandas para cada uno de los cultivos cuyo consumo de agua fue modelado.

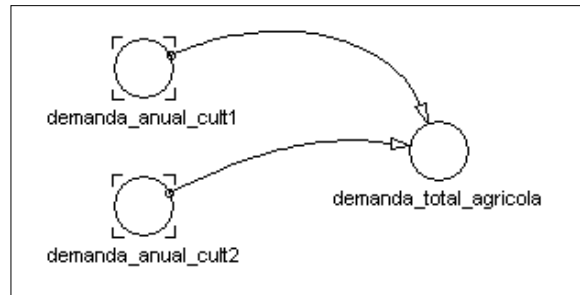


Figura 3.3-6 Total demanda agrícola representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca

3.3.3. Demanda Pecuaria

En la Figura 3.3-7 se muestra la representación de la demanda pecuaria para un tipo de ganado en la microcuenca, este diagrama se puede replicar para los tipos de ganado que se quiera representar, en nuestro caso, incluimos dos tipos, para cada uno de ellos se trabajó con una tasa de crecimiento del área del tipo de ocupación en los años de simulación, dicho crecimiento fue acotado por un área de saturación que define el crecimiento límite que alcanzará cada tipo de ganado en la microcuenca. Para el cálculo de la demanda de agua anual de cada tipo de ganado, se multiplica el área de la microcuenca que se utiliza para en cada tipo de ganado en un año por su consumo de agua anual.

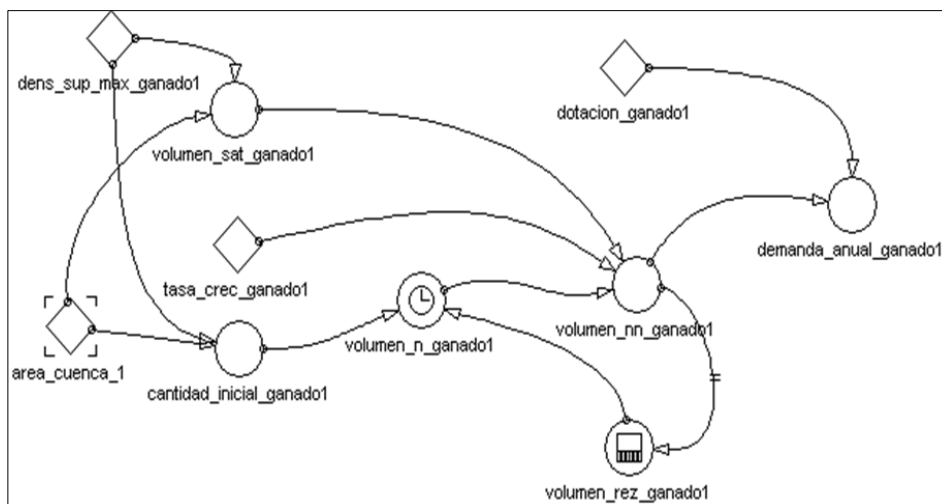


Figura 3.3-7 Demanda pecuaria representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca

Finalmente, como se muestra en la Figura 3.3-8, se calcula la demanda pecuaria total que es la suma de las demandas para cada uno de los tipos de ganado cuyo consumo de agua fue modelado.

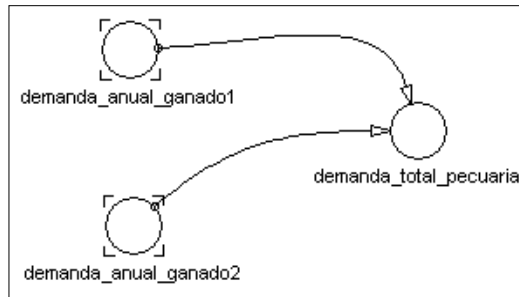


Figura 3.3-8 Total demanda pecuaria representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca

3.3.4. Demanda turística y recreativa

En la Figura 3.3-9 se muestra la representación de la demanda turística y recreativa en la cual se modeló una tasa de crecimiento del área de la microcuenca destinada a proyectos de turismo y recreación, acotada un área de saturación que define el crecimiento límite que alcanzará dicha variable. Para el cálculo de la demanda turística y recreativa anual en la cuenca, se multiplica el área de la microcuenca utilizada para turismo y recreación en un año por su consumo de agua anual.

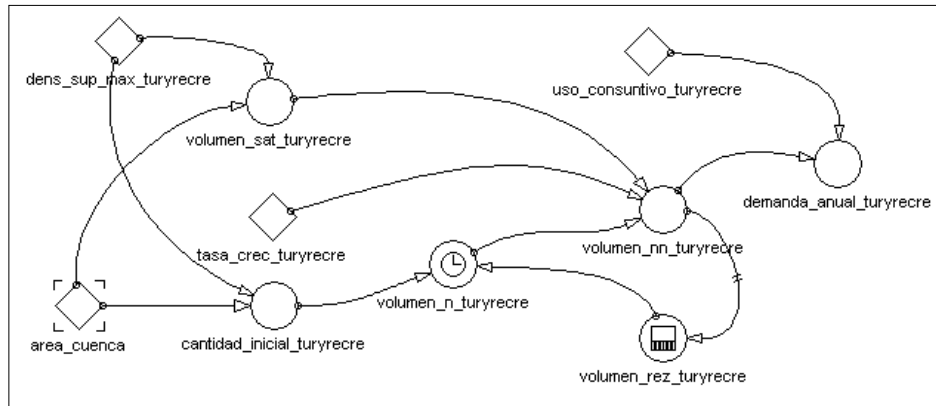


Figura 3.3-9 Demanda turística y recreativa representada por el modelo de recursos hídricos de la microcuenca

3.3.5. Demanda total del recurso hídrico

A partir de los módulos de consumo definidos para los diferentes usos del agua en la microcuenca se calculó la demanda total, esto es la suma de las demandas descritas, como se muestra en la Ecuación 3.3-8:

$$D_t = D_d + D_a + D_p + D_{tyr} \quad 3.3-8$$

Donde:

D_t es la demanda hídrica total

D_d es la demanda total por uso doméstico

D_a es la demanda total por uso agrícola

D_p es la demanda total por uso pecuario

D_{tyr} es la demanda total por uso turístico y recreativo.

El modelo desarrollado busca ser una herramienta de ayuda a la toma de decisiones y a la evaluación de políticas públicas que permita analizar diversas alternativas de gestión de los recursos hídricos en una microcuenca rural. Para analizar la sostenibilidad del recurso en el largo plazo en la microcuenca se utiliza el índice de escasez, según se describe a continuación.

3.3.6. Índice de escasez

El índice de escasez es la relación porcentual entre la demanda de agua y la oferta hídrica disponible, después de aplicar factores de reducción a la oferta por calidad de agua y caudal ecológico (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2004).

Dicha relación es útil para evaluar la situación de la disponibilidad de agua actual y futura, de tal manera que las instituciones involucradas en la gestión de los recursos hídricos puedan tomar las medidas necesarias para que sus procesos de planificación tengan especial interés en zonas con índices de escasez preocupantes.

En esta investigación el índice de escasez se calculará para una escala temporal anual, dado que así fueron estimadas la oferta y la demanda hídrica, es claro que, dada la alta variación mensual de las precipitaciones en una cuenca, a escala mensual podrían obtenerse resultados mucho más interesantes para tomar decisiones sobre la disponibilidad de agua.

De acuerdo con la metodología para el cálculo del índice de escasez sugerida por la Resolución 865 de 2004 (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2004), se tiene la Ecuación 3.3-9.

$$I_E = \frac{D_t}{D_n} \quad 3.3-9$$

Donde:

I_E es el índice de escasez (%)

Dt es la demanda anual media de agua ($m^3/año$)

On es la oferta media anual de agua ($m^3/año$)

En la Tabla 3.3-1, se muestran las categorías e interpretación del índice de escasez.

Tabla 3.3-1 Categorías e interpretación del índice de escasez

Categoría	Rango	Color	Explicación
Alto	> 50%	Rojo	Demanda alta
Medio alto	21-50%	Naranja	Demanda apreciable
Medio	11-20%	Amarillo	Demanda baja
Mínimo	1-10%	Verde	Demanda muy baja
No significativo	<1%	Azul	Demanda no significativa

Fuente: (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2004)

3.4. Escenarios

El modelo de recursos hídricos objeto de esta investigación, pretende simular el sistema de recursos hídricos en una microcuenca rural. Es un modelo de oferta – demanda, donde el sector oferta representa el agua superficial disponible producto de la precipitación y la evapotranspiración anual, la precipitación es un valor que puede ser alterado anualmente y la evapotranspiración variará de acuerdo con éste, con la evapotranspiración potencial y con los cambios en las coberturas vegetales de la microcuenca. Los sectores relacionados con la demanda son: población, agricultura, pecuario, medio ambiente y recreación y turismo. Los cambios en las variables principales del modelo (precipitación, coberturas, evapotranspiración potencial, restricciones en la demanda), permiten diseñar escenarios para evaluar alternativas de gestión de los recursos hídricos en la microcuenca. En la etapa de simulación o aplicación del modelo se realizaron 5 simulaciones para un período total de 50 años con intervalo temporal de un año (Tabla 3.4-1).

Tabla 3.4-1 Escenarios propuestos y evaluados usando el modelo de recursos hídricos; período de simulación de 50 años.

Escenario	Tipo	Descripción
1	Referencia	Sin cambios en el sistema
2	Cambio climático	Oferta de agua reducida por reducción de la precipitación
3	Coberturas	Cambios en el área de suelo de protección de la microcuenca (reducción de un 30% del área boscosa)
4	Libre demanda	Demanda agrícola y pecuaria sin restricción de consumo
5	Buen uso	Cambio climático + cambio en los hábitos de consumo de agua de la población

La descripción, aplicación y resultados obtenidos, se muestran en el Capítulo 4.

Capítulo 4. Calibración, Validación y Resultados

4.1. Introducción

Este capítulo contiene, en primer lugar, la descripción de la información utilizada para la calibración y validación del modelo, según cada uno de los módulos (oferta y demanda hídrica). En segundo lugar, se presentan los procesos de calibración y validación realizados con dicha información, posteriormente los resultados obtenidos para cada uno de los escenarios trabajados y su análisis. Como ya se mencionó, como caso de aplicación del modelo se escogió la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas, también en este capítulo se presentan los datos generales relacionados con esta.

4.2. Información

La microcuenca de la quebrada Piedras Blancas está localizada en el departamento de Antioquia, al oriente del valle de Aburrá en jurisdicción de los municipios de Medellín, Copacabana y Guarne, tiene un área de 4225 ha (Trujillo, 2007). Para la modelación se tomó la microcuenca hasta el punto donde se encuentra el embalse de Piedras Blancas (parte alta ubicada en los municipios de Medellín y Guarne), dicha zona tiene un área de 2958 ha y elevaciones que varían entre los 2350 y 2680 msnm. En la Figura 4.2-1, se presenta la localización de la zona de estudio.

La oferta hídrica de la microcuenca, abastece, junto con la quebrada Chorrillos, el embalse de Piedras Blancas, el cual tiene una capacidad de almacenamiento de 550.000 m³ para suministrar 444 l/s a las plantas de tratamiento de Villa Hermosa y La Montaña (parte del sistema interconectado del acueducto de Empresas Públicas de Medellín), además cubre la demanda generada por los sistemas de abastecimiento colectivos e individuales que satisfacen las necesidades de la población asentada en la microcuenca (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007), (Trujillo, 2007).

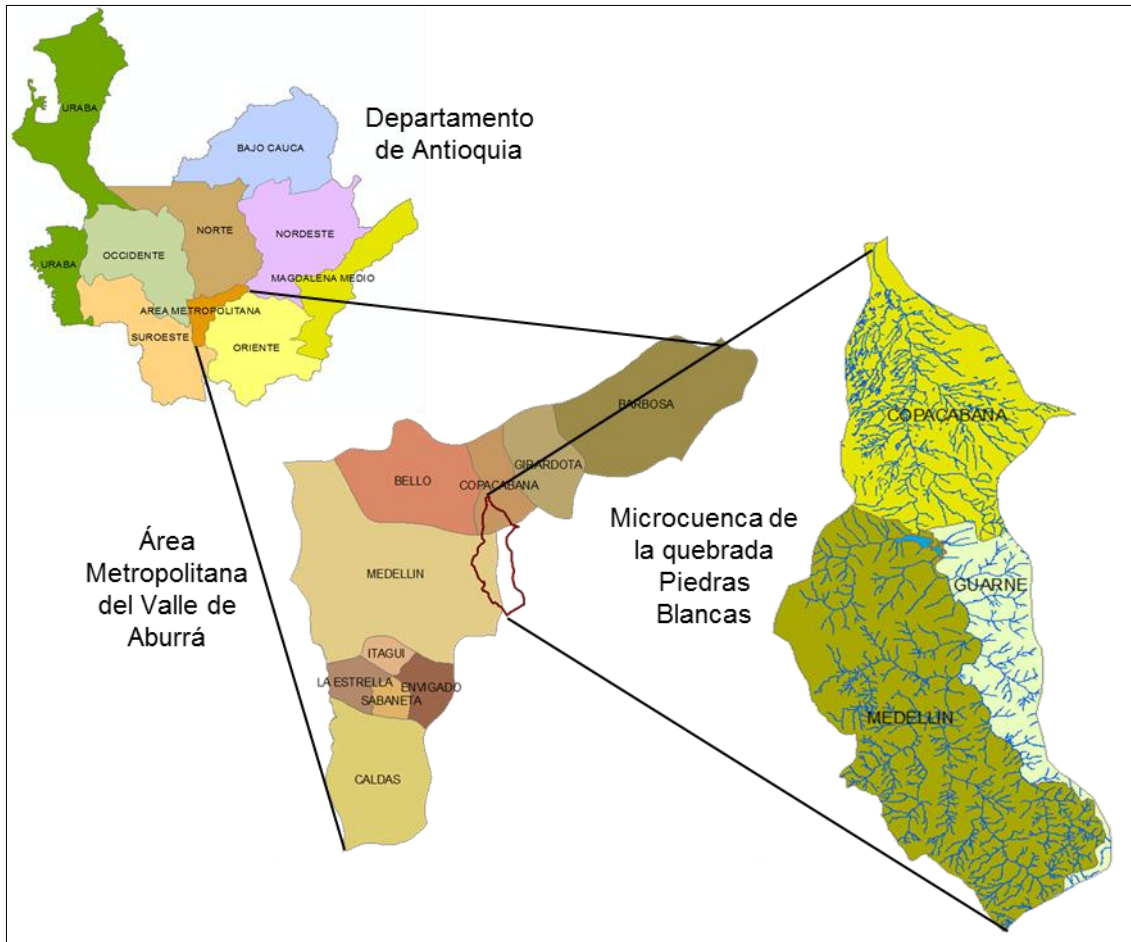


Figura 4.2-1 Localización de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas

4.2.1. Módulo de Oferta

Precipitación Pluvial

La microcuenca hidrográfica de la quebrada Piedras Blancas tiene 4 estaciones pluviográficas (Mazo, Chorrillos, La Severa y Vasconia), con datos desde 1948 hasta la actualidad. En la Tabla 4.2-1 se presentan los resultados de la precipitación promedio anual de la microcuenca para el período 1959 – 2006, con un dato faltante para el año 1993. Se excluyen los datos del período 1948-1958 para los años de precipitación coincidan con los años de caudales. Así mismo, no se tuvieron en cuenta para la modelación, los datos de los años 1976, 1990 y 1992 pues para estos años no hay datos de caudal. La precipitación promedio en la cuenca para el período analizado es de 1850 mm/año.

Tabla 4.2-1 Precipitación promedio anual en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas

Año	Precipitación (mm)	Año	Precipitación (mm)	Año	Precipitación (mm)
1959	1393,5	1975	2132,6	1991	1586,7
1960	1693,5	1976	1372,8	1992	1238,9
1961	1555,2	1977	1659,5	1993	Dato faltante
1962	1968,9	1978	1687,4	1994	1842,6
1963	1784,4	1979	1829,5	1995	2144
1964	1675,4	1980	1459,5	1996	2218,4
1965	1593,7	1981	1964,1	1997	1354,4
1966	1602,5	1982	1979,8	1998	2074,7
1967	1535,5	1983	1637,1	1999	2128,8
1968	1788,5	1984	2106,9	2000	2129,4
1969	1656	1985	1799,8	2001	1575,7
1970	2057,8	1986	1626,5	2002	1730,3
1971	2318,4	1987	1838,2	2003	1931,7
1972	1812,9	1988	2348,5	2004	2191,1
1973	2063,4	1989	1735,1	2005	1978,6
1974	2192,8	1990	1540,6	2006	2008,9
1975	2132,6	1991	1586,7		

Fuente. (Trujillo, 2007)

En la Figura 4.2-2 se puede observar la variación anual de las lluvias en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas para el período 1959 - 2006.

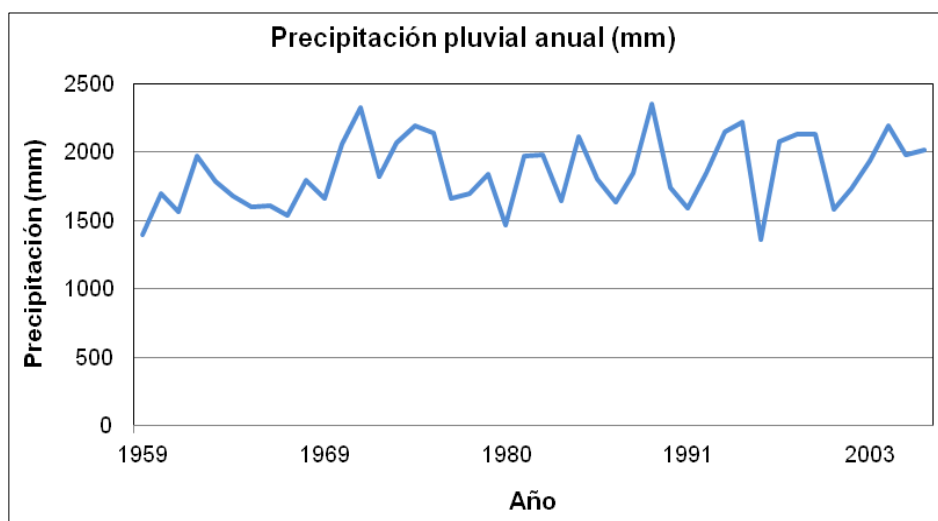


Figura 4.2-2 Precipitación pluvial anual (mm) en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas. Período 1959 – 2006.

Caudales

En la quebrada Piedras Blancas se tomaron registros de caudales desde 1936 hasta 1948, año en el que se inició la construcción del embalse Piedras Blancas (abastecido principalmente por las quebradas Piedras Blancas y Chorrillos), por esta razón en el período 1949 - 1952 no se tomaron registros. Desde 1953 hasta 1957, los caudales se estimaron con un método indirecto basado en las salidas diarias hacia la planta de filtros de Villa Hermosa, y la variación en la cantidad de agua almacenada en el embalse. Finalmente, desde el año 1959 hasta la actualidad, se han registrado los caudales (Trujillo, 2007). En la Tabla 4.2-2 se presentan los caudales promedios anuales para el período 1959 – 2006, utilizados para la validación del modelo, con datos faltantes en los años 1976, 1990 y 1992. El dato que corresponde al año 1993 no se tuvo en cuenta dado que para este año no hay dato de precipitación. El caudal promedio anual para el período analizado es de 0.93 m³/s.

Tabla 4.2-2 Caudales promedios anuales (m³/s) – Quebradas Piedras Blancas y Chorrillos

Año	Caudal (m ³ /s)	Año	Caudal (m ³ /s)	Año	Caudal (m ³ /s)
1959	0,71	1975	1,143	1991	0,595
1960	0,883	1976	Dato faltante	1992	Dato faltante
1961	0,807	1977	0,768	1993	0,886
1962	1,122	1978	0,823	1994	0,839
1963	1,117	1979	0,786	1995	1,029
1964	0,876	1980	0,524	1996	1,282
1965	0,773	1981	0,948	1997	0,663
1966	0,803	1982	1,162	1998	0,77
1967	0,853	1983	0,63	1999	1,266
1968	0,913	1984	1,037	2000	1,184
1969	0,802	1985	0,956	2001	0,662
1970	1,153	1986	0,882	2002	0,672
1971	1,508	1987	0,888	2003	0,706
1972	0,925	1988	1,153	2004	0,975
1973	1,074	1989	1,04	2005	0,928
1974	1,389	1990	Dato faltante	2006	1,088

Fuente (Trujillo, 2007)

En la Figura 4.2-3 se presenta la variación anual de los caudales en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas para el período 1959 – 2006.

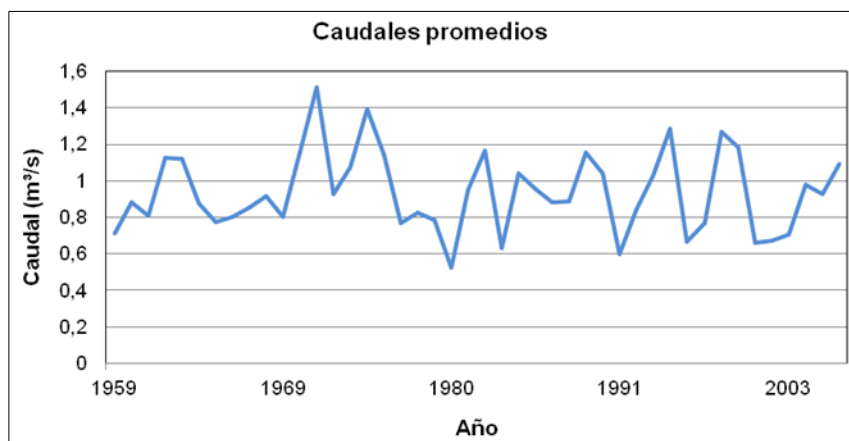


Figura 4.2-3 Caudales promedio (m^3/s) en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas. Período 1959 – 2006.

Coberturas vegetales

Como se expuso anteriormente (Capítulo 3), para el cálculo de la evapotranspiración, es necesario evaluar las coberturas vegetales y sus cambios en el tiempo en la microcuenca que se quiere modelar. Para este propósito, se consultaron los estudios en el Archivo Técnico de Planeación de Empresas Públicas de Medellín y en la biblioteca de la misma entidad, que estuvieran relacionados con este tema: Empresas Públicas de Medellín (1989), Empresas Públicas de Medellín (1992), Trujillo (2007). Así mismo se consultó el Plan de Manejo Integral -PIOM- de la microcuenca (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007). Estos estudios presentan un recuento histórico de cómo han sido las intervenciones y cambios en las coberturas vegetales de la microcuenca, esta información permitió determinar los porcentajes cubiertos por bosques y los cubiertos por pastos y cultivos en varios años, es decir los cambios del porcentaje de área cubierta por bosques, f , para los años de modelación.

Desde finales de siglo XVIII hasta comienzos del siglo XX, la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas, fue sometida a un intenso proceso de deforestación que destruyó casi la totalidad de la vegetación natural, debido a la colonización, la explotación minera, y la extracción de recursos (madera, tierra de capote, musgo). En 1915, se inician los procesos tendientes a la protección y conservación de la zona para su función de suministro de agua a la ciudad de Medellín: la declaración de la microcuenca como bosque municipal (1918), compra de tierras a particulares, declaración como zona de reserva forestal (1943) y plantaciones con especies nativas (desde 1918), que posteriormente fueron reemplazadas por reforestación con especies exóticas (ciprés, pino, eucalipto y acacias). En la Tabla 4.2-3, se muestra el aumento de las hectáreas sembradas durante el proceso de reforestación.

En la actualidad, esta microcuenca se considera una de las mejor conservadas del país, ya que un 70% de su área tiene cobertura arbórea y arbustiva, con vegetación natural y plantaciones forestales con especies exóticas, en la

Tabla 4.2-4 se muestran las coberturas vegetales y el uso actual de suelo.

Como se mencionó, en esta investigación, la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas, será considerada hasta el embalse, es decir la zona en jurisdicción de los municipios de Medellín y Guarne, esta tiene un área de 2865 ha.

Tabla 4.2-3 Reforestación en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas

Año	Área acumulada (ha)	Área (%)	Año	Área acumulada (ha)	Área (%)
1942	12,4	0,43	1970	831,2	29,01
1943	13,2	0,46	1971	838,5	29,27
1947	17,9	0,62	1972	864,1	30,16
1948	24	0,84	1973	866,2	30,23
1949	29,9	1,04	1974	870,8	30,39
1950	40,2	1,40	1975	871,8	30,43
1951	45,9	1,60	1976	914,7	31,93
1953	46,2	1,61	1978	917,1	32,01
1954	67,5	2,36	1979	919	32,08
1955	88	3,07	1980	919,6	32,10
1956	177	6,18	1981	948,5	33,11
1957	261,6	9,13	1982	948,6	33,11
1958	408,6	14,26	1983	972,2	33,93
1959	507,4	17,71	1984	995,8	34,76
1960	622,5	21,73	1985	997,1	34,80
1961	671,2	23,43	1986	1021,7	35,66
1962	687,2	23,99	1987	1025,7	35,80
1963	689,7	24,07	1988	1029,6	35,94
1964	711,3	24,83	1989	1077,8	37,62
1965	735,1	25,66	1991	1116,4	38,97
1966	746,8	26,07	1993	1120,2	39,10
1967	753,5	26,30	1994	1168,5	40,79
1968	755,4	26,37	2002	1187,7	41,46
1969	829,1	28,94			

Tabla 4.2-4 Coberturas Vegetales y Uso Actual del Suelo

Uso actual			Uso actual		
Plantaciones	Área (ha)	%	Pastos	Área (ha)	%
Acacia de currens	3,35	0,12	Pastos enmalezados	158,9	5,55

Uso actual			Uso actual		
Ciprés	544,06	18,99	Pastos mal drenados	16,37	0,57
Eucalipto	58,97	2,06	Pastos naturales	214,22	7,48
Pino elliotis	117,61	4,11	Subtotal	389,49	13,59
Pino Kessia	2,25	0,08	Otros Usos	Área (ha)	%
Pino pátula	484,07	16,90	Cultivos	101,75	3,55
Subtotal	1210,31	42,24	Erosión	10,25	0,36
Regeneración Natural	Área (ha)	%	Vivero	4,55	0,16
Bosque natural	86	3	Arboretum	11,45	0,40
Rastrojo alto	465,82	16,26	Represa	15,48	0,54
Rastrojo bajo	583,18	20,36	Laguna	0,98	0,03
Subtotal	1135	39,62	Ciénaga	3,15	0,11
			Carreteras	35,7	1,25
			Subtotal	183,31	6,40
			Total	2918,11	101,85

Se asume una cobertura inicial (año 1959) de bosque del 15% que se incrementa al 28.54% en 48 años de la siguiente manera:

Tabla 4.2-5 Incremento de bosque natural (%)

Año	Incremento bosque natural (%)
1959	15
1970	20
1980	25
1985	26
1991	27
2003	28
2005	28,54

Del análisis de las coberturas vegetales en la microcuenca, presentadas en la Tabla 4.2-3 y el incremento de bosque natural presentado en la Tabla 4.2-5, se obtienen los valores de f (porcentaje de área cubierta por bosques) para la modelación, ver Tabla 4.2-6. Y en la Figura 4.2-4 se muestra la gráfica del área cubierta por bosque en la cuenca (f) en el período 1959 a 2006.

Tabla 4.2-6 Valores de f para los años de modelación

Año	f (%)	Año	f (%)	Año	f (%)
1959	32,71	1974	50,39	1991	65,97
1960	36,73	1975	50,43	1994	67,79
1961	38,43	1977	51,93	1995	67,79
1962	38,99	1978	52,01	1996	67,79

Año	f (%)	Año	f (%)	Año	f (%)
1963	39,07	1979	52,08	1997	67,79
1964	39,83	1980	57,10	1998	67,79
1965	40,66	1981	58,11	1999	67,79
1966	41,07	1982	58,11	2000	67,79
1967	41,30	1983	58,93	2001	67,79
1968	41,37	1984	59,76	2002	68,46
1969	43,94	1985	60,80	2003	69,46
1970	49,01	1986	61,66	2004	69,46
1971	49,27	1987	61,80	2005	70
1972	50,16	1988	61,94	2006	70
1973	50,23	1989	63,62		

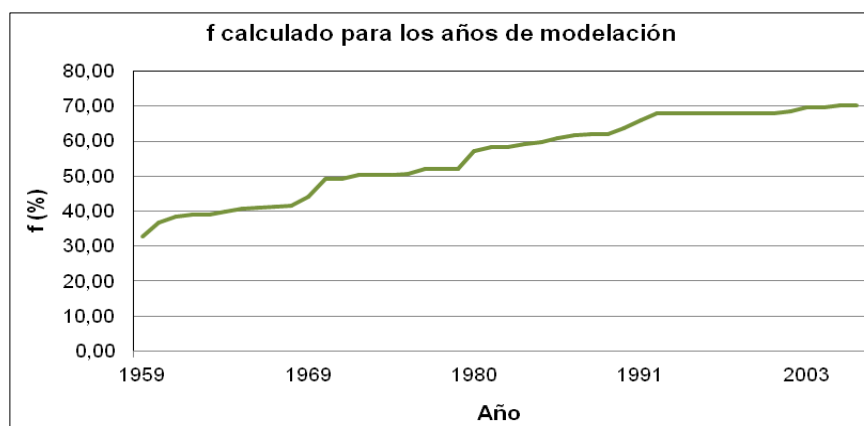


Figura 4.2-4 Área cubierta por bosque en la cuenca (%) 1959 – 2006.

Evapotranspiración real y potencial

Para la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas, Trujillo (2007), presenta un valor de 1041 mm de evapotranspiración real media anual. Según Arroyave y Giraldo (1997), la evapotranspiración real en la zona es de 1271 mm y representa aproximadamente un 60% de la precipitación media anual. El PIOM de la microcuenca (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007), presenta mapas de evapotranspiración real y evapotranspiración potencial en la cuenca, de estos se obtuvo un valor promedio aproximado de 630 mm/año para la primera y 170 mm/día para la segunda, este último valor se descartó por considerarlo desproporcionado.

En su modelo para el cálculo de la evapotranspiración real a partir de la precipitación, las coberturas vegetales y la evapotranspiración potencial, Zhang y otros(1999), proponen valores de evapotranspiración potencial de 1410 mm para coberturas

boscosas y de 1100 mm para coberturas herbáceas. Dichos parámetros deben ajustarse lo mejor posible para la zona donde se quiera aplicar el modelo.

En nuestro caso, los valores de evapotranspiración potencial que representaron un mejor ajuste en la calibración de los caudales calculados y los medidos fueron 1570 mm para coberturas boscosas y 500 mm para coberturas herbáceas.

4.2.2. Módulo de Demanda

Información socio-económica

La Información sobre aspectos socioeconómicos necesaria para la modelación, fue tomada principalmente del PIOM de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007) y del SISBEN de Antioquia (SISBEN Departamento de Antioquia, 2006 - 2010).

Población

La principal fuente de información son los datos de población obtenidos de la base certificada del SISBEN departamental (SISBEN Departamento de Antioquia, 2006 - 2010) para el período comprendido entre 2006 y 2010. Los datos de la población de las veredas en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas para los años 2006 a 2010, se presentan en la Tabla 4.2-7.

Los datos de población de los censos de El DANE únicamente se pudieron conseguir por municipio (población urbana y rural) y no por vereda, dichos datos no se tuvieron en cuenta dado que no aportan nada significativo para la modelación ya que ambas zonas de la cuenca son un porcentaje de suelo rural muy poco significativo comparado con el suelo rural total de Medellín y Guarne. En la Tabla 4.2-8 se presentan las tasas de crecimiento de la población urbana y rural propuesta por el DANE.

Tabla 4.2-7 Población de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas

Municipio	Vereda	2006	2007	2008	2009	2010
Medellín	Piedra Blancas - Matasano	170	226	274	284	351
	Barro Blanco	508	648	656	692	724
	Piedra Gorda	737	790	793	807	830
	Mazo	660	742	738	755	762
	Subtotal	2075	2406	2461	2538	2667
Guarne	La Brizuela	460	470	477	500	509
	Piedras Blancas	749	719	716	700	716
	Subtotal	1209	1189	1193	1200	1225
Total		3284	3595	3654	3738	3892

Fuente:(SISBEN Departamento de Antioquia, 2006 - 2010)

Tabla 4.2-8 Tasas de crecimiento de la población rural. Municipios de Medellín y Guarne.

Municipio	Área	Tasa de crecimiento (%)			
		2005	2006	2007	2008
Medellín	Rural	-5,74	-2,12	-2,01	-1,99
Guarne	Rural	3,81	1,64	1,57	1,56

Fuente: (DANE, 2011)

Es importante tener presente que, además de las limitaciones de los modelos utilizados para las proyecciones de población, los valores de población de la base de datos del SISBEN no corresponden a la población total en la vereda, sino a las personas encuestadas pertenecientes a los estratos 1 y 2. Para efectos de la modelación, se asume esta como la población total de cada vereda.

Dado que las tasas de crecimiento del DANE para la zona rural presentan resultados bastante conservadores en el caso de Guarne y negativos para el caso de Medellín, para las proyecciones de población del modelo se tomaron los años 2007 y 2008 en los cuales la población registró un menor crecimiento, es decir pasó de 3595 habitantes en 2007 a 3654 habitantes en 2008.

4.3. Resultados

4.3.1. Calibración módulo de oferta

Para la calibración del modelo se utilizó la primera mitad de los datos disponibles (años 1959 a 1984), los resultados obtenidos se exponen a continuación.

Evapotranspiración

Según se expuso en el Capítulo 3, la evapotranspiración se calculó de acuerdo con el modelo de Zhang et al (1999) (soportado por un análisis estadístico de más de 250 cuencas en todo el mundo), en función de la precipitación media anual, los cambios en las coberturas vegetales y los parámetros w y E_0 . El proceso de calibración consistió en encontrar los valores de w_1 , w_2 , $E_{0,1}$ y $E_{0,2}$ (ver Ecuación 3.2-7) para los cuales se obtiene el mejor ajuste entre las curvas de caudales observados y estimados, es decir los valores para los cuales se obtiene un menor error en la estimación de caudales. En la Tabla 4.3-2, se muestran los 10 valores positivos de estos parámetros para los cuales el error de calibración es menor.

Tabla 4.3-1 Valores de los parámetros w y E_0 para la calibración del módulo de oferta.

Eo_1 (mm)	Eo_2 (mm)	w1 (mm)	w2 (mm)	Error_calibración
1410	1100	2	0.5	17.74
1400	500	2	0.5	6.02
1700	400	2	0.5	5.99
1460	600	2	0.5	5.56

Eo_1 (mm)	Eo_2 (mm)	w1 (mm)	w2 (mm)	Error_calibración
1400	600	2	0.5	5.38
1500	500	2	0.5	5.34
1450	550	2	0.5	5.24
1460	550	2	0.5	5.23
1470	550	2	0.5	5.22
1480	540	2	0.5	5.21
1500	520	2	0.5	5.19
1510	520	2	0.5	5.18
1520	520	2	0.5	5.17
1530	520	2	0.5	5.16
1560	510	2	0.5	5.14
1565	505	2	0.5	5.13
1570	500	2	0.5	5.12

Los valores de los parámetros: w_1 , w_2 , $E_{0,1}$ y $E_{0,2}$, resaltados en la Tabla 4.3-2 para los cuales se obtiene un error de calibración del 5,12% (menor error de calibración), son entonces los utilizados para estimar la evapotranspiración y los caudales. En la Figura 4.3-1 se muestra el área boscosa en la cuenca (%) para el período de calibración y la evapotranspiración estimada para el mismo período con los valores de w_1 , w_2 , $E_{0,1}$ y $E_{0,2}$, calibrados.

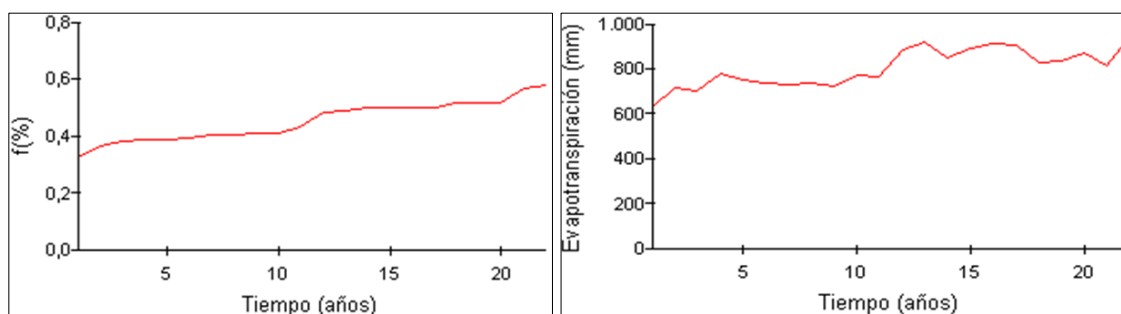


Figura 4.3-1 Porcentaje de cobertura boscosa y Evapotranspiración media anual simulada para la calibración del modelo en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas.

La evapotranspiración, en los años de validación, según se muestra en la Figura 4.3-1, es creciente dada su alta correlación con f (cobertura boscosa), que para el período de validación también es creciente y pasa de 32.71% en 1959 a 59.76% en 1984 (ver Tabla 4.2-6 y Figura 4.3-1).

Caudales medios anuales

A partir de los datos de precipitación observada y los datos de evapotranspiración simulada, se pueden simular año tras año los caudales que representan la oferta hídrica en la cuenca para compararlos con las series de caudales promedios anuales

en la quebrada Piedras Blancas o caudales observados. En la Figura 4.3-2 se muestra la curva de calibración de caudales: caudal observado contra caudal estimado.

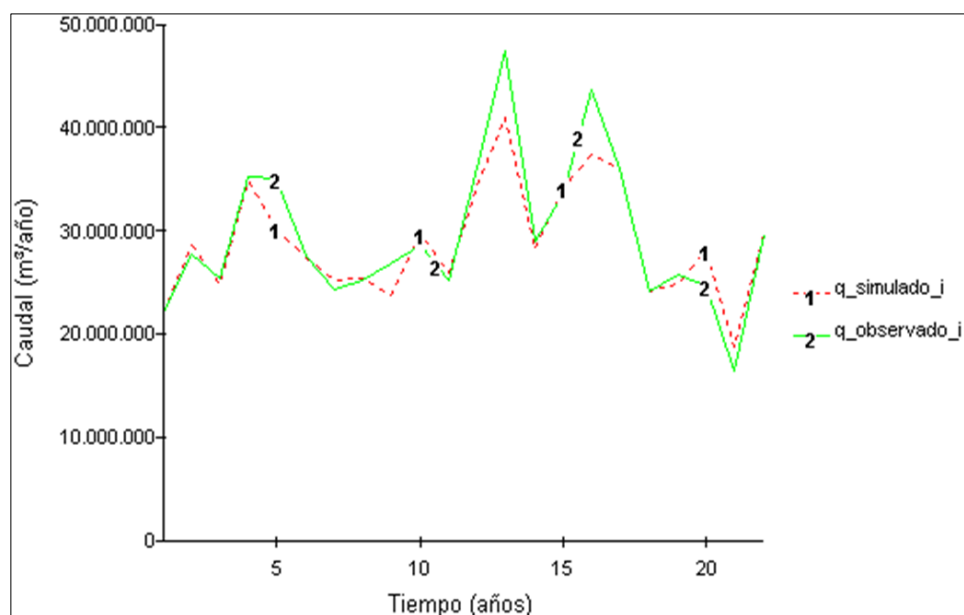


Figura 4.3-2 Caudales medios anuales simulados (línea punteada) y caudales medios anuales observados para la cuenca de la quebrada Piedras Blancas

Como se mencionó, el error porcentual medio entre las dos curvas calculado según la Ecuación 3.2-8 para la calibración fue de 5.12%.

4.3.2. Validación módulo de oferta

Para la validación del modelo se utilizó la segunda mitad de los datos disponibles (años 1985 a 2006), los resultados obtenidos se exponen a continuación.

Evapotranspiración

El proceso de validación consistió en verificar el comportamiento de los caudales estimados con los valores de los parámetros w_1 , w_2 , $E_{0,1}$ y $E_{0,2}$ obtenidos en la fase de calibración, para los años 1985 a 2006. Se obtuvo un error del 12.55%.

En la Figura 4.3-3 se muestra el área boscosa en la cuenca (%) para el período de validación y la evapotranspiración estimada para el mismo período con los valores de los parámetros w_1 , w_2 , $E_{0,1}$ y $E_{0,2}$, calibrados en la fase anterior.

La evapotranspiración, en los años de validación, según se muestra en la Figura 4.3-3, es creciente dada su alta correlación con f (cobertura boscosa), que para el período de validación también es creciente y pasa de 59.76% en 1984 a 70% en 2006 (ver Tabla 4.2-6 y Figura 4.3-3).

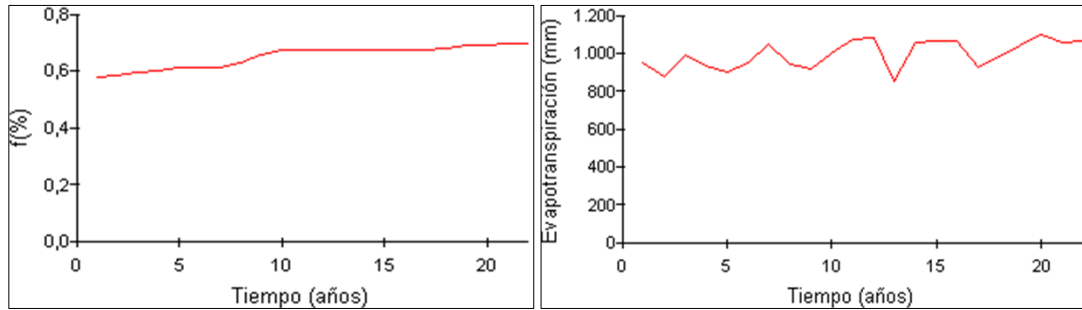


Figura 4.3-3 Porcentaje de cobertura boscosa y Evapotranspiración media anual simulada para la validación del modelo en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas

Caudales medios anuales

A partir de los datos de precipitación observada y los datos de evapotranspiración simulada, se pueden simular año tras año los caudales que representan la oferta hídrica en la cuenca para compararlos con las series de caudales promedios anuales en la quebrada Piedras Blancas o caudales observados. En la Figura 4.3-4 se muestra la curva de calibración de caudales: caudal observado contra caudal estimado para la validación del modelo.

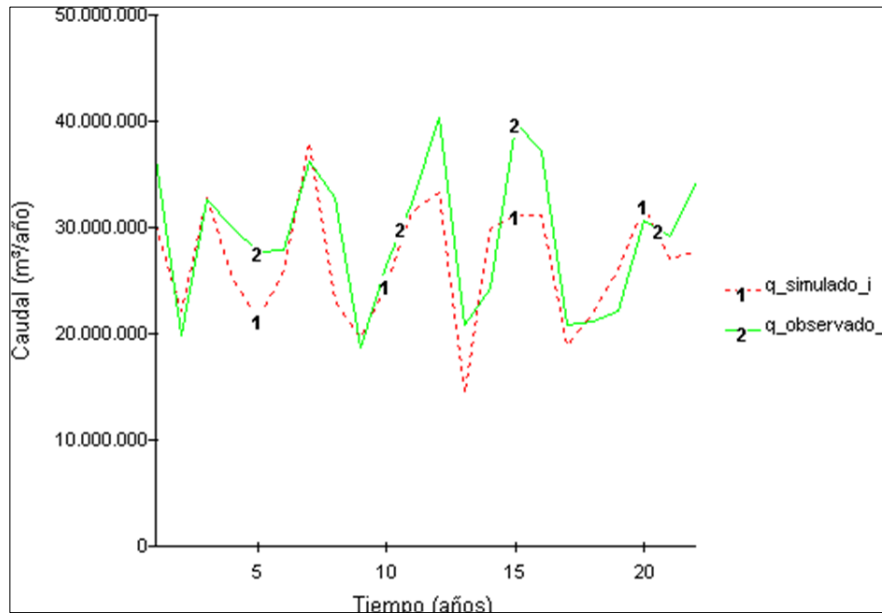


Figura 4.3-4 Caudales medios anuales simulados (línea punteada) y caudales medios anuales observados para la validación del modelo -cuenca de la quebrada Piedras Blancas-.

Como se mencionó, el error porcentual medio entre las dos curvas calculado según la Ecuación 3.2-8 para la validación fue de 12.55%.

4.3.3. Módulo de demanda

Demanda doméstica

Proyecciones de población

Con una población inicial de 3595 habitantes en el año 1 y una población de 3654 habitantes en el año 2, se tienen los siguientes resultados para los tres modelos de proyecciones de población utilizados.

- **Método aritmético**

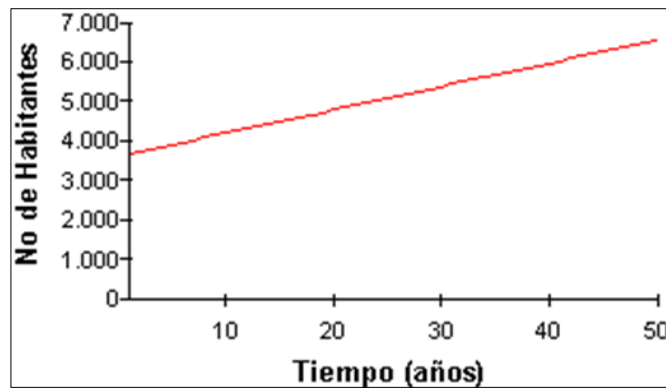


Figura 4.3-5 Proyección de población – Método aritmético

Según los resultados obtenidos con este método, la población en la cuenca crece a una tasa anual constante de 1.59% lo que significa un incremento de 2950 habitantes en 50 años. En la Figura 4.3-5 se muestra la curva obtenida.

- **Método geométrico**

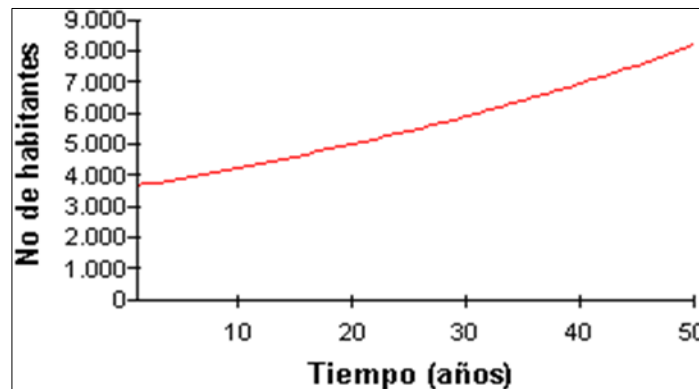


Figura 4.3-6 Proyección de población – Método geométrico

De acuerdo con este método, la población de la cuenca crece a una tasa creciente que empieza en 1.64% en el año 1 y alcanza un valor de 3.58% en el año 50, esto es una tasa promedio anual de 2.5% que implica un aumento de 4592 habitantes en la población de la cuenca en los 50 años de modelación. En la Figura 4.3-6 se muestra la curva para los resultados obtenidos.

- **Método Universidad Nacional**

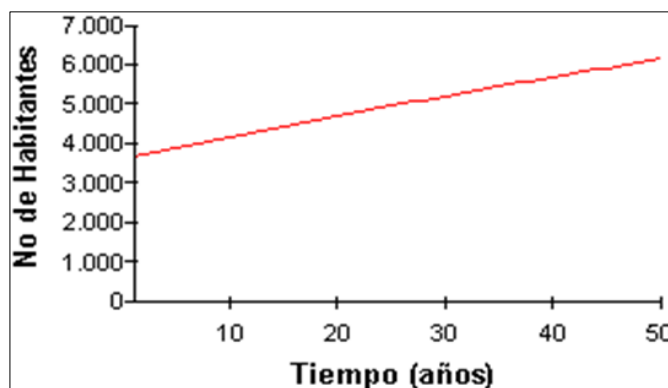


Figura 4.3-7 Proyección de población – Método UNAL

La proyección de población obtenida con este método, muestra que la población crece con una tasa decreciente que varía desde 1.56% en el año 1, hasta 1.21% en el año 50, la tasa promedio anual es de 1.36% que se traduce en un aumento de 2538 habitantes en 50 años en la cuenca.

En la Tabla 4.3-2 se muestra una síntesis de los resultados obtenidos.

Tabla 4.3-2 Resultados obtenidos para las diferentes proyecciones de población

Población y tasas de crecimiento	Método		
	Aritmético	Geométrico	UNAL
Población censo año 1	3595	3595	3595
Población censo año 2	3654	3654	3654
Tasa de crecimiento censo (%)	1,64	1,64	1,64
Población proyectada año 50	6604	8246	6192
Tasa promedio de crecimiento proyectado (%)	1,59	2,5	1,36

El PIOM (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007), presenta un dato de 3600 habitantes en el año 2007 en la parte alta de la cuenca (municipios de Medellín y Guarne) que corresponde a la cuenca total en nuestro caso. Como se puede ver es un dato cercano al asumido para el año 1 (2008).

El ajuste por población flotante será considerado en la demanda turística y recreativa, dado que es ésta quien controla esta variable en la cuenca.

Demanda doméstica

Para el cálculo de la demanda doméstica se asume que la población en la cuenca será la obtenida por el método de la Universidad Nacional, pues es el método con el que se obtienen los resultados más conservadores y, según se mencionó, las tasas de crecimiento del DANE (ver Tabla 4.2-8) para la zona rural muestran que la población crecerá con tasas decrecientes.

El número de habitantes obtenido se multiplica por el consumo de agua por habitante en un año en la cuenca.

Según el PIOM de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007) la dotación doméstica para la cuenca es de 150 litros/habitante/día. Según lo estipulado por el Reglamento técnico de agua y saneamiento básico –RAS- (Ministerio de Desarrollo Económico. Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico., 2000), la dotación neta varía entre 100 l/h/d y 150 l/h/d según el nivel de complejidad del sistema (bajo, medio, medio alto y alto).

Para esta investigación se asume un valor de 150 l/h/d que será modificado en el escenario 5 que plantea una reducción del consumo debida al cambio en los hábitos de uso de agua de la población.

Demanda agrícola

En la cuenca Piedras Blancas el área utilizada para cultivos no es muy representativa, según Trujillo (2007), se dedica a este uso únicamente un 3.55% de la cuenca (aproximadamente 102 ha). Según El PIOM, en la cuenca se destinan a este uso únicamente 57 ha.

Se modeló para dos tipos de cultivo, pero el modelo permite, si es el caso, ingresar tantos tipos de cultivo como se requiera según el uso del suelo de cada cuenca donde se quiera hacer simulaciones.

Demanda pecuaria

La demanda pecuaria será representada por el consumo de agua de los animales más representativos en la cuenca. Para el caso de Piedras Blancas se modeló el consumo de agua de vacas lecheras y cerdos.

Se estima que una vaca lechera de alta producción consume entre 80 y 110 litros de agua en un día y de baja producción entre 45 y 55 litros por día. La densidad por hectárea o capacidad de carga es de 4 vacas por hectárea de pasto (Migone, 2001).

Un cerdo consume en promedio de 11 a 12 litros por día.

Para la modelación se asumió un consumo de 90 litros/animal/día para el ganado vacuno y 12 litros/animal/día para el ganado porcino.

Demanda turística y recreativa

La demanda turística es uno de los consumos de mayor peso en la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas. Dada su ubicación estratégica, como parte del parque central de Antioquia y el parque Arví, se han concentrado allí proyectos turísticos diversos, los dos más representativos son el parque ecológico Piedras Blancas y el Parque Arví.

El ajuste por población flotante en la cuenca se consideró para la demanda turística y recreativa. Según el PIOM de la microcuenca Piedras Blancas, la población flotante generada por los desarrollos ecoturísticos en el área se proyecta en 2860 habitantes por día a partir del año de entrada en vigencia de estos proyectos (aprox. año 2010).

4.3.4. Escenarios

Como se mencionó en la sección 3.4, se realizaron 5 simulaciones para un período total de 50 años con un intervalo temporal de un año, dichas simulaciones corresponden a cada uno de los escenarios propuestos.

Para la generación de precipitaciones futuras se utilizó un paseo aleatorio o camino aleatorio, conocido como “Random Walks”, que a partir de la media y la desviación estándar de los valores medios anuales de la precipitación, genera registros aleatorios (secuencias de números uniformemente distribuidos en un intervalo) que serán los utilizados para la generación de la oferta futura de agua en cada uno de los escenarios. En la Figura 4.3-8 se muestra la oferta hídrica con el generador aleatorio de precipitación.

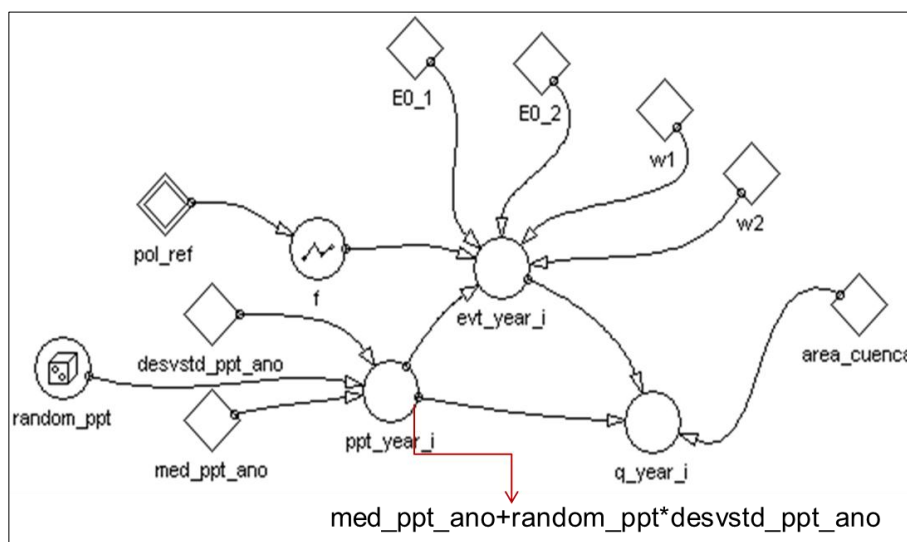


Figura 4.3-8 Oferta hídrica futura con generador aleatorio de series de precipitación

Los resultados obtenidos para cada uno de los escenarios se describen a continuación.

Escenario 1: referencia

Sin cambios en el sistema: se asume que la cuenca continúa con sus propiedades físicas actuales, los crecimientos de las diferentes variables de la demanda se mantienen y el planificador no actúa. Este escenario busca mostrar la utilidad de la herramienta para evaluar preguntas como ¿qué pasa si no se hace nada?

En este escenario se tienen los siguientes valores para las variables en el módulo de oferta (Ver Tabla 4.3-3)

Tabla 4.3-3 Valores de parámetros y variables oferta hídrica escenario 1

Variable	Valor
Eo_1	1570 mm
Eo_2	500 mm
w1	2
w2	0.5
f	70%

Con estos valores se obtienen las series de tiempo para evapotranspiración y caudal medio anual que se observan en la Figura 4.3-9. Así mismo, en la Figura 4.3-9, se puede ver la serie de precipitaciones aleatoria para este escenario.

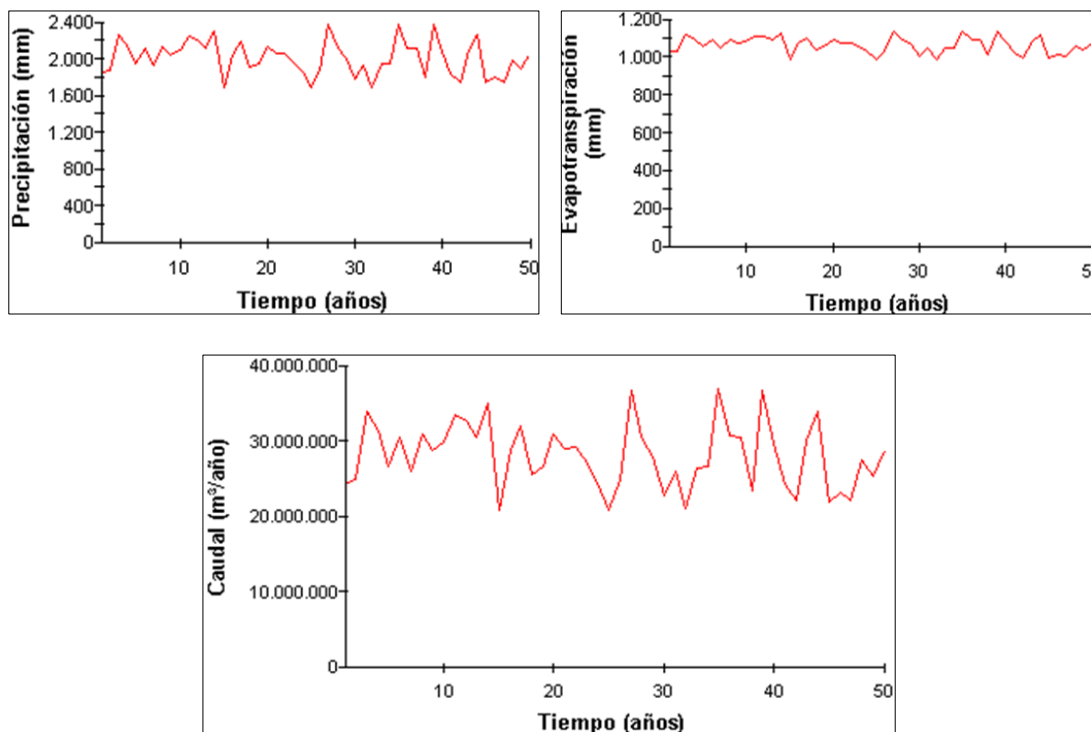


Figura 4.3-9 Series de tiempo simuladas de Precipitación, evapotranspiración y caudal – Escenario 1

Los valores para las variables en el módulo de demanda se muestran en la Tabla 4.3-3

En la Figura 4.3-10 se muestran la demanda total y el balance hídrico en el escenario 1 en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas.

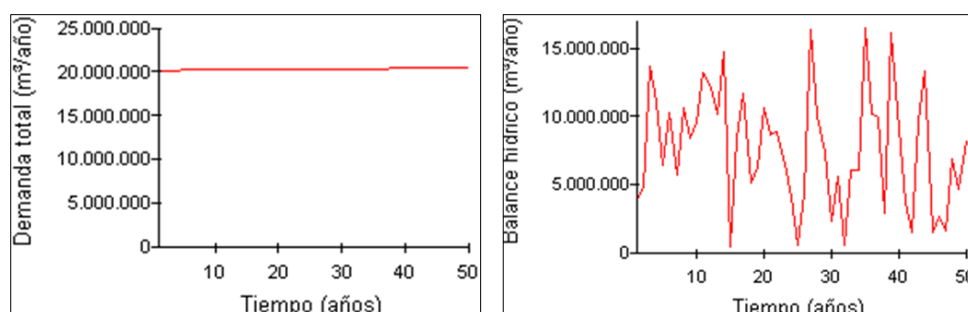


Figura 4.3-10 Demanda total y balance hídrico – Escenario 1

En la Figura 4.3-11 y en la Figura 4.3-12 se muestran las curvas oferta vs demanda y el índice de escasez en la cuenca para el escenario 1 en los 50 años de modelación.

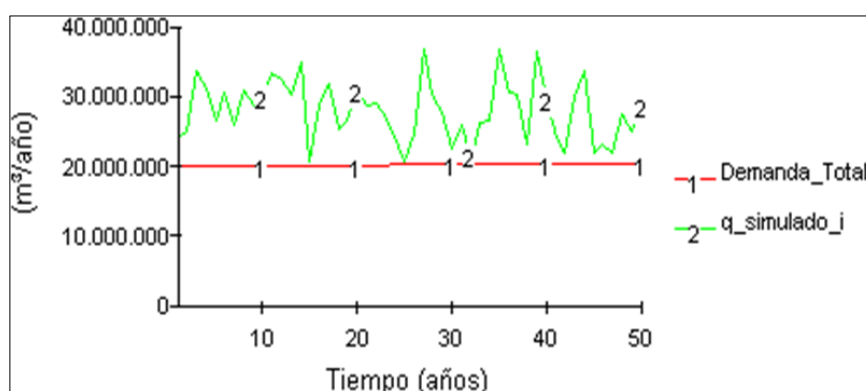


Figura 4.3-11 Oferta y demanda – Escenario 1

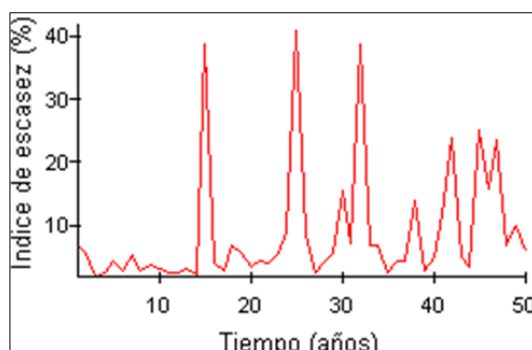


Figura 4.3-12 Índice de escasez – Escenario 1

Según se mencionó anteriormente, la oferta hídrica es la oferta neta (después de restar el caudal ecológico y un 25% por calidad). Además de esto, se debe tener en cuenta la población que no vive en la cuenca pero se abastece de ella, como se ha mencionado, del embalse de Piedras Blancas se toman 444 l/s para abastecer parte del sistema de acueducto de EPPM. Con este punto de partida, la cuenca es deficitaria, razón por la cual para correr los escenarios se liberaron (redujeron) algunas de estas demandas con el objetivo de mostrar mejor la utilidad de la herramienta en la toma de decisiones.

Específicamente se redujeron las demandas por calidad (de 25% a 5%) y el caudal de 444 l/s (demanda exterior a la cuenca -EPM-) se redujo a 200 l/s considerando que este caudal se toma del embalse y en este hay un volumen acumulado de 550.000 m³.

El caudal ecológico pasó de 11,4 millones de m³/año (25% del caudal medio mensual multianual más bajo), a 4,5 millones de m³/año aproximadamente.

Como puede observarse en los resultados (ver Figura 4.3-11), la oferta siempre está por encima de la demanda y, por lo tanto, puede decirse que bajo los supuestos considerados, tanto en oferta como en demanda, el sistema no caerá en déficit. No obstante lo anterior, debe mencionarse también que en 6 ocasiones (años: 15, 25, 32, 42, 45 y 47) el sistema está muy cerca del balance 0 y, por lo tanto, dada la incertidumbre de los procesos considerados (y no considerados) en el modelo se admite la alta probabilidad de que el sistema sea deficitario con recurrencias que varían entre 2 y 10 años.

Escenario 2: cambio climático

En Colombia, según los modelos, las evidencias del cambio climático se manifiestan principalmente en la variación de la temperatura y la precipitación. Con el fin de reducir la incertidumbre del clima futuro (2011-2100) para la temperatura y la precipitación en Colombia, el IDEAM (2010), corrió varios escenarios con diferentes modelos y condiciones iniciales para los que se obtuvieron los siguientes resultados:

En el período 2011 a 2040, el departamento de Antioquia tendría una reducción de la precipitación mayor o igual al 10% con respecto a las precipitaciones del período 1971-2000; para el período 2071 a 2100, se tendrían reducciones entre 20% y 30%.

Así, de acuerdo con los posibles cambios de la precipitación que como consecuencia del cambio climático proponen los escenarios del IDEAM (2010), este escenario consideró una reducción en la media de las precipitaciones de 15% y el resto de las variables no sufrió ningún cambio.

Este escenario busca mostrar la potencialidad de la herramienta para evaluar cambios en la oferta debidos a fenómenos de gran escala como el Cambio Climático.

En la Figura 4.3-13 se muestra la serie de precipitaciones aleatoria reducida por el cambio climático.

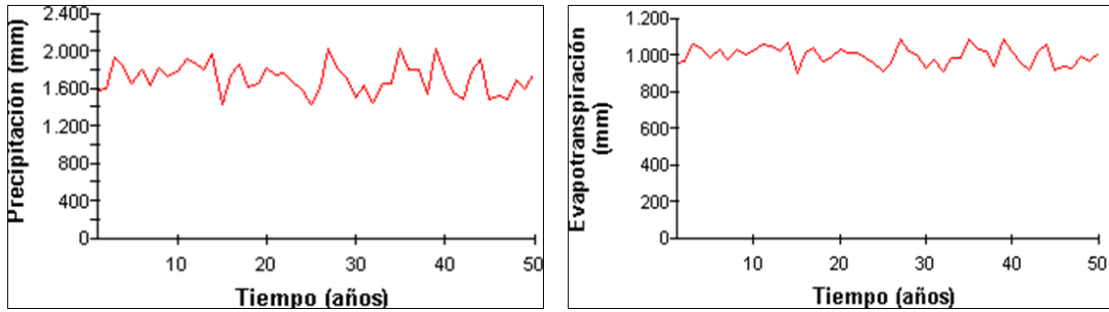


Figura 4.3-13 Series de tiempo simuladas de Precipitación reducida por el cambio climático y evapotranspiración – Escenario 2

Como se puede ver en la Figura 4.3-14, los caudales sufren una afectación por la reducción de la precipitación.

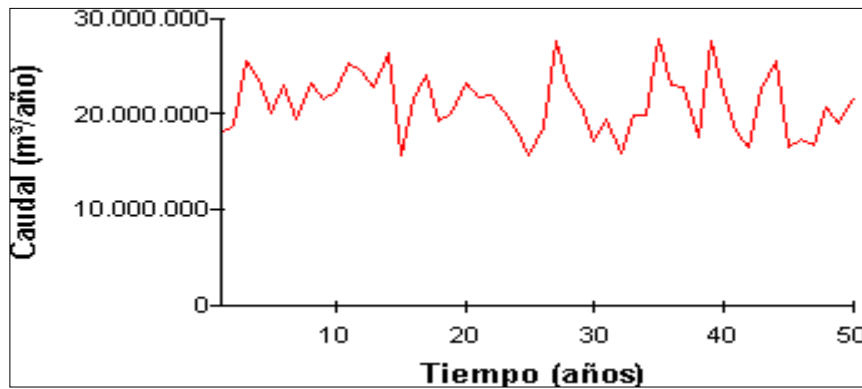


Figura 4.3-14 Oferta hídrica - Escenario 2

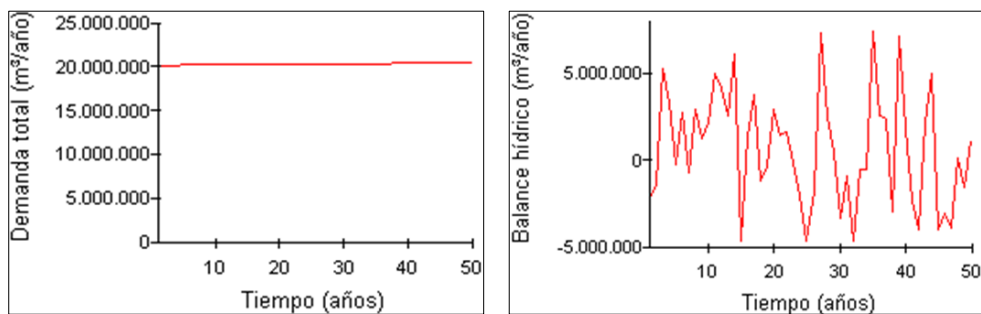


Figura 4.3-15 Demanda total y balance hídrico – Escenario 2

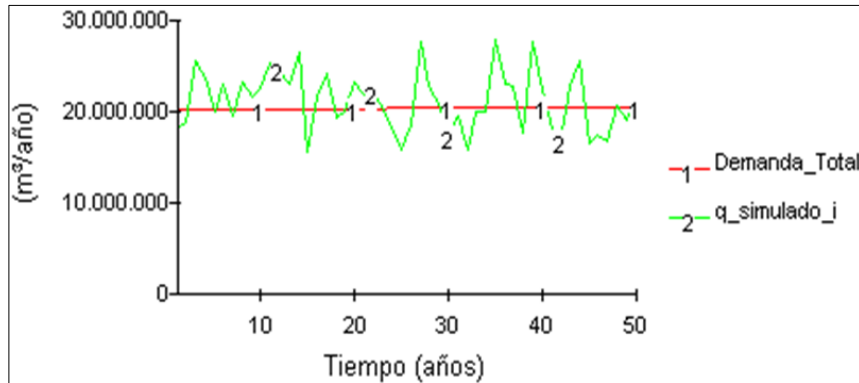


Figura 4.3-16 Oferta y demanda- - Escenario 2

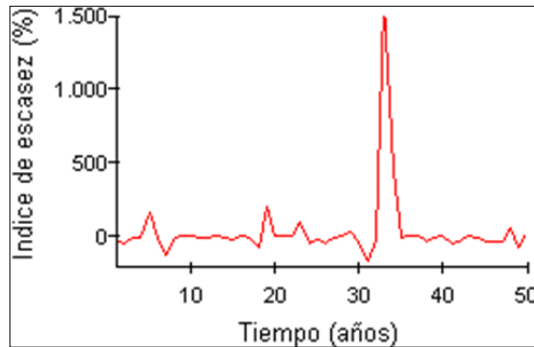


Figura 4.3-17 Índice de escasez – Escenario 2

Como se mencionó en el análisis de resultados para el escenario anterior, este escenario propone la posibilidad de reducción de la precipitación por efectos del Cambio Climático.

Como respuesta a esta variación en los aportes de precipitación, y con relación al escenario anterior, como puede observarse en la Figura 4.3-16, el sistema muestra una alta sensibilidad al déficit tanto en magnitud como en frecuencia. Puede observarse que una variación relativamente pequeña en la precipitación, el sistema cae en déficit 23 veces en 50 años (período de retorno del déficit de 2,2 años). La magnitud del déficit promedio es 988.370 m³/año.

Escenario 3. Coberturas

El escenario 3 consideró una reducción en el área boscosa o área de protección de la microcuenca, el resto de las variables no sufrió ningún cambio.

En este escenario el área cubierta por vegetación boscosa se reduce de 70% a 40%, la evapotranspiración se afecta como se ve en la Figura 4.3-18

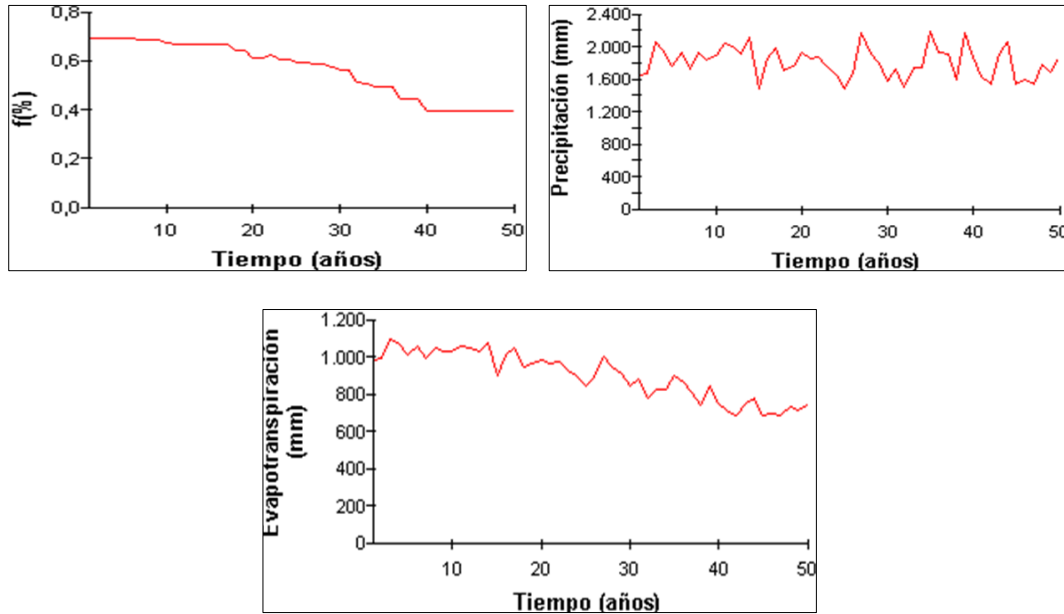


Figura 4.3-18 Reducción de coberturas boscosas y series de tiempo simuladas de precipitación y evapotranspiración.- Escenario 3

En la Figura 4.3-19, se muestra el comportamiento de la serie de caudales a raíz del cambio en la vegetación

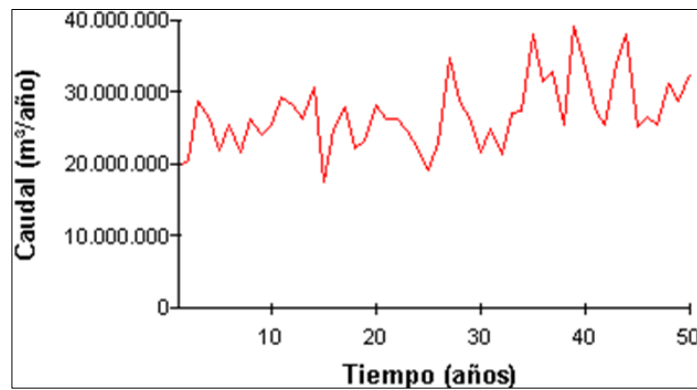


Figura 4.3-19 Oferta hídrica – Escenario 3

En la Figura 4.3-21 se observa la demanda total y el balance hídrico para el escenario 3.

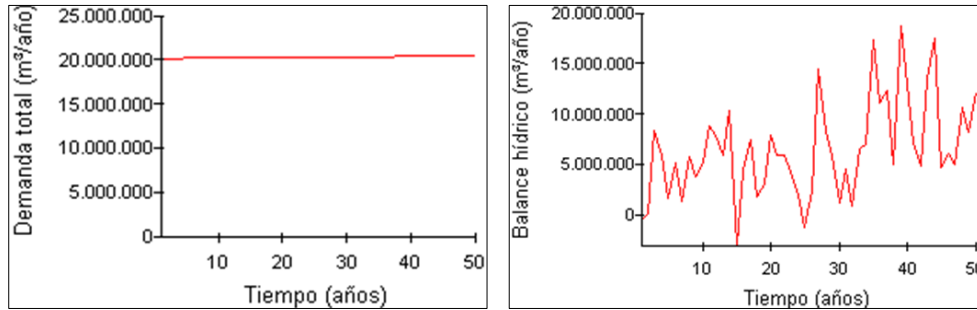


Figura 4.3-20 Demanda total y balance hídrico – Escenario 3

En la Figura 4.3-21 se muestra la curva oferta Vs demanda y en la Figura 4.3-22 el índice de escasez.

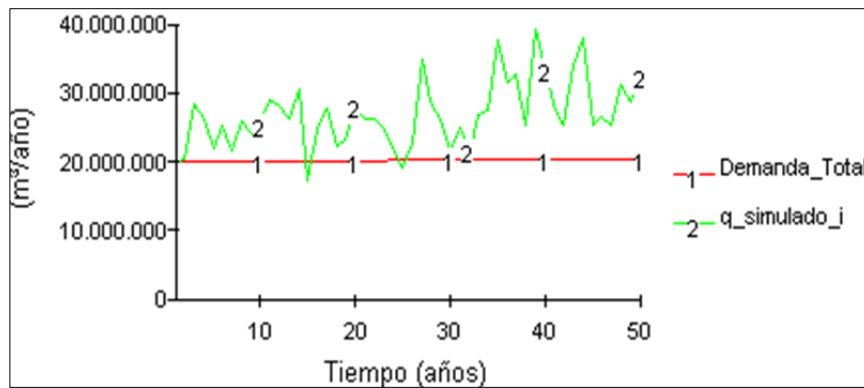


Figura 4.3-21 Oferta y demanda- - Escenario 3

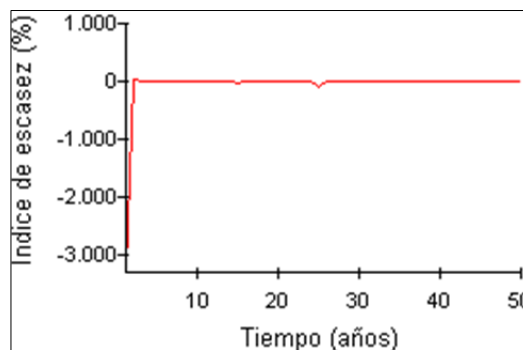


Figura 4.3-22 Índice de escasez – Escenario 3

Como se mencionó, la vegetación regula los caudales y disminuye la erosión debido a la capacidad de interceptar y almacenar una cantidad importante de la precipitación que produce la escorrentía. En las cuencas desprovistas de bosque, las crecientes son considerablemente mayores comparadas con las cuencas protegidas y reforestadas.

Con base en esto, se puede explicar que en este escenario, a medida que la cuenca se deforesta, los caudales medios anuales aumentan y la oferta supera a la demanda (ver Figura 4.3-21).

El sistema cae en déficit 3 veces en 50 años (período de retorno del déficit de 16,7 años). La magnitud del déficit promedio es 85.933 m³/año.

Escenario 4: libre demanda

El escenario 4 libera la restricción de dotaciones considerada inicialmente para la demanda agrícola y pecuaria, el resto de las variables no sufrió ningún cambio.

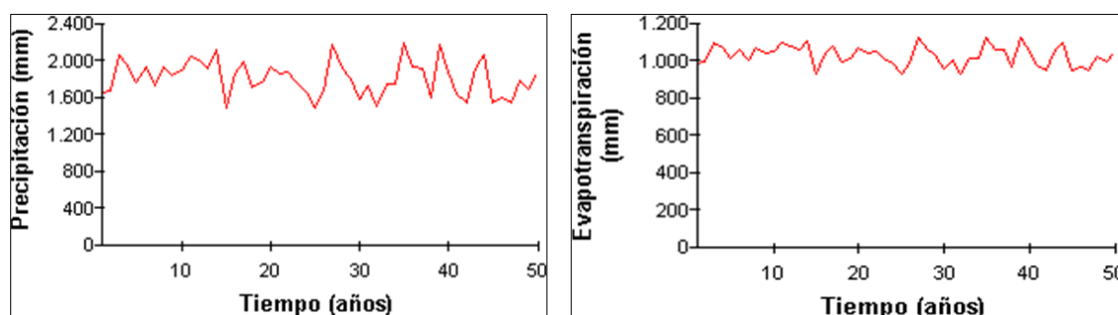


Figura 4.3-23 Series de tiempo simuladas de precipitación y evapotranspiración - Escenario 4

En la Figura 4.3-23 se muestran la evaporación y la precipitación para el escenario 4

Como se puede ver en la Figura 4.3-24, se muestra la curva de la oferta hídrica en el escenario 4

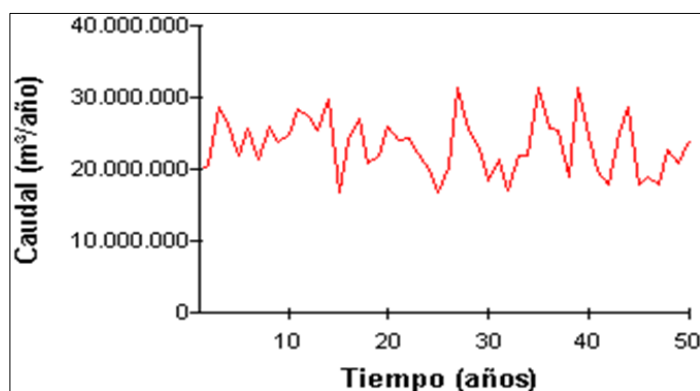


Figura 4.3-24 Oferta hídrica - Escenario 4

En la Figura 4.3-25 se observa la demanda total y el balance hídrico para el escenario 4.

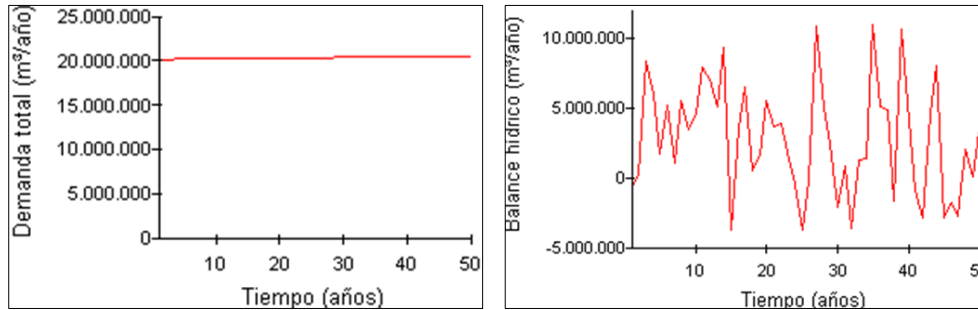


Figura 4.3-25 Demanda total y balance hídrico – Escenario 4

En la Figura 4.3-26 se muestra la curva oferta Vs demanda y en la Figura 4.3-27 el índice de escasez.

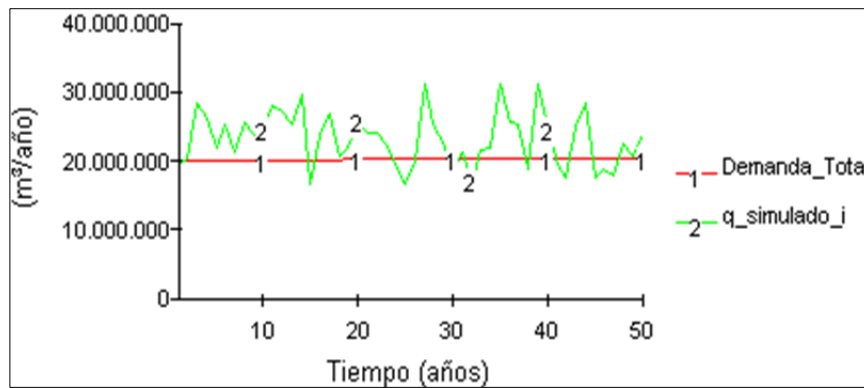


Figura 4.3-26 Oferta y demanda - Escenario 4

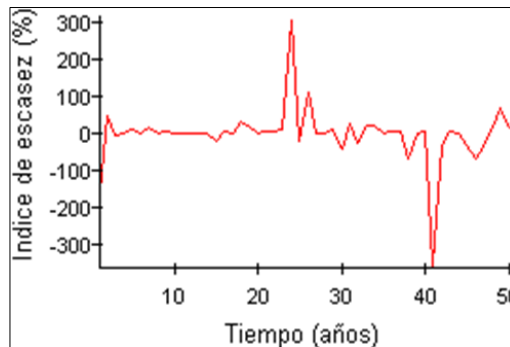


Figura 4.3-27 Índice de escasez – Escenario 4

Como se puede observar en la Figura 4.3-26, la oferta hídrica en la cuenca no es muy sensible a cambios en las dotaciones para demanda agrícola y pecuaria, esto se justifica porque en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas estos dos tipos de demanda no son muy representativos. Este escenario será de mucha utilidad en cuencas con extensiones de suelo considerables dedicadas a estos usos.

Según los resultados del escenario 4, el sistema cae en déficit 13 veces en 50 años (período de retorno del déficit de 3,85 años). La magnitud del déficit promedio es 520.441 m³/año.

Escenario 5: cambio climático + buen uso

Una de las principales problemáticas relacionadas con el uso del agua en la cuenca es el uso y manejo irracional del agua (Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda, 2007). Dicho desperdicio es una constante en las zonas rurales de las cuencas que requiere la implementación de políticas ambientales sostenidas de educación y concientización a la población sobre el uso racional del recurso hídrico. Uno de los escenarios propuestos, evaluó el impacto que puede tener en la relación oferta-demanda la reducción del consumo para uso doméstico de los habitantes de la microcuenca, combinado con el escenario que sugiere que habrá una reducción de la precipitación debido al cambio climático.

Así, el escenario 5 consideró una reducción en el uso de agua en la microcuenca por cambios en los hábitos de consumo y una disminución de la precipitación del 15%, el resto de las variables no sufrió ningún cambio.

En la Figura 4.3-28 se muestra la evaporación y la precipitación para el escenario 5

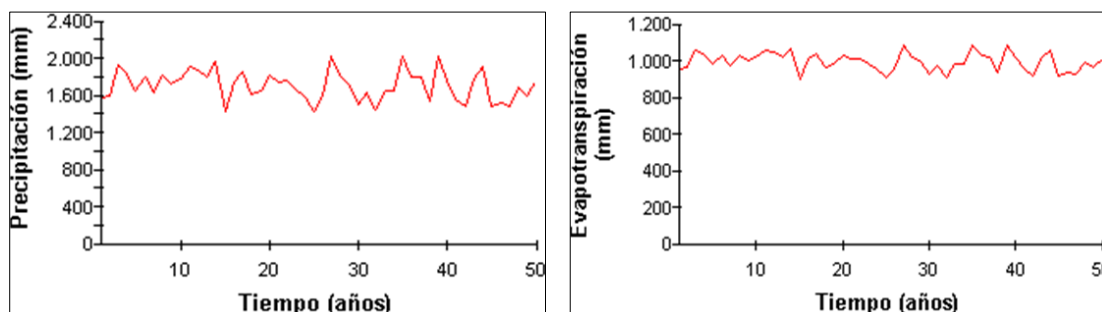


Figura 4.3-28 Series de tiempo simuladas de precipitación y evapotranspiración – Escenario 5

Como se puede ver en la Figura 4.3-29, se muestra la curva de la oferta hídrica en el escenario 5

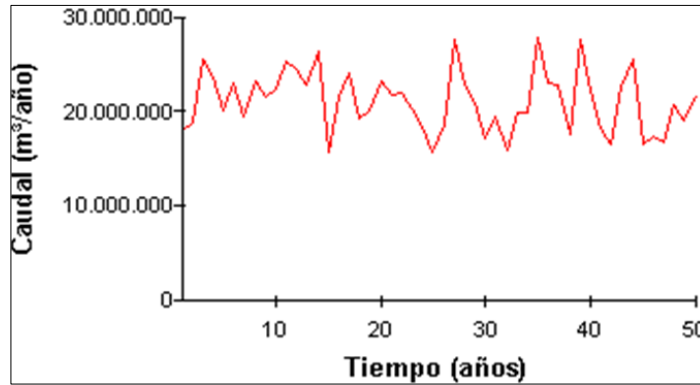


Figura 4.3-29 Oferta hídrica - Escenario 5

En la Figura 4.3-30 se observa la demanda total y el balance hídrico para el escenario 5.

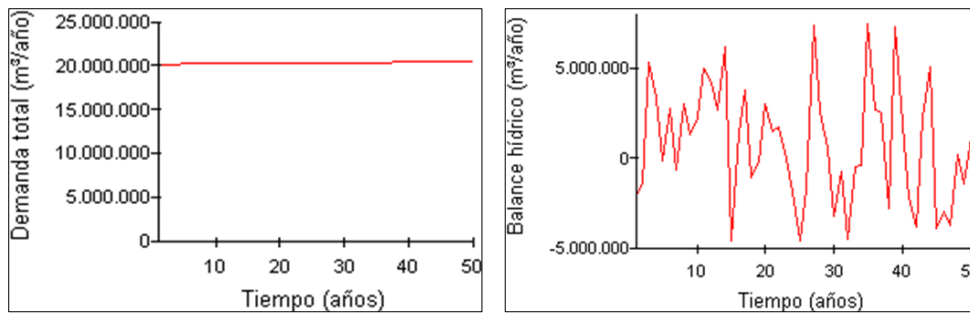


Figura 4.3-30 Demanda total y balance hídrico – Escenario 5

En la Figura 4.3-31 se muestra la curva oferta Vs demanda y en la Figura 4.3-32 el índice de escasez.

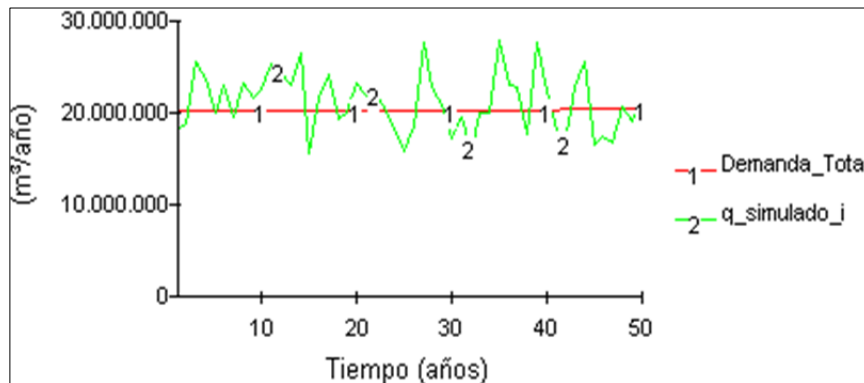


Figura 4.3-31 Oferta y demanda- - Escenario 5

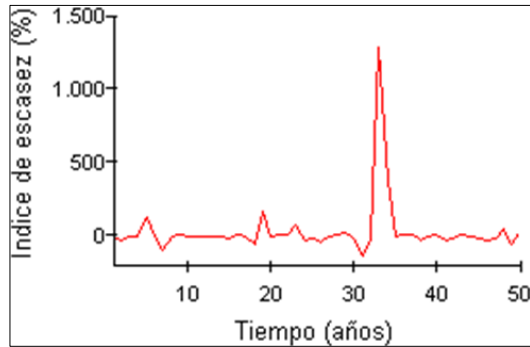


Figura 4.3-32 Índice de escasez – Escenario 5

De los resultados de este escenario se puede decir que, dado el pequeño peso de la demanda doméstica en la demanda total (menos del 10% anual), el balance hídrico no es muy sensible a la moderación en los consumos domésticos, si se compara la Figura 4.3-16 (escenario 2) con la Figura 4.3-31, las variaciones a los cambios en las dotaciones son imperceptibles.

Según los resultados del escenario 5, el sistema cae en déficit 22 veces en 50 años (período de retorno del déficit de 2,27 años). La magnitud del déficit promedio es 948.643 m³/año.

Se puede decir que este escenario es útil plantearlo cuando se utilice el modelo en una cuenca con marcada escasez de agua.

Capítulo 5. Conclusiones y Trabajo futuro

5.1. Conclusiones

5.1.1. Sobre el modelo

El modelo desarrollado y la metodología de dinámica de sistemas demostraron ser herramientas útiles para la planificación, análisis y evaluación de los sistemas de recursos hídricos y de las políticas orientadas a garantizar la sostenibilidad de los recursos hídricos.

El modelo de balance hídrico genérico desarrollado puede ser de gran importancia para el gobierno local, para los técnicos encargados de elaborar los planes de conservación de las microcuencas rurales y para los planificadores que deban tomar decisiones relacionadas con el ordenamiento y desarrollo de dichas microcuencas.

Con él pueden ser desarrolladas simulaciones para evaluar prácticas y políticas regionales de desarrollo para que los recursos hídricos disponibles sean sustentables, teniendo en consideración el medio ambiente y sus necesidades.

Puede aplicarse en cualquier cuenca rural de menos de 100 km²

Requiere unos datos que de relativa fácil consecución o inferencia

La herramienta permite estimar indicadores de relevancia para el planificador tales como el déficit máximo, medio y mínimo, número de años en déficit, secuencias de déficit, períodos de retorno del déficit, etc. Los indicadores mencionados permiten proyectar estructuras de regulación y evaluar políticas de planificación y gestión.

5.1.2. Sobre los escenarios

Según la definición, la oferta hídrica es la oferta neta (después de restar el caudal ecológico y un 25% por calidad). Además de esto, se debe tener en cuenta la población que no vive en la cuenca pero se abastece de ella. Teniendo en cuenta estos aspectos y descontando de entrada estos caudales, la cuenca es deficitaria, razón por la cual para correr los escenarios se liberaron (redujeron) algunas de estas demandas con el objetivo de mostrar mejor la utilidad de la herramienta en la toma de decisiones.

Específicamente se redujeron las demandas por calidad (de 25% a 5%) y el caudal de 444 l/s (demanda exterior a la cuenca –EPM-) se redujo a 200 l/s considerando que este caudal se toma del embalse y en este hay un volumen acumulado de 550.000 m³. El caudal ecológico pasó de 11,4 millones de m³/año (25% del caudal medio mensual multianual más bajo), a 4,5 millones de m³/año aproximadamente.

Los cinco escenarios evaluados muestran que la cuenca de la quebrada Piedras Blancas se verá afectada por la escasez en el mediano plazo de acuerdo con el índice de escasez definido por la Resolución 865 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial (2004), como la relación porcentual entre la demanda total y la oferta hídrica neta de la cuenca en estudio.

El escenario 2, cambio climático, es el que hace que el sistema caiga en déficit un mayor número de veces (23) y genera un mayor déficit promedio (988.370 m³ /año).

Según los resultados del escenario 5, cambio climático + buen uso, se puede decir que, dado el pequeño peso de la demanda doméstica en la demanda total (menos del 10% anual), el balance hídrico no es muy sensible a la moderación en los consumos domésticos, los resultados son prácticamente iguales a los obtenidos en el escenario 3.

5.1.3. Sobre los datos

Series de tiempo de precipitación y caudal: pese a que la mayoría de cuencas rurales no están instrumentadas estos datos pueden obtenerse mediante métodos de regionalización.

Coberturas vegetales: pueden obtenerse a través de mapas de coberturas vegetales y uso actual del suelo disponibles para distintos años en la cuenca de estudio, un limitante para esto es la escala en la que se encuentra la información.

Población: la información que debe ser tratada con mucha precaución, en general la información disponible en el DANE son datos agregados para población urbana y rural, lo cual en el momento de trabajar con poblaciones rurales por vereda no es de gran ayuda. Las tasas proyectadas de crecimiento de población sí pueden emplearse como ayuda a la hora de elegir los mejores resultados de los métodos de proyección de población empleados. La información disponible en el SISBEN, también debe manejarse con cuidado pues incluye únicamente la población de estratos 1 y 2, que si bien en cuencas rurales es bastante representativa no es toda.

5.2. Trabajo futuro

Aunque la investigación desarrollada cumple con los objetivos propuestos y los resultados obtenidos son interesantes en cuanto a la aplicación del modelo para la estimación de la relación oferta – demanda hídrica en cuencas rurales, existen aspectos que deben ser reforzados. En este sentido, las principales líneas de investigación que podría abordarse en el futuro son:

Mejorar la capacidad predictiva y versatilidad del modelo: en este sentido se propone:

Incrementar la resolución temporal con el objetivo de caracterizar, a nivel mensual, la variabilidad de las principales componentes del balance hídrico. Esta resolución generaría resultados interesantes para estudios estacionales de balance hídrico. Esto implicaría cambios en la ecuación de balance hídrico ya que aparecen componentes que a nivel anual se desprecian.

Incrementar la escala de las cuencas que pueden ser estudiadas en el modelo: incluir los cambios en la descripción de los procesos hidrológicos que son relevantes en mayores escalas

Incluir la posibilidad de modelación de embalses de regulación y el efecto de trasvases en las cuencas.

Incluir explícitamente la componente subterránea del balance hídrico para poder simular la demanda a través de pozos.

Finalmente se considera importante incluir además de los aspectos relacionados con la cantidad de agua, aspectos como la calidad. En esta investigación únicamente se tuvo en cuenta un factor de reducción por calidad según la recomendación de la Resolución 865 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial (2004), como se pudo ver en los resultados, esta afectación de la oferta genera un gran impacto en el índice de escasez del recurso hídrico, la posibilidad de modelar además la calidad permitiría hacer ajustes más razonables y particulares por este concepto.

Capítulo 6. Bibliografía

- Abraham, E., & Fernandez, C. (2008). *Indicadores y Tecnologías Apropriadas para el uso del agua en las tierras secas de Iberoamérica. Vol. XIII. El Agua en Iberoamérica. CYTED. Área IV. Desarrollo Sostenible, Cambio Global y Ecosistemas*. Mendoza, Argentina.
- Abraham, E., Montaña, E., & Torres, L. (2006). Desertificación e Indicadores: Posibilidades de Medición Integrada de Fenómenos Complejos. *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. Universidad de Barcelona*.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá - ANDEAN Geological Services Ltda. (2007). *Formulación de plan de ordenación y manejo de la microcuenca de la quebrada Piedras Blancas. Municipio de Copacabana*. Medellín.
- Arroyave, C., & Giraldo, L. (1997). Estudio del balance hídrico de las microcuencas La Beta y La Cubero de Piedras Blancas, Antioquia. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*, 12(1).
- Belmote, F., & Romero, A. (2006). Medida de la evapotranspiración real en coberturas vegetales semiáridas (cuenca de Mula, Murcia), según las variaciones de humedad del suelo medidas mediante el procedimiento (TDR). *Papeles de Geografía*, 5-17.
- Billib, M., & Arumí, J. (2009). Integrated Water Resources Management For Sustainable Irrigation at the Basin Scale. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 69-80.
- Billings, R., & Agthe, D. (1980). Price Elasticities for Water: A case of Increasing Block Rates. *Land Economics*(56), 74-84.
- Bosch, J., & Hewlett, J. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*(55), 3-23.
- Budyco, M. (1974). *Climate and Life*. San Diego, Calif.
- Cai, X., McKinney, D., & Lasdon, L. (2002). A framework for sustainability analysis in water resources management and application to the Syr Darya Basin. *Water Resources Research* , 38(6).
- Charney, A., Woodard, G. C., & Opaluch, J. J. (1984). A Test of Consumer Demand Response to Water Prices: Comment/Reply. *Land Economics*, 414-421.
- Chow, V. T. (1964). *Handbook of Applied Hydrology. A Compendium of Water Resources Technology*. New York: Mc Graw-Hill Book Company.

- Contreras, S. (2006). *Distribución Espacial del Balance Hídrico Anual en Regiones Montañosas Semiáridas. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.*
- CORMAGDALENA. (2005). *Plan de Manejo de la cueca de Río Magdalena.* Recuperado el mayo de 2011, de Corporación Autónoma Regional del Río Grande de la Magdalena: http://fs03eja1.cormagdalena.com.co/nuevaweb/POMIN_Oct21_03/index.htm
- DANE. (2011). *Colombiestad - Colombia Estadística.* Recuperado el Mayo de 2011, de http://www.colombiestad.gov.co/index.php?option=com_jbook&Itemid=49&catid=179
- Elmahdi, A., Mainuddin, M., & Kirby, M. (2009). 18th World IMACS / MODSIM Congress. *Water Balance Dynamic Simulation Model-WBDSim for Water Policy options Analysis.* Cairns, Australia.
- Elmahdi, A., Malano, H., & Khan, S. (2005). *System Dynamics Optimisation Approach to Irrigation Demand Management.* The University of Melbourne. .
- Elmahdi, A., Malano, H., & Khan, S. (2006). Using a system dynamics approach to modelo sustainability indicators for irrigation systems in Australia. *Natural Resource Modeling, 19(4), 465-481.*
- Empresas Públicas de Medellín. (1989). *Estudio general de coberturas vegetales de la cuenca de la Quebrada Piedras Blancas.* Medellín: Empresas Públicas de Medellín. Dirección de Planeación. Unidad de Planeación Recursos Naturales.
- Empresas Públicas de Medellín. (1992). *Cuenca Hidrográfica Piedras Blancas. Clasificación del Uso de Las Coberturas Vegetales.* Medellín: Empresas Públicas de Medellín. Dirección de Planeación. Unidad de Planeación Recursos Naturales.
- European Commission. (2001). *Agriculture Directorate-General. A Framework for Indicators for the Economic and Social Dimensions of Sustainable Agriculture and Rural Development.*
- Foster, H., & Beattie, B. (1979). Urban Residential Demand for Water in the United States. *Land Economics(55), 43-58.*
- Gao, Z., Zhang, Z., & Zhang, X. (2009). Responses of water yield to changes in vegetation at a temporal scale. *Frontiers of Forestry in China, 4(1), 53-59.*
- Giraldo, L. (1992). *Balance hídrico en dos microcuencas de Piedras Blancas, Antioquia y efecto de tres coberturas vegetales sobre la humedad del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín. Tesis. Maestría en Silvicultura y Manejo de Bosques.* Medellín.
- Griffiths, W., Hill, R. C., & Judge, G. G. (1992). *Learning and Practicing Econometrics.* Wiley & Sons, Inc.
- Guo, H., Liu, L., Huang, G., Fuller, G., Zou, R., & Yin, Y. (2001). A System Dynamics Approach for Regional Environmental Planning and Management: a Study for the Lake Erhai Basin. *Guo, H. C., L. Liu, G.H. Huang, G. A. Fuller, R. Zou, & Y. Y. Yin. Journal of Environmental Management, 61(1):93-111, 61(1), 93-111.*

- Harbor, J. (1994). A practical method for estimating the impact of land-use change on surface. *Journal of the American Planning Association.*, 60(1), 14.
- Hewitt, J., & Hanemann, W. (1995). A discrete/continuous choice approach to residential water demand under block rate pricing. *Land Economics*(71), 173-192.
- Hibbert, A. (1967). *Forest treatment effects on water yield*. Pergamon, Oxford: W.E. Sopper and H.W. Lull.
- Hjorth, P., & Bagheri, A. (2006). Hjorth, P. y A. Bagheri. 2006. Navigating Towards Sustainable Development: A System Dynamics Approach". *Futures*, 38: 74-92. *Futures*(38), 74-92.
- Holmes, J., & Sinclair, J. (1986). Water yield from some afforested catchments in Victoria. *Hydrology and Water Resources Symposium*. Brisbane, Australia.
- Huerta, J. (2006). La Dinámica de Sistemas en la Planeación de los Recursos Hídricos. *Revista Aquaforum*(42).
- IDEAM. (2010). *Segunda Comunicación Nacional ante la Convención marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. República de Colombia.
- Keshta, N., Elshorbagy, A., & Barr, A. (2008). A generic system dynamics model for simulating and evaluating the hydrological performance of reconstructed watersheds. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1441-1478.
- Krishnaianh, P., & Rao, C. (1998). Sampling. *Elsevier Science Pub. Co.* .
- Liu, T., Tung, C., & Ke, K. (2009). Application and development of a decision-support system for assessing water shortage and allocation with climate change. *Paddy and Water Environment*, 301-311.
- McVicar, T., Li, L., Van Niel, T., Zhang, L., Li, R., Yang, Q., y otros. (2007). Developing a decision support tool for China's re-vegetation program: Simulating regional impacts of afforestation on average annual streamflow in the Loess Plateau. *Forest Ecology and Management*(251), 65-81.
- Migone, H. (2001). Producción lechera en la Amazonía. *Revista de Investigación Veterinaria de Perú*, 27-28.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004). *Resolución 865 de 2004. Por la cual se adopta la metodología para el cálculo del índice de escasez para aguas superficiales a que se refiere el Decreto 155 de 2004 y se adoptan otras disposiciones*. Bogotá, D.C.
- Ministerio de Desarrollo Económico. Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. (2000). *Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico. RAS - 2000. Sección II. Título B. Sistemas de Acueducto*. Bogotá D.C.
- Ministerio de Medio Ambiente y Energía, República de Costa Rica. Agencia Española de Cooperación Internacional. (2003). *Proyecto Desarrollo Sostenible de la Cuenca Hidrográfica del Río Savegre. Programa Araucaria para la Conservación de la Diversidad en Iberoamérica*.

- Mulalic, I. (2004). Paper prepared for the London Group Meeting. Session: Social Indicators . *Embedding Social Dimensions Into Economic and Environmental Accounting and Indicator Systems, Statistics Denmark*. Copenhagen, Denmark .
- Nieswiadomy, M., & Molina, D. (Aug de 1989). Comparing Residential Water Demand Estimates Under Decreasing and Increasing Block Rates Using Household Data . *Land Economics*(65), 280-289.
- Olioso, A., Ortega-Farías, S., Valdés, H., & Antonioletti, R. (2005). Estimación de la evapotranspiración de tomate usando el modelo interacción suelo-vegetación-atmósfera (ISBA). *Agricultura técnica* , 65(3), 284-294.
- Ramírez, J. (1971). *Relación entre el aumento de la reforestación y la producción de agua en la cuenca hidrográfica de Piedras Blancas*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agrícolas.
- Rodríguez-Iturbe, I., & Porporato, A. (2004). *Ecohydrology of Water Controlled Ecosystems*. Cambridge.: Cambridge University Press.
- Rodríguez-Iturbe, I., Porporato, A., Laio, F., & Ridol, L. (2001). Plants in water controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress. *Advances in Water Resources*, 695-705.
- Rueda, O. (2008). *Modelamiento de la Humedad del Suelo en la Región Cafetera de Colombia Bajo Diferentes Coberturas Vegetales. Tesis Posgrado en Ingeniería. Recursos Hidráulicos. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia*. Medellín.
- Sánchez-Román, R., Folegatti, M., Orellana, A., & Teixeira da Silva, R. (2009). Dynamic Systems Approach to Assess and Manage Water Resources in River Basins. *Scientia Agricola*, 66(4), 427-435.
- Simonovic, S., & Fahmy, H. (1999). A new modeling approach for water resources policy analysis. *Water Resources Research*, 35, 295-304.
- SISBEN Departamento de Antioquia. (2006 - 2010). *Sistema de identificación y selección de beneficiarios para programas y proyectos sociales*.
- Trujillo, J. (2007). La Influencia del bosque en la regulación hídrica de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas. Revista Empresas Públicas de Medellín. Vol. 16 – No. 1. Junio – Septiembre de 2007. *Revista Empresas Públicas de Medellín. Vol. 16 – No. 1. Junio – Septiembre de 2007*.
- Turner, K. (1991). Annual evapotranspiration of native vegetation in a Mediterranean-type climate. . *Water Resources*, 1-6.
- Universidad Nacional de Colombia. (Junio de 2011). *Dirección Nacional de Servicios Académicos Virtuales*. Recuperado el Mayo de 2011, de Estimación de la Población Futura:
http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/sedes/manizales/4080004/contenido/Capitulo_4/Pages/caudales_continuacion1.htm

- Xu, Z., Takeuchi, K., Ishidaira, H., & Qhang, X. (2002). Sustainability analysis for Yellow River water resources using the system dynamics approach. *Water Resources Management*, 16(3), 239-261.
- Yang, D., Shao, W., Yeh, P., Hanbo, Y., Kanae, S., & Oki, T. (2009). Impact of vegetation coverage on regional water balance in the nonhumid regions of China. *Water Resources Research*, 45.
- Zhang, L., Dawes, W., & Walker, G. (1999). *Predicting the effect of vegetation changes on chatchment average water balance*.
- Zhang, L., Dawes, W., & Walker, G. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701-708.
- Zhang, L., Hickel, K., Dawes, W., Chiew, F., Western, A., & Briggs, P. (2004). A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research*, 40, 14.
- Zhang, L., Potter, N., Hickel, K., Zhang, Y., & Shao, Q. (2008). Water balance modeling over variable time scales based on the Budyko framework – Model development and testing. *Journal of Hydrology*, 360(1-4), 117-131.