

Modelación del efecto de escenarios de cobertura sobre la migración de nutrientes (N, P₂O₅) en la cuenca alta del río Magdalena (Huila, Colombia)*

Modeling the Effect of cover Scenarios on Nutrient Migration (N, P₂O₅) in the upper Magdalena River Basin (Huila, Colombia)**

Modelagem do efeito de cenários de cobertura sobre a migração de nutrientes (N, P₂O₅) na bacia alta do rio Magdalena (Huila, Colômbia)***

*Jaime Burbano-Girón*****

*Efraín Domínguez******

*Andrés Etter******

* Fecha de recepción: 14 de abril de 2009. Fecha de aceptación para publicación: 20 de septiembre de 2009. Este artículo se deriva del proyecto de investigación del mismo nombre, realizado con el apoyo de la Facultad de Estudios Ambientales y Rurales de la Pontificia Universidad Javeriana.

** Submitted on April 14, 2009. Accepted on September 20, 2009. This article derives from the research project with the same name with support by the Environmental and Rural Studies School at the Pontificia Universidad Javeriana.

*** Data de recepção: 14 de abril de 2009. Data de aceitação para publicação: 20 de setembro de 2009. Este artigo deriva do projeto de pesquisa do mesmo nome, realizado com o apoio da Faculdade de Estudos Ambientais e Rurais da Pontificia Universidade Javeriana.

**** Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Asistente de investigación del grupo de investigación de Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana. Correo electrónico: burbano.j@javeriana.edu.co.

***** Ingeniero hidrólogo. Magíster en Ecología Hidrometeorológica. Doctor en Ciencias Técnicas (Hidrología, Recursos Hídricos e Hidroquímica), Universidad Estatal Hidrometeorológica de Rusia. Profesor asistente del Departamento de Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: e.dominguez@javeriana.edu.co.

***** Biólogo, Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. Magíster en Ecología del Paisaje, International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation, Enschede, Holanda. Doctorado, University of Queensland, Australia. Profesor asociado del Departamento de Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: aetter@javeriana.edu.co.

Resumen

La expansión e intensificación del uso de la frontera agrícola han determinado crecientes procesos de deforestación, así como el aumento de la fertilización, las cuales deterioran la calidad de agua en cuencas de áreas rurales. En Colombia esta problemática es especialmente marcada en la región andina. Este estudio aplica un modelo de simulación hidrológica para comparar el efecto de cuatro escenarios de manejo espacial de la cobertura sobre la migración de nutrientes provenientes de prácticas agrícolas en la cuenca alta del río Magdalena. La simulación del movimiento del agua por laderas y canales realizada mostró un aceptable desempeño ($S/\sigma_{\Delta}=0,84$; $R=0,82$; $R^2=0,67$); sin embargo, la dinámica de migración de contaminantes fue insensible a los cambios en la cobertura vegetal realizados en las configuraciones de las distintas simulaciones ($p \geq 0,05$), pues se encontraron reducciones en las cargas de contaminantes, en el punto de cierre del área de estudio, que oscilaban tan sólo entre 2% y 4%. Las reducciones presentadas se explican en razón de las propiedades intrínsecas de la vegetación, como barrera ante el flujo de sedimentos, su capacidad de aumentar los procesos de infiltración en el suelo y, por ende, disminuir los procesos de escorrentía y la absorción de nutrientes por parte de las plantas.

Palabras clave

Sistemas de información geográfica, calidad del agua, ciclo hidrológico.

Abstract

The combination of deforestation due to agricultural frontier expansion and the increased use of fertilizers due to agricultural intensification has led to an increase in the load of sediments and pollutants that negatively affect water quality in rural areas. This problem is particularly serious in the Colombian Andean region. This study applies a hydrological simulation model to compare the effect of four vegetable coverage management scenarios on nutrient migration from agricultural practices in the Upper Magdalena river basin. The simulation of water movement over hillsides and channels, which was run using the MIKE SHE and MIKE 11 models, showed an acceptable performance ($S/\sigma_{\Delta}=0.84$, $R=0.82$, $R^2=0.67$). However, pollutant migration showed a very low sensitivity to vegetable coverage in the configuration of the different model simulations ($p > 0.05$), with reductions in pollutant loads ranging only between 2 and 4%. Such reductions have to do with the intrinsic properties of vegetation (which act like a barrier to sediment flow,) with its ability to increase soil infiltration (therefore reducing runoff,) and with nutrient absorption by plants.

Key words

Geographic information systems, water quality, hydrologic cycle.

Resumo

A expansão e intensificação do uso da fronteira agrícola determinaram crescentes processos de desmatamento, bem como o aumento da fertilização, que deterioram a qualidade da água nas bacias de áreas rurais. Na Colômbia esta problemática é especialmente marcada na região andina. Este estudo aplica um modelo de simulação hidrológica para comparar o efeito de quatro cenários de manejo espacial da cobertura sobre a migração de nutrientes provenientes de práticas agrícolas na bacia alta do rio Magdalena. A simulação do movimento da água pelas ladeiras e canais realizada mostrou um desempenho aceitável ($S/\sigma_{\Delta}=0,84$; $R=0,82$; $R^2=0,67$); contudo, a dinâmica de migração de poluentes foi insensível às mudanças na cobertura vegetal realizados nas configurações das diferentes simulações ($p \geq 0,05$), pois se encontraram reduções nas cargas de poluentes, no ponto de fechamento da área de estudo, que oscilavam somente entre 2% e 4%. As reduções apresentadas se explicam devido às propriedades intrínsecas da vegetação, como barreira diante do fluxo de sedimentos, sua capacidade de aumentar os processos de infiltração no solo e, conseqüentemente, diminuir os processos de escorrimento e a absorção de nutrientes por parte das plantas.

Palavras chave

Sistemas de informação geográfica, qualidade da água, ciclo hidrológico.

Introducción

Gran parte de la problemática de las cuencas hidrográficas rurales está ligada a transformaciones del territorio, relacionadas con la pérdida y reemplazo de vegetación natural y con el creciente uso de agroquímicos, como consecuencia de la expansión e intensificación de las actividades productivas de diversos tipos (Linkie *et al.*, 2004; Mertens y Lambin, 1999; Southworth y Tucker, 2001). Estas afectan componentes estructurales y funcionales del paisaje, como los recursos edáficos e hídricos (Ryszkowski y Jankowiak, 2002). Los impactos de los agroecosistemas sobre el medio ambiente, en términos de pérdidas y traslocaciones de nutrientes hacia cuerpos de agua, se han relacionado con la continua e ineficiente aplicación de fertilizantes, que contribuye en gran medida a la degradación progresiva de la calidad de agua (Thorsen *et al.*, 1996).

Estudios empíricos y de modelamiento han demostrado que hay una relación causal entre la cantidad de nutrientes y sedimentos arrastrados a un cuerpo de agua y el tipo de coberturas presentes en la cuenca correspondiente. Hunsaker y Levine (1995) y O'Neill *et al.* (1997) plantean la existencia de una alta correlación entre el incremento en áreas agrícolas y urbanas de una región y la consecuente disminución en cobertura de vegetación natural, con altas concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

La migración de nutrientes en una cuenca está esencialmente relacionada con el comportamiento del ciclo hidrológico y las actividades humanas. El tiempo que tarda el flujo de agua en llegar al punto de cierre está determinado, a su vez, por la dinámica de los procesos del ciclo hidrológico, así como por la intensidad de las lluvias y los rangos de infiltración entre otros, los cuales fluctúan, a su vez, debido a la heterogeneidad espacial de la geología, suelos y uso de la tierra (Chu *et al.*, 2008).

El proceso de migración de nutrientes ocurre en el contexto del flujo superficial, bidimensional, por laderas. Domínguez (2007) hace referencia a este último suponiendo una superficie tipo libro abierto, en la que el canal principal

de la cuenca se encuentra formado por la intersección de las láminas del libro, las cuales constituyen las laderas. Los agroecosistemas que se establecen en estas últimas generan cargas adicionales de nutrientes, debido a la fertilización, que llegan al canal principal mediante los surcos de escorrentía que siguen un flujo bidimensional.

Si el agua corre superficialmente, la escorrentía y la erosión son los procesos determinantes en la pérdida de nutrientes. La ocurrencia de estos depende de la intensidad y la duración de la precipitación, además de propiedades del suelo como la agregación, la textura y la capacidad de infiltración.

En pendientes más altas, descenderá más rápido el flujo, arrastrando con mayor fuerza los nutrientes y sedimentos; mientras que en pendientes más bajas el flujo de agua puede llegar a ser casi nulo, y así predominarán los procesos de infiltración o almacenamiento.

El contenido de nutrientes en el suelo se arrastra con el flujo superficial y a medida que va descendiendo por la ladera, dependiendo de la presencia de vegetación o no, arrastrará en mayor cantidad partículas o gránulos; a mayor vegetación, mayor rugosidad del terreno y mayor fuerza de rozamiento para el agua, con lo que la velocidad disminuirá y la fuerza y la proporción del lavado será mucho menor.

Finalmente, el agua proveniente de la escorrentía se mezcla con el canal principal, mientras los nutrientes lavados entran a reaccionar con otros elementos, como el oxígeno, y las partículas de suelo sedimentan incluso las partes profundas del canal (Edwards y Daniel, 1993; Kleinman *et al.*, 2006; Mander *et al.*, 2000; Sharpley, 1980).

Si, por el contrario, el agua se infiltra, puede causar procesos de lixiviación de los nutrientes del suelo, además de los agregados por los fertilizantes aplicados, los cuales pueden llegar hasta los acuíferos subterráneos y, posteriormente, a lagos y canales.

Adicionalmente, variables como la cantidad y tiempo del evento de precipitación y de los rangos de percolación, la evapotranspiración, la capacidad de retención de agua del suelo y la presencia de plantas en crecimiento son otros factores que pueden influir en la lixiviación de los nutrientes (Stevenson y Cole, 1999; Van Es *et al.*, 2006 y 2004).

En la región andina colombiana la concentración de actividades productivas ha desencadenado cambios sustanciales de estructura y función del paisaje (Etter y Van Wyngaarden, 2000; Etter y Villa, 2000). Dichas transformaciones han contribuido a la continua degradación de los cuerpos de agua. En el río

Magdalena, por ejemplo, se ha determinado que el aumento de sedimentos arrojados a este en los últimos años es proporcional al proceso de deforestación que ha sufrido la cuenca, y con este, al establecimiento continuo y creciente de agroecosistemas (Restrepo y Syvitski, 2006).

Si bien la cantidad de nutrientes que resulta de los sistemas agrícolas es agrónomicamente insignificante, sus cargas extras son suficientes para generar, de manera paulatina, problemas de calidad de agua (Hart *et al.*, 2004), por lo que posibles soluciones a esta problemática deben incluir medidas que controlen su aplicación en los agroecosistemas y su llegada a los ecosistemas acuáticos (Kedziora y Olejnik, 2002).

Las soluciones para el manejo del recurso hídrico dependen de la calidad de la información (Martin *et al.*, 2005). En el caso de las cuencas hidrográficas, debido a la variabilidad espacial en la topografía, uso del paisaje, suelo y características climáticas, es esencial modelar procesos dinámicos espaciales y temporales, que brinden una visión general del estado integral de la cuenca y, además, descubran y evalúen áreas que puedan ser mejoradas por prácticas de manejo en el uso del suelo (Grunwald y Qi, 2006; Lowrance y Crow, 2002; Dosskey *et al.*, 2005; Ryszkowski y Jankowiak, 2002).

Este estudio aplica los sistemas de modelación hidrológica e hidráulica MIKE SHE y MIKE 11 para simular el movimiento del agua por laderas y canales y la migración de nutrientes (N y P₂O₅) en la subcuenca alta del río Magdalena. En estos se definen los agroecosistemas como elemento de reemplazo de cobertura natural, y sus prácticas de fertilización como causa de generación excesiva de nutrientes, con el fin de evaluar, mediante la simulación del movimiento del agua por el ciclo hidrológico, cuatro escenarios asociados con el manejo espacial de las coberturas presentes en la zona, el efecto de la cobertura sobre el tiempo y la carga de nutrientes en su proceso de migración a lo largo de la red hídrica y, por ende, sus posibles repercusiones en la calidad de su agua.

1. Materiales y métodos

1.1 Área de estudio

El área de estudio comprende parte de la cuenca alta del río Magdalena, con una superficie de 5.653 km² (Figura 1). Abarca parte del centro y todo el sur del departamento del Huila, e incluye la totalidad de los municipios de Acevedo, Altamira, Elías, Guadalupe, Isnos, Oporapa, Palestina, Pitalito, San Agustín, Saladoblanco, Suaza, Tarqui y Timaná, y parcialmente los municipios de Agrado

(22%), Garzón (60%) y Pital (26%). Corresponde al 41% de la cuenca alta y al 2% de toda la cuenca del río Magdalena.

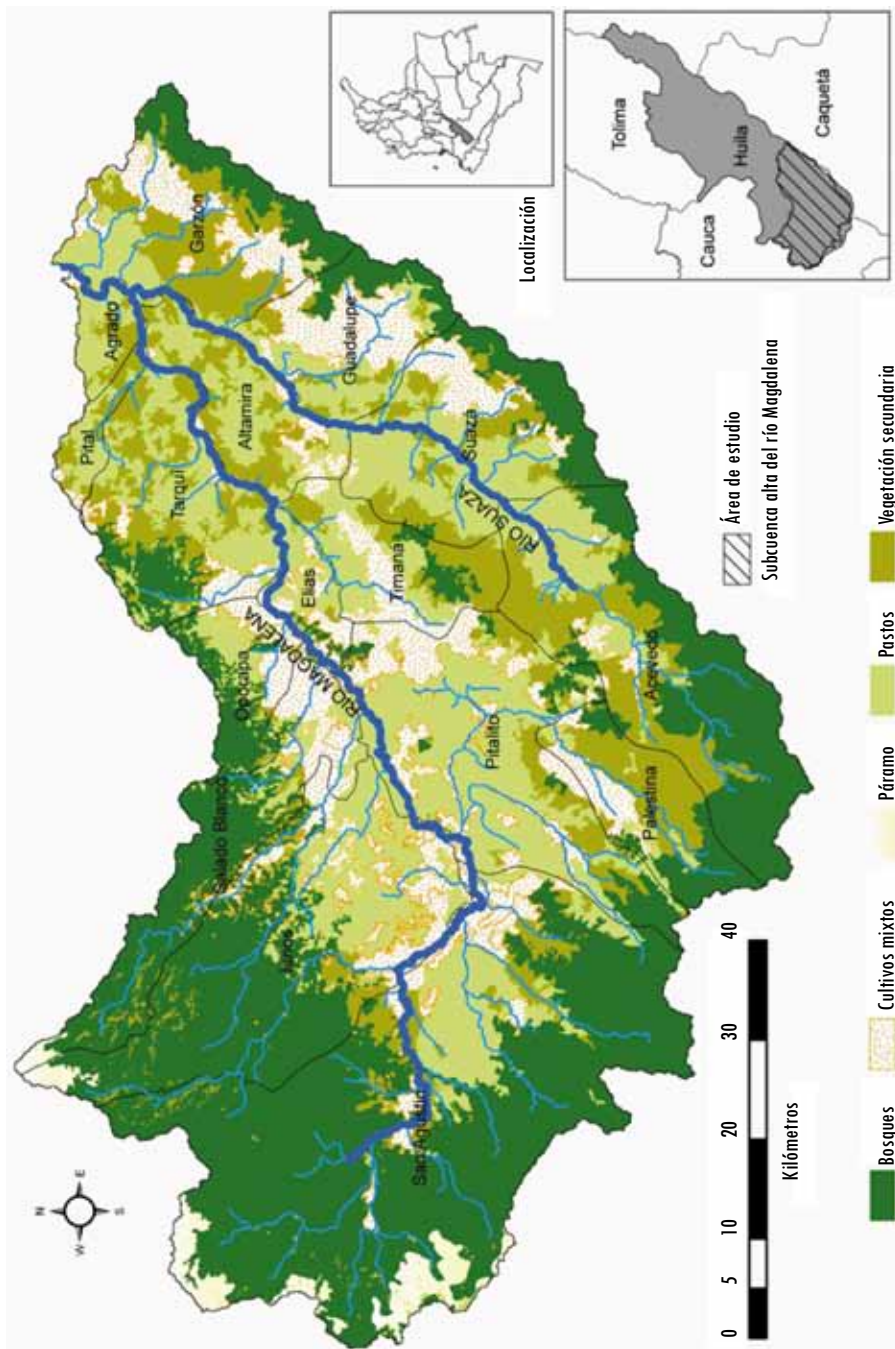
Sus elevaciones están distribuidas entre los 695 y los 4618 metros sobre el nivel del mar (msnm), con pendientes de entre 0% y 136% (*Modelo de elevación digital a resolución de 90 m*, Global Land Cover Facility, University of Maryland). La temperatura oscila entre 24 °C, en las zonas ribereñas del río Magdalena, y 0 °C, en la parte más alta de la cordillera Central. El régimen de lluvias es bimodal, con dos períodos secos, de enero a febrero y de julio a septiembre, y dos períodos húmedos, de marzo a junio y de octubre a diciembre (IGAC, 2002; Ingeominas, 2001).

La subcuenca alta del río Magdalena hace parte de un grupo de subcuencas pertenecientes a la cuenca alta del río Magdalena, entre las que además se encuentran la del río Suaza, el río La Plata, el río Yaguará y el sector Guayabo-Betania (INPRO-HIDROTEC, 1997). De acuerdo con mediciones realizadas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), en el período 1986-2006, en las partes altas de la cuenca, en puntos cercanos al nacimiento de los ríos, se encuentran caudales promedio de 7 m³/s, mientras en las partes bajas, donde el río Magdalena engrosa su cauce y se une con el río Suaza, los valores promedio varían entre 200 y 250 m³/s en épocas de afluencias normales, que llegan a sobrepasar fácilmente los 500 m³/s en temporada de fuertes precipitaciones.

Se destacan las coberturas con predominancia de pastos y cultivos, pastos y vegetación secundaria, vegetación secundaria, vegetación secundaria y bosques, agroecosistemas cafeteros en asocio, agroecosistemas de cultivos mixtos, agroecosistemas ganaderos, bosques bajos densos, bosques medios densos, bosques secundarios y vegetación propia de páramo, todas estas enmarcadas dentro de los ecosistemas transformados, los orobiomas (subandinos, andinos y altoandinos), el páramo, el superpáramo y las zonas nivales (IAvH, 2000).

Los bosques son característicos de las partes altas, por encima de los 2.500 msnm, aproximadamente. Los usos del suelo se caracterizan en forma gradual, desde la parte baja, con pastos en las riberas del río Magdalena y algunas parcelas de cultivos mixtos en fuertes pendientes, además de terrazas distribuidas en forma irregular, donde predominan los cultivos de yuca, maíz, frijol, arveja, tomate, lulo y plátano. Las áreas con predominio de café se extienden entre los 1.200 y 1.800 msnm y ocupan un área aproximada de 60.000 hectáreas. Los pastos ocupan el mayor porcentaje de uso del suelo y se asocian con ganadería extensiva (INPRO-HIDROTEC, 1997).

Figura 1. Localización y coberturas del área de estudio



Fuente: presentación propia de los autores.

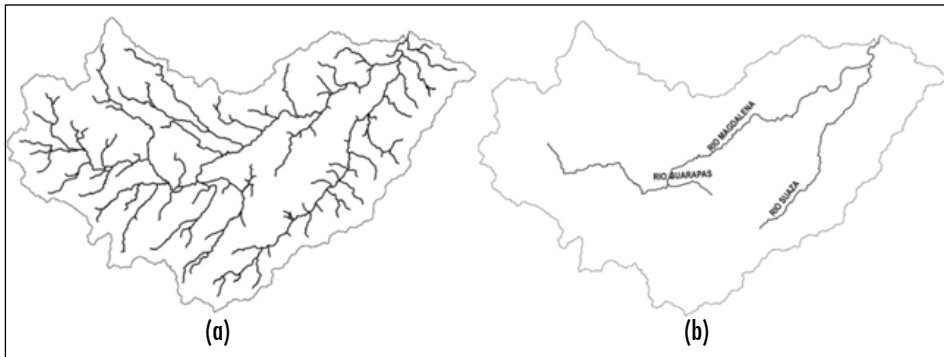
Los suelos del área son predominantemente de origen volcánico, sobre todo entre los órdenes: andosol (partes altas y estribaciones de la cordillera Central), entisol (cercañas a las zonas de páramo y nieve) e inceptisol (partes bajas) (IGAC, 2003). Su diversidad es muy amplia, debido a las grandes variaciones en el clima, material parental y microorganismos.

La fertilidad que predomina es de media a baja, con profundidad efectiva desde superficial a moderadamente profunda en las laderas, al igual que en las áreas ribereñas; mientras en el piedemonte son de profunda a moderada, con texturas predominantemente medias y gruesas, aunque se presentan finas en zonas con malas condiciones de drenaje (INPRO-HIDROTEC, 1997).

1.2 Bases de datos

Se utilizaron dos tipos generales de datos: (i) datos hidrometeorológicos y (ii) datos espaciales de variables biofísicas y de uso. El mapa hidrográfico de la cuenca de estudio se obtuvo del *modelo de elevación digital*, a resolución de 90 m (Figura 2a). Toda la información espacial del estudio que se registra en la Tabla 1 se ajustó a una grilla con resolución de 254 m para la cuenca de estudio.

Figura 2. (a) Red hídrica del área de estudio y (b) red hídrica del área de estudio simplificada para la simulación en MIKE 11



Fuente: presentación propia de los autores.

Se obtuvieron datos diarios de los valores de niveles de agua, caudales, precipitación y temperatura correspondientes al período 1986 a 2006, así como de secciones transversales, todos provenientes del Ideam; sin embargo, el período de datos en la simulación correspondió al de los años 2000 a 2003, debido a los pocos faltantes de información.

Tabla 1. Variables introducidas en MIKE SHE

Variable		Fuente	
Altitud y pendientes		Global Land Cover Facility, University of Maryland	
Precipitación		Ideam	
Uso del suelo	Bosque	LAI, Profundidad radicular, <i>Manning</i> (M)	Instituto Alexander von Humboldt (2000); Asner <i>et al.</i> (2003); Canadell <i>et al.</i> (1996); Chow (1959)
	Cultivos mixtos		
	Páramo		
	Pastos		
	V. secundaria		
Red hídrica		Global Land Cover Facility, University of Maryland (Simplificada para MIKE 11. Figura 2b)	
Suelos	Andosoles	Humedad del suelo, capacidad de campo, punto de marchitez, c. hidráulica	IGAC (2003); Bernard <i>et al.</i> (2005); Buytaerta <i>et al.</i> (2006); Fontes <i>et al.</i> (2004); Hodnett y Tomasella (2002); Loague <i>et al.</i> (1998); Lozano <i>et al.</i> (2000); Nakamura <i>et al.</i> (2004)
	Entisoles		
	Inceptisoles		

Fuente: presentación propia de los autores.

Los datos de precipitación faltantes (P_x) se completaron mediante el método de proporciones normales (*normal ratio analysis*), siguiendo la ecuación (1), donde las cantidades medidas en las estaciones circundantes (A, B, C, \dots, n) son ponderadas en proporción al valor normal anual de lluvia (N) en la estación donde faltan los datos (x) con cada una de las estaciones índices (Guevara y Cartaya, 1991; Linsley *et al.*, 1958).

$$P_x = \frac{1}{n} \left[\frac{N_x}{N_A} P_A + \frac{N_x}{N_B} P_B + \frac{N_x}{N_C} P_C \right] \quad (1)$$

Los datos faltantes de temperatura se obtuvieron a partir del valor promedio anual para cada año, del período de datos usado para el cálculo (2000 a 2003). La evapotranspiración se determinó por el método de Blaney y Criddle (1950), mediante la ecuación (2), donde ET_0 es la evapotranspiración potencial, p es el porcentaje diario de horas de luz del día con respecto al total anual y T_m es la temperatura media diaria (esta última con valores tomados del valor promedio de horas de luz mensual, según los reportes de Plan de Ordenamiento de la Cuenca (INPRO-HIDROTEC, 1997).

$$ET_0 = p (0,46 Tm + 8,13) \quad (2)$$

El mapa de coberturas se construyó a partir del mapa de ecosistemas andinos (Figura 1) (IAvH, 2000), generalizado a cinco categorías: bosque, cultivos mixtos, páramo, pastos y vegetación secundaria. Las entradas de nutrientes a la cuenca por fertilización (N y P₂O₅) se calcularon a partir de los “consumos aparentes” reportados en el *Anuario estadístico del Huila*, donde se especifican las cantidades de abonos suministrados por cultivo, en cada municipio, durante el año (Gobernación del Huila, Secretaría de Agricultura y Minería, 2006) (Tabla 2). La extrapolación de los datos al mapa se realizó con base en el área de cultivos mixtos del mapa de cobertura, promediando las cantidades de nutrientes agregadas de todos los cultivos en cada municipio. Se obtuvo de esta manera el *stock* (g/m²) y las adiciones diarias (g/día) para cada celda del mapa.

Tabla 2. Datos promedio de nutrientes ingresados en el modelo

Municipio	[N] (g/m ²)	[P ₂ O ₅] (g/m ²)	Adiciones de N (g/día)	Adiciones de P ₂ O ₅ (g/día)
Acevedo	2,95	1,12	161.887	61.366
Agrado*	1,45	0,41	9.000	2.539
Altamira	52,41	21,99	3.660.908	1.536.274
Elías	41,53	15,42	3.838.084	1.424.689
Garzón*	8,89	3,33	2.246.427	840.618
Guadalupe	30,13	11,65	7.788.833	3.010.822
Isnos	11,50	13,76	3.837.128	4.590.192
Oporapa	21,89	8,36	2.217.600	846.545
Palestina	11,92	4,90	1.183.759	486.268
Pital*	1,68	0,64	21.390	8.083
Pitalito	12,73	5,16	4.996.862	2.024.851
San Agustín	16,54	9,82	4.275.147	2.538.942
Salado Blanco	32,97	13,01	5.814.513	2.293.770
Suaza	28,10	11,77	4.438.758	1.859.798
Tarqui	12,98	5,04	1.331.491	516.654
Timaná	12,16	4,73	1.665.177	647.740

* Municipios que ocupan parcialmente el área de estudio.

Fuente: presentación propia de los autores.

1.3 Aplicación y calibración de los modelos MIKE 11 y MIKE SHE

El movimiento del agua por laderas y canales se simuló utilizando el acoplamiento de los sistemas de modelación MIKE 11 y MIKE SHE. Estos son derivados del Sistema Hidrológico Europeo (SHE).

En el modelo, el tránsito del agua por canales se simuló en MIKE 11, aplicando la forma completa de la onda dinámica, que incluye todos los términos de las ecuaciones de Saint Venant (ecuaciones 3.1 y 3.2) y un esquema de diferencias finitas implícito (Danish Hydraulic Institute, 2007a; Liu *et al.*, 2007; Thompson *et al.*, 2004), donde Q son las descargas, A es el área de flujo (sección transversal), q representa las afluencias laterales, h es la altura sobre el *datum*, C es el coeficiente de Chezy, R es el radio hidráulico y α es el coeficiente de corrección por distribución heterogénea de velocidades.

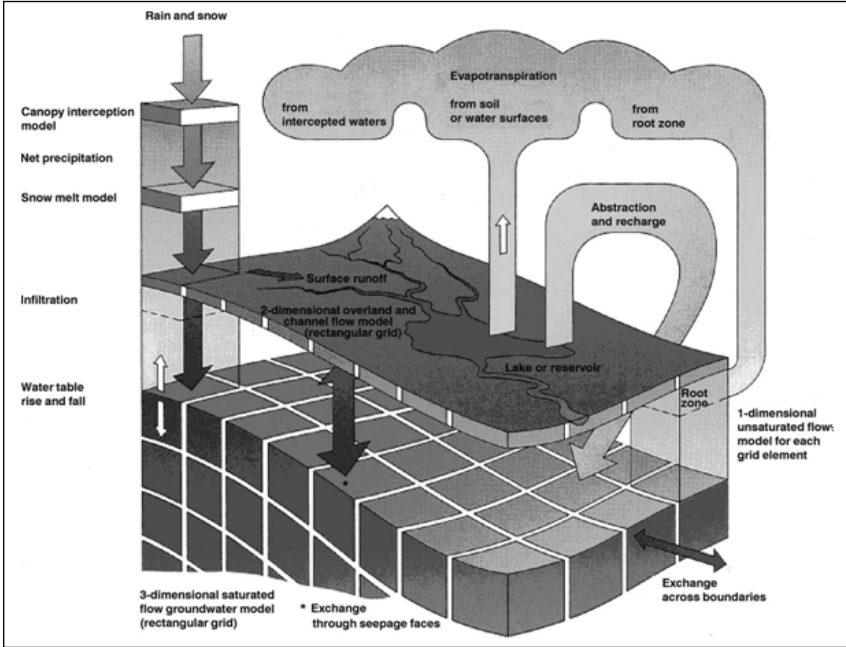
Para simular el movimiento del agua por los ríos, la red hídrica de la zona tuvo que simplificarse en razón a la información requerida (secciones transversales y condiciones iniciales y de frontera) por el modelo hidrodinámico en MIKE 11 (Figura 2).

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (3.1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\alpha \frac{Q^2}{A} \right)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{gQ|Q|}{C^2 AR} = 0 \quad (3.2)$$

El flujo por laderas se modela resolviendo la aproximación numérica de la onda difusiva de las ecuaciones de Saint Venant, en dos dimensiones (ecuaciones 4.1, 4.2 y 4.3). El flujo por la zona insaturada es modelado por la ecuación unidimensional de Richards (ecuación 5). Entre tanto, para el flujo por la zona saturada se resuelven las ecuaciones tridimensionales de Boussinesq por una técnica iterativa implícita de diferencias finitas (ecuación 6), y la evapotranspiración actual es calculada por el método de (Kristensen y Jensen, 1975), incluida interceptación y evaporación desde el dosel, evapotranspiración y evaporación del suelo (ecuaciones 7.1, 7.2, 7.3 y 7.4) (Figura 3) (Danish Hydraulic Institute, 2007b; Liu *et al.*, 2007; Singh *et al.*, 1999; Thompson *et al.*, 2004).

Figura 3. Representación esquemática del modelo MIKE SHE



Fuente: Danish Hydraulic Institute, 2007b.

Las variables introducidas en el modelo se detallan en la Tabla 3. Debido a la falta de información sobre presencia, profundidad y extensión de acuíferos, así como parámetros hidrodinámicos, por ejemplo, la conductividad hidráulica (vertical y horizontal) y porosidad, entre otros, la información utilizada para simular el flujo por la zona saturada fue extraída de los datos teóricos recomendados en los ejemplos del sistema de modelación MIKE SHE.

Tabla 3. Ecuaciones que gobiernan los procesos de flujo de agua en MIKE SHE

Flujo	Ecuación	Parámetros
Flujo superficial	$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(uh) + \frac{\partial}{\partial y}(vh) = i$ 4.1	x, y : dirección del flujo u : velocidad del flujo en dirección x v : velocidad del flujo en dirección y
Onda difusiva	$S_{fx} = -\frac{\partial}{\partial x}(zg + h) = -\frac{\partial z}{\partial x}$ 4.2	b : profundidad del flujo
	$S_{fy} = -\frac{\partial}{\partial y}(zg + h) = -\frac{\partial z}{\partial y}$ 4.3	i : entradas netas al flujo superficial (precipitación neta-infiltración) $z = z_g + b$

Continúa

Flujo	Ecuación	Parámetros
Flujo subsuperficial. Zona insaturada Ecuación de Richards	$C \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\theta) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} - S \quad (5)$	$C = \frac{\partial \theta}{\partial \psi}$ θ : humedad del suelo Ψ : componentes de presión z : componente gravitacional $K(\theta)$: conductividad hidráulica S : extracción radicular
Flujo subsuperficial. Zona saturada Ecuación de Boussinesq	$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - Q = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (6)$	x, y, z : dimensiones del flujo K : conductividad hidráulica b : cabezas hidráulicas de presión Q : fuentes de recarga S : coeficiente específico de almacenamiento
Evapotranspiración Método de Kristensen y Jensen	$E_A = E_{can} + E_{at} + E_s \quad (7.1)$ $E_{can} = \min(I_{max}, E_p \Delta t) \quad (7.2)$ $E_{at} = f_1(LAI) \cdot f_2(\theta) \cdot RDF \cdot E_p \quad (7.3)$ $E_s = E_p \cdot f_3(\theta) + (E_p - E_{at} - E_p \cdot f_3(\theta)) \cdot f_4(\theta) \cdot (1 - f_1(LAI)) \quad (7.4)$	E_A : evapotranspiración actual E_{can} : evaporación desde el dosel E_{at} : transpiración de las plantas E_s : evaporación del suelo I_{max} : tamaño de la capacidad de almacenamiento en la intercepción E_p : proporción de evapotranspiración potencial $f_1(LAI)$: dependencia de la transpiración en razón al área foliar de la planta $f_2(\theta)$: dependencia de la transpiración en razón al contenido de humedad del suelo RDF : función de la distribución radicular

Fuente: Danish Hydraulic Institute, 2007b.

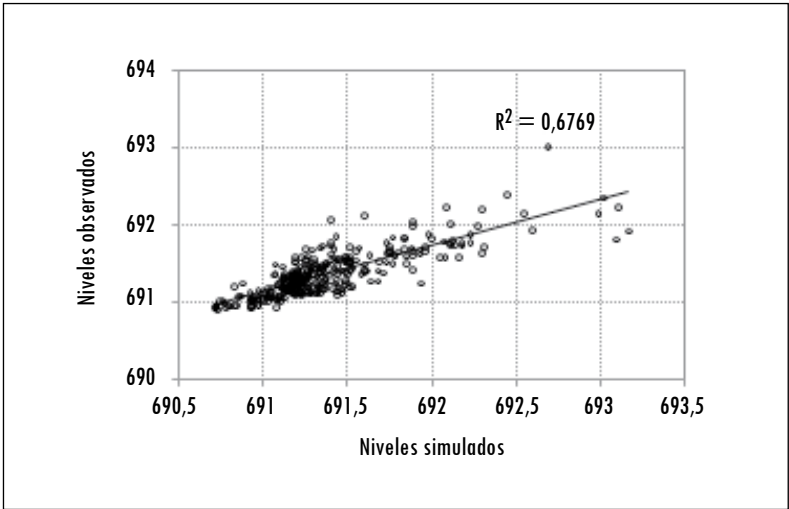
La migración de nutrientes es calculada por MIKE SHE mediante el modelo de advección-dispersión de solutos. La dispersión en el flujo superficial depende en gran medida del promedio de la velocidad de flujo; por lo tanto, el coeficiente de difusión se asume constante y varía de acuerdo con el cálculo de la velocidad hecho en la simulación del movimiento del agua, como se describe en la ecuación (8) (Danish Hydraulic Institute, 2007b; Domínguez, 2007).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_x \frac{\partial c}{\partial x} - v_y \frac{\partial c}{\partial y} + v_z \frac{\partial c}{\partial z} + R_c \quad i, j \quad (8)$$

Donde c es la concentración del soluto, R_c es la suma de las fuentes y sumideros del soluto, D_{ij} es el coeficiente de difusión y v_i es la velocidad en cada celda.

El proceso de calibración se realizó por el método de ensayo-error supervisado en MIKE 11, a pesar de que el programa manejaba un módulo de autocalibración. Se encontró que el proceso realizado por el *software* optimizaba los parámetros, pero estos no concordaban con la física del proceso, por lo que los resultados no eran ideales. En el proceso de ensayo-error se varió el coeficiente de Chezy, de acuerdo con la rugosidad conceptual de la cuenca, hasta encontrar el valor que optimizará los valores simulados con los observados. El proceso se hizo tanto para los tres años (2001 a 2003) en conjunto como para cada uno de los años por separado. Los rangos en que se movieron los coeficientes fueron desde 7 hasta 15 cada 0,1 unidades, y se obtuvo el mejor desempeño con un coeficiente de Chezy de 8,8 en el año 2001 (figuras 4 y 5).

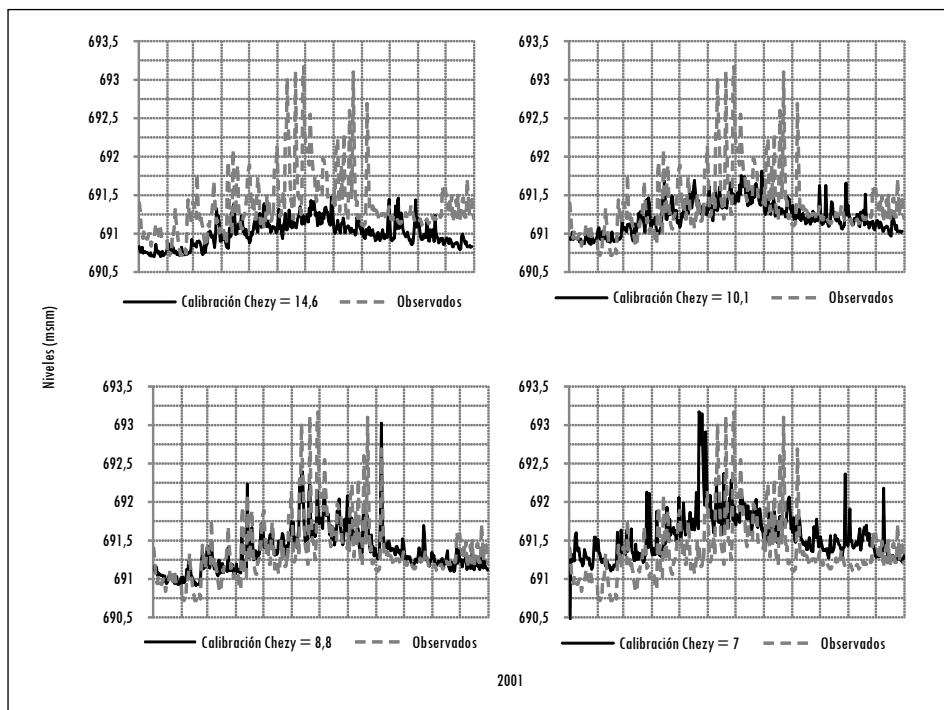
Figura 4. Correlación entre los niveles simulados y observados con los mejores parámetros encontrados en el proceso de calibración



Fuente: presentación propia de los autores.

Por lo tanto la simulación fue realizada a una resolución de 254 metros, para el período del 1 de enero de 2001 hasta el 31 de diciembre del mismo año, el cual mostró el mejor criterio de desempeño ($S/\sigma_{\Delta} = 0,84$) luego del proceso de calibración. La información de las entradas variables en el tiempo (precipitación, niveles, caudales y evapotranspiración) fue del período del 1 de enero de 2000 hasta el 30 de diciembre de 2003.

Figura 5. Proceso de calibración manual para niveles simulados (con algunos valores empleados)



Fuente: presentación propia de los autores.

1.4 Construcción de escenarios de cobertura

Por último, se construyeron cuatro escenarios alternativos de cobertura y uso con base en criterios de intensificación de la producción y conservación (Figura 6). En el Escenario 1 se instituyó una medida protectora a los cauces de la red hídrica, estableciendo *buffers* riparios con vegetación boscosa a una distancia de 127 m a cada lado del canal. En el Escenario 2 se implantó una medida protectora a zonas consideradas clave para el mantenimiento de la calidad del agua; reforestando con cobertura boscosa las zonas por encima de los 2.500 msnm, al igual que las zonas con pendientes mayores al 40% que estuvieran por encima de los 1.800 msnm.

En el Escenario 3 se buscó el manejo de las zonas cultivadas por debajo de los 1.800 msnm y se transformó en un 50% el área de los cultivos no básicos en la economía de la región a pastos. En el Escenario 4 se unieron los escenarios anteriores y prevaleció el orden de construcción de estos, con el fin de implementar un manejo integrado de medidas en la cuenca. Finalmente, se simuló en MIKE

SHE el flujo de agua y la migración de nutrientes para cada uno de los cuatro escenarios. En la Tabla 4 se muestra el tamaño de las coberturas en hectáreas y porcentaje para las condiciones actuales y los escenarios simulados.

Tabla 4. Tamaño de las coberturas para condiciones actuales y escenarios simulados

Coberturas	C. actual		Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	Área (Ha)	Área (%)	Área (Ha)	Área (%)	Área (Ha)	Área (%)	Área (Ha)	Área (%)	Área (Ha)	Área (%)
Bosques	223192	39	246183	44	239465	42	223192	39	262150	46
Cultivos mixtos	91479	16	83875	15	87296	15	73927	13	64022	11
Páramo	10440	2	10440	2	10440	2	10440	2	10440	2
Pastos	146815	26	136958	24	143263	25	164367	29	149242	26
Vegetación S.	93428	17	87899	16	84890	15	93428	17	79499	14
Total	565354	100	565354	100	565354	100	565354	100	565354	100

Fuente: presentación propia de los autores.

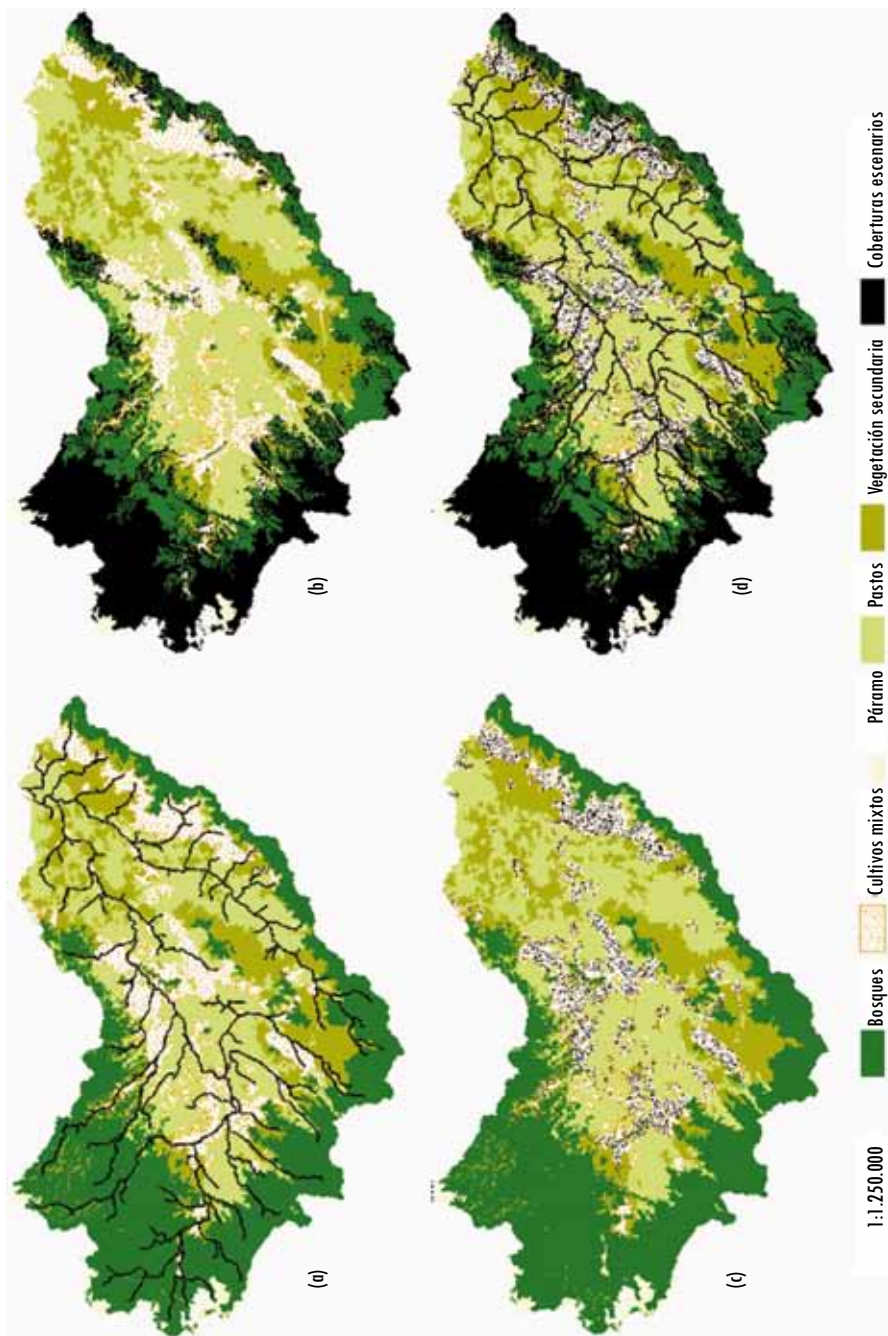
Los escenarios obtenidos se muestran en la Figura 6 y los respectivos porcentajes de cambio de cobertura en cada uno de los escenarios se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Diferencias entre las coberturas de condición actual y los escenarios simulados
($diferencia = (escenario - condición actual) \times 100 / condición actual$)

Coberturas	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
% bosques	10	7	0	17
% cultivos mixtos	-8	-5	-19	-30
% páramo	0	0	0	0
% pastos	-7	-2	12	2
% vegetación secundaria	-6	-9	-0	-15
Sumatoria	21	23	31	64

Fuente: presentación propia de los autores.

Figura 6. (a) Escenario 1; (b) Escenario 2; (c) Escenario 3; (d) Escenario 4



Fuente: presentación propia de los autores.

1.5 Análisis

Debido al bajo valor obtenido para la carga de nutrientes en el punto de cierre de la cuenca (el cual se analiza posteriormente), los resultados se llevaron a porcentaje, tomado el valor final del 31 de diciembre de 2001 para la simulación de condiciones actuales como el 70% de la carga total de nutrientes, bajo la suposición que en algún momento la curva de acumulación de carga se estabiliza en 100%, por ser este un valor proporcional a las entradas al sistema.

Se compararon las varianzas y seguidamente los promedios entre las simulaciones de migración de nutrientes en condiciones actuales y cada uno de los escenarios, y entre escenarios. Las varianzas se compararon usando el Test de Bartlett para homogeneidad de varianzas, donde se determinó la normalidad en la distribución de los datos, con el fin de establecer qué test de comparación de promedios debía hacerse: Anova de una vía, si las varianzas resultaban iguales, o Kruskal-Wallis, si estas resultaban diferentes.

El resultando arrojado por el Test de Bartlett con un nivel de significancia menor a 0,05 reveló alguna varianza diferente, por lo que se prosiguió a una comparación de promedios por medio del Test de Kruskal-Wallis, donde igualmente se determinaron diferencias en algún promedio ($p < 0,01$). Por último, aplicando el Test de Tukey se evidenciaron las diferencias de promedios entre cada una de las simulaciones comparadas (McDonald, 2008). Las pruebas estadísticas se llevaron a cabo en Kyplot versión 2.0.

2. Resultados

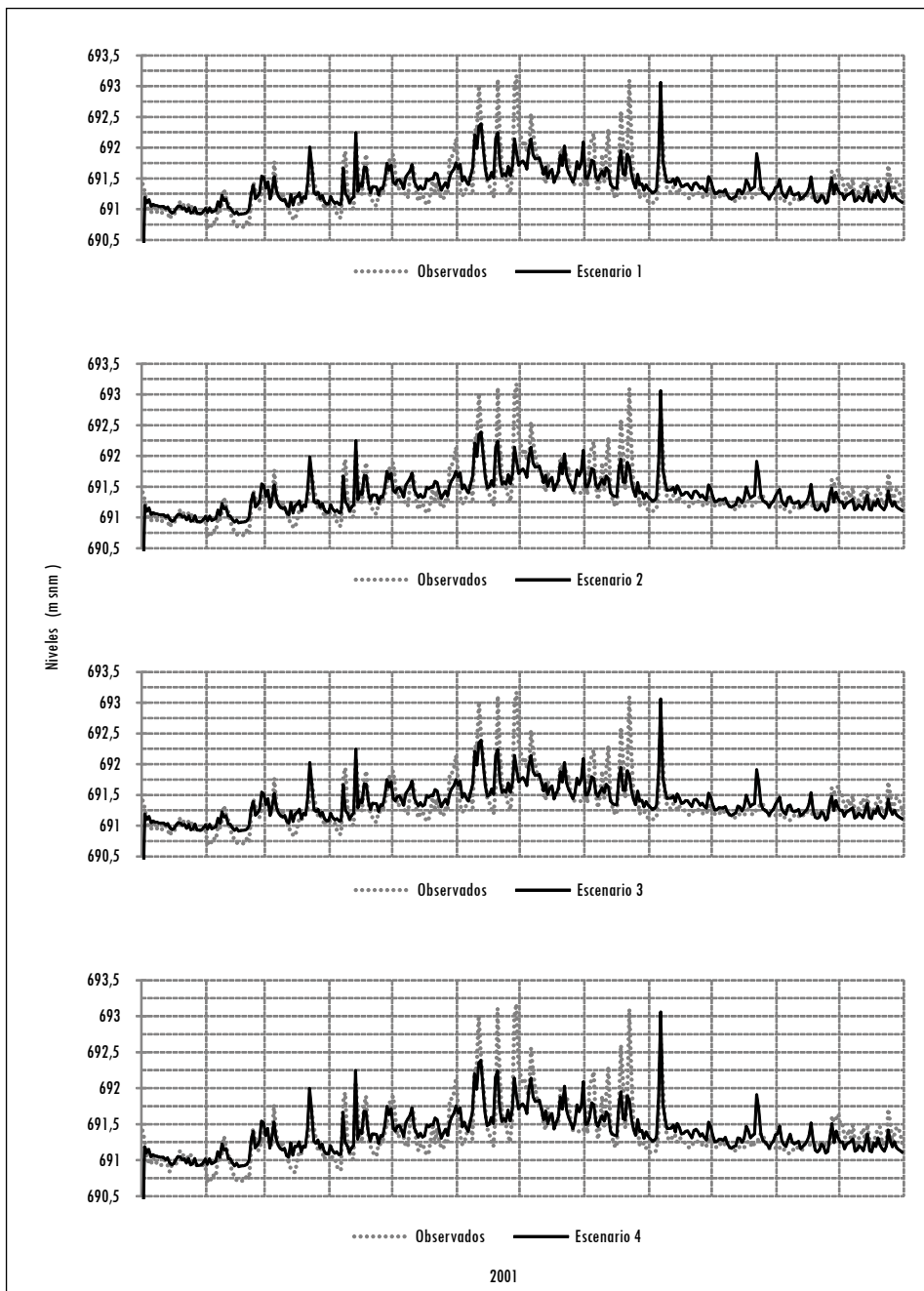
Existe una concordancia aceptable entre los niveles del agua observados en la estación hidrológica de control y los modelados por el sistema acoplado MIKE SHE-MIKE 11 (Tabla 6, Figura 7).

Tabla 6. Parámetros estimados para los niveles reales y simulados en altura sobre el nivel del mar

Parámetro	Observados	C. actuales	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Máximo	693.170	693.065	693.060	693.060	693.060	693.058
Mínimo	690.710	690.911	690.910	690.910	690.910	690.909
Promedio	691.358	691.375	691.373	691.373	691.372	691.372
Desviación estándar	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3

Fuente: presentación propia de los autores.

Figura 7. Niveles reales y simulados para el 2001 en altura sobre el nivel del mar



Fuente: presentación propia de los autores.

En cuanto a la migración de nutrientes el modelo no se mostró sensible a los cambios de cobertura de los escenarios 1, 2 y 4 frente a los valores de acumulación de N y P_2O_5 ($p > 0,05$). El Escenario 3, en cambio, mostró una clara tendencia al aumento de la carga de ambos nutrientes, porque presentó diferencias significativas con la simulación en tiempo actual y los demás escenarios ($p < 0,01$).

Sin embargo, pese a las similitudes encontradas, se debe hacer hincapié en pequeñas diferencias de reducción en las cargas finales de N y P_2O_5 mostradas por los escenarios con relación al tiempo actual (Tabla 7).

3. Discusión

Las similitudes entre los niveles observados y los simulados para tiempo actual y cada uno de los escenarios pueden explicarse por dos razones: primero, por la insensibilidad del modelo a este tipo de cambios, y segundo, por la magnitud y tipo de los cambios realizados. Si bien el primero es comprobable, el segundo varía entre distintos estudios, por lo que su explicación debe buscarse en otros factores (Krausea *et al.*, 2007; McMichael y Hope, 2007; Sahoo *et al.*, 2004).

El tamaño de la cuenca puede ser una explicación. En este orden de ideas, la escogencia del área de estudio se basó en la disponibilidad de información hidrológica preliminar, derivada de estudios realizados por (Domínguez, 2004). Su gran extensión, en comparación con otros estudios realizados con MIKE SHE (Boegh *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2007; McMichael y Hope, 2007; Sahoo *et al.*, 2004 y 2006; Singh *et al.*, 1999; Thompson *et al.*, 2004; Thorsen *et al.*, 1996), fue determinada paulatinamente en relación con la disponibilidad de datos de las estaciones hidrológicas dentro o cercanas a la zona. Estas no permitieron una división menor a otras microcuencas, ya que de esta manera la información requerida por el modelo para la simulación (precipitación, evapotranspiración, secciones transversales, condiciones iniciales, condiciones de frontera, etc.) no se hubiera podido obtener.

En general, la respuesta hidrológica a cambios en la cobertura sólo puede ser detectada en cuencas relativamente pequeñas ($< 1.000 \text{ km}^2$), debido a que las respuestas del flujo de agua por el ciclo hidrológico están determinadas por diversos procesos de alta complejidad (Wilk *et al.*, 2001). En este orden de ideas, el cambio en la heterogeneidad espacial en un grupo pequeño de parámetros como suelos, clima o tipo de coberturas puede no traducirse en respuestas significativas del flujo de agua (Croke *et al.*, 2004).

Tabla 7. Parámetros estimados para las cargas de nutrientes simuladas en porcentaje (reducción=(valor en escenario—valor en C. actual×100)/valor en C. actual)

Parámetro	C. actual		Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅
Máximo	70,00	70,00	68,62	68,17	67,93	67,91	78,56	78,82	69,75	68,32
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,30	0,31	0,30	0,18	0,17
Promedio	33,19	32,98	32,37	32,01	32,42	32,14	38,84	38,60	32,91	31,95
Desviación estándar	20,43	20,41	20,05	19,91	19,87	19,84	23,04	23,09	20,36	19,93
Reducción al final del año (%)	0	0	-1,96	-2,61	-2,96	-2,98	12,23	12,60	-0,36	-2,39
Reducción promedio durante el año (%)	0	0	-5,84	-6,28	-1,56	-1,78	16,71	16,41	-4,59	-6,85

Fuente: presentación propia de los autores.

Distintos estudios estiman que para cuencas de pequeño tamaño se necesita, al menos, un cambio del 20% en bosques antes de producir cambios en los flujos simulados (Bruijnzeel, 1990; Johnson, 1998); mientras en cuencas de gran tamaño el cambio en bosque para observar fluctuaciones en la respuesta hidrológica no ha sido establecido con facilidad, y en muchos casos se ha identificado que las diferencias en las descargas pueden no ser significativas ante grandes cambios en cobertura (Wilk *et al.*, 2001).

Con base en las anteriores consideraciones sobre la respuesta hidrológica al cambio de coberturas y al tamaño de la cuenca (Bruijnzeel, 1990; Croke *et al.*, 2004; Johnson, 1998; Wilk *et al.*, 2001), se puede interpretar que los bajos porcentajes de disminución en las cargas de nutrientes y las similitudes con la simulación en tiempo actual que muestran los escenarios 1, 2 y 4 responden en gran medida al gran tamaño de la cuenca estudiada.

A lo anterior se suman las inexactitudes en los valores de carga de nutrientes debidas a: (i) las fuentes de la información introducidas como condiciones iniciales y (ii) el tratamiento que se aplicó a los datos para llevarlos al modelo, como la conversión de la carga de nutrientes de área sembrada a área en cultivos mixtos y la falta de mediciones que permitieran la calibración del módulo de advección-dispersión. Adicionalmente, la incertidumbre de los datos usados en la configuración de los módulos de flujo subsuperficial por la zona insaturada y saturada, ya que estos llevaron a grandes errores en el balance de masa, lo que resultó en valores de carga de nutrientes muy pequeños en la superficie y demasiado grandes en el agua subterránea.

Frente a lo anterior, Thorsen *et al.* (1996) explican que estos problemas, propios de modelos que se enmarcan dentro de grandes áreas geográficas, generalmente resultan por las dificultades para ser caracterizados detalladamente, aspecto aún más recurrente en los estudios de impactos de prácticas agrícolas sobre la calidad de agua. Esto explicaría que el conflicto es resultado de la escala, ya que la información requerida para correr los modelos no fue directamente derivada de mediciones, por lo que la simplificación de los datos introducidos produce inexactitudes, al punto que resultados y posibles variaciones en parámetros no son comparables con la realidad. Esto apunta a la importancia de reportar las limitaciones e incertidumbre de los valores simulados en la aplicación de este tipo de modelos.

Resultados similares se encuentran en estudios como el de (Arabi *et al.*, 2006), que muestran cómo las cargas de nutrientes disminuyen considerablemente en relación con el tamaño del área modelada. Lehrter (2006), por su parte, de-

muestra que los cambios en la cobertura del paisaje no resultan necesariamente en la disminución considerable de las cargas de nutrientes, concretamente en el paso de áreas agrícolas a bosques. Sin embargo, (Stone *et al.*, 2004) determinaron reducciones en la carga de nutrientes entre 4% y 50% para distintas subcuencas simuladas, por lo que las reducciones obtenidas pueden aceptarse como válidas dentro del marco referido.

Así, la reducción encontrada puede explicarse en la remoción de nutrientes por parte de la vegetación, con base en interacciones complejas de los componentes variables espacialmente (como las plantas, las propiedades del suelo y los atributos hidrológicos del lugar), que se recarga en tres mecanismos esenciales: la retención de sedimentos, el aumento de la capacidad de infiltración en los suelos y la absorción de las plantas (Martin *et al.*, 1999).

De esta manera, la presencia de vegetación boscosa justifica la reducción establecida en los escenarios 1, 2 y 4. No obstante, las diferencias en tiempo de disminución entre estas pueden deberse esencialmente a la presencia o no de bosque en las zonas directas donde el modelo toma las condiciones iniciales para la simulación. Así, la presencia de surcos protectores a lo largo de la red hídrica garantiza la protección de esta, una vez las concentraciones iniciales se desplazan por escorrentía. Por otro lado, la presencia del bosque determinado en el Escenario 2 no protege con claridad las zonas donde el flujo de nutrientes realmente se está generando, es decir, el área de cultivos mixtos bajo los 1.800 msnm, por lo que reducciones mayores en el momento en que se da la migración de nutrientes no son posibles de obtener mediante este escenario.

De acuerdo con los resultados de las simulaciones de este estudio, la implementación de vegetación riparia en la subcuenca alta del río Magdalena se presenta como la mejor opción para reducir la migración de nutrientes. Esta medida, a su vez, no modifica en mayor proporción la cobertura y el uso del área de estudio, pues produce las mayores reducciones en la carga de nutrientes en menor tiempo, disminuciones que al final del período y en el promedio del año son considerables, si se comparan con los otros escenarios, a lo que se agrega esta, suscrita por la ley, bajo protección a cauce y ríos en el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente.

Adicionalmente, contribuye a aspectos de conectividad del paisaje, claves para el mantenimiento de la conectividad hidrológica, que según (Freeman *et al.*, 2007) establecen la permanencia y dinámica de los procesos del ciclo hidrológico, determinando aspectos como la migración de nutrientes, además de contribuir a

mejorar entre otros la distribución y riqueza de especies tanto terrestres como acuáticas (Lowrance y Crow, 2002).

Aunque la transición hacia este tipo de prácticas de conservación es necesaria, el grado de protección que estas ofrecen debe ser compensado con los costos de su implementación, posiblemente mediante incentivos que estimulen la conservación en la sociedad, en general, y al mismo tiempo generen aportes económicos para los agricultores o productores afectados de forma directa con la medida (Polyakov *et al.*, 2005).

4. Conclusiones

La carga de nutrientes en el punto de cierre de la cuenca se encuentra fuertemente condicionada por la procedencia y la calidad de los datos introducidos en las condiciones iniciales del modelo, la proporción del área cultivada y la información introducida en los módulos de flujo por la zona insaturada y saturada.

Las propiedades que ejerce la vegetación sobre los parámetros hidrológicos, como la retención de sedimentos, el aumento de la capacidad de infiltración en los suelos y la absorción de las plantas, son elementos clave en la reducción del transporte de nutrientes.

La protección a los cauces de los ríos en el estudio reduce, en promedio, una mayor cantidad de nutrientes; muestra picos de reducción más altos y más rápidos en un corto período; ocupa espacialmente menos área y, por ende, afecta menos la dinámica de los cultivos implantados en la zona, con menores repercusiones en la economía regional, y puede establecer elementos de conectividad a lo largo de la cuenca, claves a su vez para el mantenimiento de la conectividad hidrológica y de otros elementos como la distribución y la riqueza de las especies.

En el país, este tipo de estudios presenta grandes dificultades para su realización. La razón fundamental es la falta de información, y en los casos en los que está disponible, el problema es su confiabilidad, además de que no se presentan datos de variables específicas que permitan describir integralmente el flujo de agua por el ciclo hidrológico.

Agradecimientos

Agradecemos al Danish Hydraulic Institute, en especial a Douglas Graham, por la licencia de los sistemas de modelación MIKE SHE y MIKE 11; al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), que suministró la información hidrológica y meteorológica utilizada en el presente estudio; a Armando Sarmiento y Fabián Caicedo, por el apoyo recibido para la

asimilación de información de sensores remotos, y a la Pontificia Universidad Javeriana, en especial a la carrera de Ecología y al Grupo de Investigación de Ecología y Territorio.

Referencias

- ARABI, M. *et al.* Role of watershed subdivision on modeling the effectiveness of best management practices with SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 2006, vol. 42, núm. 2, pp. 513-528.
- ASNER, G. P.; SCURLOCK, J. M. y HICKE, J. A. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology y Biogeograph*, 2003, vol. 12, núm. 3, pp. 191-205.
- BERNARD, H. *et al.* Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of reunion island france. *Journal of Environmental Quality*, 2005, vol. 34, pp. 534-543.
- BLANEY, H. F. y CRIDDLE, W. O. *Determining water requirements in irrigated areas from climatological and irrigation data*. Washington: United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service, 1950.
- BOEGH, E. *et al.* Incorporating remote sensing data in physically based distributed agro-hydrological modeling. *Journal of Hydrology*, 2004, vol. 287, pp. 279-299.
- BRUIJNZEEL, L. *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. Paris: UNESCO International Hydrological Programme, 1990.
- BUYTAERTA, W. *et al.* Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth Science Reviews*, 2006, vol. 79, pp. 53-72.
- CANADELL, J. *et al.* Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*. 1996, vol. 108, pp. 583-595.
- CHOW, V. T. *Open-channel hydraulics*. Tokio: McGraw-Hil, 1959.
- CHU, Y. *et al.* Nutrient load modelling during floods in intermittent rivers: An operational approach. *Environmental Modelling y Software*, 2008, vol. 23, pp. 768-781.
- CROKE, B.; MERRITT, W. y JAKEMAN, A. A dynamic model for predicting hydrologic response to land cover changes in gauged and ungauged catchments. *Journal of Hydrology*. 2004, vol. 291, pp. 115-131.
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE (DHI). *MIKE 11: a modelling system for rivers and channels: reference manual*. Hørsholm, 2007a.
- . *MIKE SHE. User manual: reference guide*. Hørsholm, 2007b.
- DOMÍNGUEZ, E. Aplicación de la ecuación de Fokker-Planck-Kolmogorov para el pronóstico de afluencias a embalses hidroeléctricos caso práctico de la represa de Betania. *Meteorología Colombiana*, 2004, vol. 8, pp. 17-26.
- . *Modelos en ecuaciones diferenciales parciales: modelación matemática de la migración de contaminantes* [documento en línea], 2007. <<http://mathmodelling.googlepages.com>> [Consulta: 07-10-2007].

- DOSSKEY, M.; EISENHAUER, D. y HELMERS, M. Establishing conservation buffers using precision information. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, vol. 60, núm. 6, pp. 349-354.
- EDWARDS, D. y DANIEL, T. Effects of litter application rate and rainfall intensity on quality of runoff from fescuegrass plots. *Journal of Environmental Quality*, 1993, vol. 22, núm. 2, pp. 361-365.
- ETTER, A. y VAN WYNGAARDEN, W. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio*, 2000, vol. 29, núm. 3, pp. 432-439.
- ETTER, A. y VILLA, A. Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera Colombia. *Mountain Research and Development*, 2000, vol. 20, núm. 3, pp. 236-245.
- FONTES, J. C.; GONÇALVES, M. C. y PEREIRA, L. S. Andosols of Terceira, Azores: measurement and significance of soil hydraulic properties. *Catena*, 2004, vol. 56, núm. 1, pp. 145-154.
- FREEMAN, M. C.; PRINGLE, C. M. y JACKSON, C. R. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 2007, vol. 43, núm. 1, pp. 5-14.
- GOBERNACIÓN DEL HUILA. SECRETARÍA DE AGRICULTURA Y MINERÍA. *Anuario estadístico agropecuario*. Neiva, 2006.
- GRUNWALD, S. y QI, C. GIS-based water quality modeling in the Sandusky Watershed, Ohio, USA. *Journal of the American Water Resources Association*, 2006, vol. 42, núm. 4, pp. 957-973.
- GUEVARA, E. y CARTAYA, H. *Hidrología: una introducción a la ciencia hidrológica aplicada*. Carabobo: Universidad de Carabobo, 1991.
- HART, M. R.; QUIN, B. F. y NGUYEN, M. L. Phosphorus Runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *Journal of Environmental Quality*, 2004, vol. 33, pp. 1954-1971.
- HODNETT, M. y TOMASELLA, J. Marked differences between van Genuchten soil water-retention parameters for temperate and tropical soils: a new water-retention pedo-transfer functions developed for tropical soils. *Geoderma*, 2002, vol. 108, núms. 3-4, pp. 155-180.
- HUNSAKER, C. y LEVINE, D. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *BioScience*, 1995, vol. 45, núm. 3, pp. 193-203.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI (IGAC). *Atlas de Colombia*. Bogotá, 2002.
- . *Mapa de suelos de Colombia*. Bogotá, 2003.
- INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN E INFORMACIÓN GEOCIÉNTIFICA, MINERO-AMBIENTAL Y NUCLEAR (Ingeominas). *Geología de la plancha 345: Campoalegre*. Bogotá, 2001.
- INPRO-HIDROTEC. Consorcio. *Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca Alta del Magdalena POMAM*. Neiva: Corporación Auntonoma Regional del Alto Magdalena (CAM), 1997.

- INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER von HUMBOLDT (IAvH). *Mapa de ecosistemas andinos*. Bogotá, 2000.
- JOHNSON, R. The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies. *Forest Ecology and Management*, 1998, vol. 109, núm. 1, pp. 1-7.
- KEDZIORA, A. y OLEJNIK, J. Water balance in agricultural landscape and options for its management by change in plant cover structure of landscape. En *Landscape ecology in agroecosystems management*. Boca Raton: CRC Press, 2002, pp. 57-110.
- KLEINMAN, P. *et al.* Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 2006, vol. 35, núm. 4, pp. 1248-1259.
- KRAUSEA, S.; JACOBSB, J. y BRONSTERT, A. Modelling the impacts of land-use and drainage density on the water balance of a lowland-floodplain landscape in northeast Germany. *Ecological Modelling*, 2007, vol. 200, núms. 3-4, pp. 475-492.
- KRISTENSEN, K. y JENSEN, S. A model of estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nordic Hydrology*, 1975, vol. 6, pp. 170-188.
- LEHRTER, J. C. Effects of Land use and land cover, stream discharge, and interannual climate on the magnitud and timing of nitrogen, phosphorus and organic carbon concentration in three coastal plain watersheds. *Water Environment Research*, 2006, vol. 78, núm.12, pp. 2356-2368.
- LINKIE, M.; SMITH, R. J. y LEADER-WILLIAMS, N. Mapping and predicting deforestation patterns in the lowlands of Sumatra. *Biodiversity and Conservation*, 2004, vol. 13, núm. 10, pp. 1809-1818.
- LINSLEY, R.; KOHLER, M. y PAULHUS, J. *Hidrology for engineers*. New York: McGraw Hill, 1958.
- LIU, H. L. *et al.* Investigation of groundwater response to overland flow and topography using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modeling system for an arid watershed. *Journal of Hydrology*, 2007, vol. 347, núms. 3-4, pp. 448-459.
- LOAGUE, K. *et al.* A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 1. Leaching through the unsaturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, vol. 29, núm. 2, pp. 109-136.
- LOWRANCE, R. y CROW, S. Implementation of riparian buffer sistemas for lanscape management. En *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. Boca Raton: CRC Press, 2002, pp. 145-148.
- LOZANO, Z.; LOBO, D. y PILA, I. Diagnóstico de limitaciones físicas en inceptisoles de llanos occidentales venezolanos. *Bioagro*, 2000, vol. 12, núm. 1, pp. 15-24.
- MANDER, U. *et al.* Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: influences of land use changes, climatic and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 2000, vol. 14, núm. 4, pp. 405-417.
- MARTIN, P. *et al.* M. Interfaciong GIS with water resource models: a state of the art review. *Journal of the American Water Resources Association*, 2005, núm. 41, pp. 1471-1487.

- MARTIN, T. *et al.* Review: denitrification in temperate climate riparian zones. *Water Air Soil Pollution*, 1999, vol. 3, pp. 171-186.
- MCDONALD, J. H. *Hand book of biological statics* [documento en línea], 2008. <<http://udel.edu/~mcdonald/statintro.html>> [Consulta: 05-01-2008].
- McMICHAEL, C. E. y HOPE, A. S. Predicting streamflow response to fire-induced landcover change: implications of parameter uncertainty in the MIKE SHE model. *Journal of Environmental Management*, 2007, vol. 84, núm. 3, pp. 245-256.
- MERTENS, B. y LAMBIN, E. Modelling land cover dynamics: integration of fine-scale land cover data with landscape attributes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation JAG*, 1999, vol. 1, núm. 1, pp. 48-52.
- NAKAMURA, K. *et al.* Assessment of root zone nitrogen leaching as affected by irrigation and nutrient management practices. *Vadose Zone Journal*, 2004, vol. 3, pp. 1353-1366.
- O'NEILL, R. V. *et al.* Monitoring environmental quality at the landscape scale. *BioScience*. 1997, vol. 47, núm. 8, pp. 513-519.
- PARAMASIVAM, S.; ALVA, A. K. y FARES, A. An evaluation of soil water status using tensiometers in a sandy profile under citrus production. *Soil Science*. 2000, vol. 165, núm. 4, pp. 343-353.
- POLYAKOV, V.; FARES, A. y RYDER, M. H. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: a review. *Environmental Reviews*, 2005, vol. 13, núm. 3, pp. 129-144.
- RESTREPO, J. y SYVITSKI, J. Assessing the effect of natural controls and land use change on sediment yield in a mayor andean river: The Magdalena drainage basin, Colombia. *Ambio*. 2006, vol. 35, núm. 2, pp. 65-74.
- RYSZKOWSKI, L. y JANKOWIAK, J. Development of agricultura and its impact on landscape functions. En *Landscape ecology in agroecosystems management*. Boca Raton: CRC Press, 2002, pp. 9-28.
- SAHOO, G.; RAY, C. y CARLO, E. *Flow forecasting using artificial neural network and a distributed hydrological model MIKE SHE*. Kalinga Institute of Industrial Technology. India: International Conference on Emerging Technology (ICET), 2004.
- . Calibration and validation of a physically distributed hydrological model, MIKE SHE, to predict streamflow at high frequency in a flashy mountainous Hawaii stream. *Journal of Hydrology*, 2006, vol. 327, núms. 1-2, pp. 94-109.
- SHARPLEY, A. The effect of storm interval on the transport of soluble phosphorus in funoff. *Journal of Environmental Quality*, 1980, vol. 9, pp. 575-578.
- SINGH, R.; SUBRAMANIANA, K. y REFSGAARDB, J. Hydrological modelling of a small watershed using MIKE SHE for irrigation planning. *Agricultural Water Management*, 1999, vol. 41, núm. 3, pp. 149-166.

- SOUTHWORTH, J. y TUCKER, C. The influence of accessibility, local institutions, and socioeconomic factors on forest cover change in the mountains of western Honduras. *Mountain Research and Development*, 2001, vol. 21, núm. 3, pp. 276-283.
- STEVENSON, F. y COLE, M. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2a ed. New York: John Wiley y Sons, 1999.
- STONE, K. C. *et al.* Stream nitrogen changes in an eastern Coastal Plain watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, vol. 59, núm. 2, pp. 66-72.
- THOMPSON, J. *et al.* Application of the coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system to a lowland wet grassland in southeast England. *Journal of Hydrology*, 2004, vol. 293, núms. 1-4, pp. 151-179.
- THORSEN, M.; FEYEN, H. y STYCZEN, M. Agrochemical modeling. En *Distributed hydrological modeling*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1996, pp. 121-141.
- VAN ES, H. M.; SCHINDELBECK, R. R. y JOKELA, W. E. Effect of manure application timing, crop, and soil type on phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 2004, vol. 33, núm. 3, pp. 1070-1080.
- VAN ES, H. M.; SOGBEDJI, J. M. y SCHINDELBECK, R. R. Effect of manure application timing, crop, and soil type on nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality*. 2006, vol. 35, núm. 2, pp. 670-679.
- WILK, J.; ANDERSSON, L. y PLERMKAMON, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. *Hydrological Processes*. 2001, vol. 15, núm. 14, pp. 2729-2748.

