

Determinación del parámetro sólidos suspendidos totales (SST) mediante imágenes de sensores ópticos en un tramo de la cuenca media del río Bogotá (Colombia)

Determination of the Total Suspended Solids Parameter Through Images From Optical Sensors in a Section of the Bogotá River Middle Basin (Colombia)

José Luis Gómez Díaz¹, Javier Stephan Dalence Martinic²

Para citar este artículo: Gómez Díaz, J.L., & Dalence-Martinic, J.S. (2014). Determinación del parámetro sólidos suspendidos totales (sst) mediante imágenes de sensores ópticos en un tramo de la cuenca media del río Bogotá (Colombia). UD y la Geomática, (9), pp 19-27

Fecha de recepción: 30 de septiembre de 2014.

Fecha de aceptación: 18 de diciembre 2014

RESUMEN

Actualmente, los cuerpos de agua en Colombia presentan un monitoreo deficiente de su calidad, lo cual hace necesario la adopción de diferentes mecanismos para la recolección de información que permita acceder a datos con una mayor cobertura, continuidad y resolución para hacer un diagnóstico focalizado en el tiempo y en el espacio. Bajo este panorama, la percepción remota puede ser una herramienta útil y efectiva para recolectar esta información. Por esto, el principal objetivo de la investigación fue estimar el parámetro físico sólidos suspendidos totales (SST), comúnmente utilizado en la determinación de la calidad en cuerpos de agua, haciendo uso de una imagen multiespectral del satélite GeoEye, con una resolución espacial de 1.6 metros. A partir del modelo obtenido se encontró que la imagen de satélite GeoEye es adecuada para la estimación del parámetro sst utilizando bandas del espectro visible e infrarrojo cercano, donde se obtuvo un coeficiente de correlación y determinación con valor de 0.9. Sin embargo, al ser un modelo empírico es aplicable solo a la zona de estudio, siendo necesario que se profundice en la investigación de los límites permisibles del modelo (inferior y superior) para poder aplicar estos modelos de manera confiable.

Palabras clave: calidad de agua, modelación de la calidad de agua, percepción remota, GeoEye, río Bogotá.

ABSTRACT

Currently, water bodies in Colombia register a deficient monitoring in terms of its quality, therefore it is necessary to adopt different mechanisms of information gathering that allows access to more information regarding coverage, continuity and resolution in order to obtain a diagnosis focused in time and space. Thus, the main goal of this research was to estimate the physical parameter of Total Suspended Solids (TSS), commonly used to determine water quality, using a multispectral image of the GeoEye satellite, with a 1.6 meters spatial resolution. From the model obtained, it was found that the GeoEye satellite image is adequate for the TSS estimation with of visible spectrum and near infrared band, the correlation and determination coefficient values obtained with the TSS model was 0.9 (in both). However, this is an empirical model, thus it can be applied only in the area of study which have a specific characteristics. This makes necessary a more detailed study of the determination of the permissible limits (superior and inferior) to apply these models in a more reliably way.

Key words: water quality, water quality modeling, remote sensing, GeoEye, Bogotá River

¹ Investigador independiente, Bogotá – Colombia – jlgoomez@valorgeografico.com

² Universidad Mayor de San Simón. Centro de Levantamientos Aeroespaciales y Aplicaciones SIG para el Desarrollo Sostenible de los Recursos Naturales (CLAS – UMSS), Coordinador Académico CLAS, Cochabamba – Bolivia – stephandalence@gmail.com

1. Introducción

La encuesta realizada a 34 autoridades ambientales en 2008 por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), permitió establecer que una de las problemáticas en la Gestión Integral del Recurso Hídrico (GIRH) es la calidad del agua con un indicador del 32% (MAVDT, 2010), por lo cual se requiere investigar mecanismos que faciliten el seguimiento de esta problemática.

En este sentido, una de las necesidades identificadas por el Ministerio de Ambiente para fortalecer las redes de monitoreo de la calidad e integrar más información generada por otras entidades está dirigida a “disponer de información con mayor cobertura, continuidad y resolución para hacer un diagnóstico más focalizado en el tiempo y en el espacio” (MAVDT, 2010, p. 43). En concordancia, el Estudio Nacional del Agua del 2010 establece la calidad de agua como uno de los puntos estratégicos para generar información, por lo cual se debe tener acceso a información actualizada del agua y por tanto se debe contar con mayor resolución (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2010, p. 360).

En consecuencia, el hallazgo puntual es que en la actualidad existe un monitoreo deficiente de la calidad del agua en los ríos de Colombia, por lo cual se hace necesario adoptar mecanismos que permitan tener información acorde a la elaboración de un diagnóstico adecuado. Ya que los análisis tradicionales implican un tiempo de toma de datos, transporte de muestras, análisis de laboratorio y, por su costo, no es viable realizar una toma densificada de muestras para conocer mejor el estado del cuerpo de agua, se traza como objetivo de este trabajo la caracterización física de la calidad del agua de corrientes superficiales con el parámetro de sólidos suspendidos totales (SST), utilizando imágenes de sensores ópticos para un tramo de la cuenca media del río Bogotá. Para determinar los parámetros físicos de calidad del agua que podían ser evaluados se utilizaron los sensores ópticos según la escala de trabajo y la información espectral del dispositivo. A continuación, se realizó la extracción de datos de las imágenes de sensores remotos y la respectiva correlación con la información de calidad puntual de laboratorio para finalmente, evaluar la calidad física del agua con la construcción de modelos estadísticos a partir de los datos obtenidos.

2. Calidad del agua

Cuando se habla de contaminación del agua se hace referencia a la existencia de sustancias, o sólidos que son extraños a un cuerpo de agua, y se encuentran en tal concentración que impiden que el agua sea utilizada con un propósito en particular (Arellano Díaz, 2002), sea este potabilización, riego, industria, recreación u otros.

De esta manera, el monitoreo de la calidad del agua que se centra en la recolección de información, tiene como objetivo controlar la contaminación del agua y cumplir con la legislación existente en el tema (Nazarov *et al.*, 2000; Kallis & Butler, 2001 citado por Chen, Zhang & Hallikainen, 2007) y así detectar y evitar que se presenten situaciones que dañen o pongan en riesgo el ecosistema. Así mismo, es importante para proveer datos que permitan definir condiciones actuales y establecer tendencias de un cuerpo de agua con respecto a su calidad (Dalence, 2013).

2.1 Caracterización de la calidad de agua

Para conocer cuando un agua es adecuada o no para un uso determinado se realiza una caracterización hidrodinámica, física, química y biológica. Unas de las variables que más se ven afectadas en los ríos por actividades antrópicas como la agricultura, deforestación y la industria son la temperatura, turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST) (Chapman, 1996).

Los Sólidos Suspendidos Totales (SST) es el peso total de materia en suspensión en una muestra de agua por unidad de volumen o unidad de peso de agua (Organización Meteorológica Mundial [OMM], 2012). Valores altos de SST (>1000 mg L⁻¹) afectan la entrada de luz limitando el desarrollo de la vida acuática, así como es posible transportar sustancias tóxicas o nocivas cuando existe partículas pequeñas (< 63 μ m) (Kulkarni, 2011).

Los sólidos en suspensión también pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de lodos y de condiciones anaerobias cuando se vierten aguas residuales no tratadas (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003), de allí la importancia como parámetro, que sea uno de los más usados para la caracterización del agua y participe en los índices de calidad de agua que existen en la actualidad (Samboni Ruiz, Carvajal Escobar, & Escobar, 2007).

2.2 Aplicación de la percepción remota en calidad de agua

A partir de los sensores remotos es posible medir la radiación solar que es reflejada por los cuerpos de agua en varias longitudes de onda, lo que permite correlacionar esta información con algunos de los parámetros de calidad de agua tradicionalmente medidos. Lo anterior es posible debido a que las propiedades ópticas o de reflectancia del agua dependen de la concentración y características de los sedimentos suspendidos, la materia orgánica disuelta y el fitoplancton existente en esta (Kulkarni, 2011). En el agua se presenta una baja reflectividad comparada con otras coberturas siendo esta cercana al 10%, reflejando en el rango del espectro visible e infrarrojo cercano (Bakker *et al.*, 2004).

Los parámetros de calidad del agua, de los cuales es posible obtener información por medio de las imágenes de satélite son: la concentración de sólidos suspendidos, la transparencia, la concentración de clorofila (Chen *et al.*, 2007; De La Hoz & Gotilla, 2009; Domínguez, Alonso, & García, 2011; Ekercin, 2007), turbidez, profundidad de disco de secchi, índice de color y la temperatura del agua. También es posible determinar concentraciones de nitrato a partir de mediciones continuas de la concentración de clorofila (Chen *et al.*, 2007).

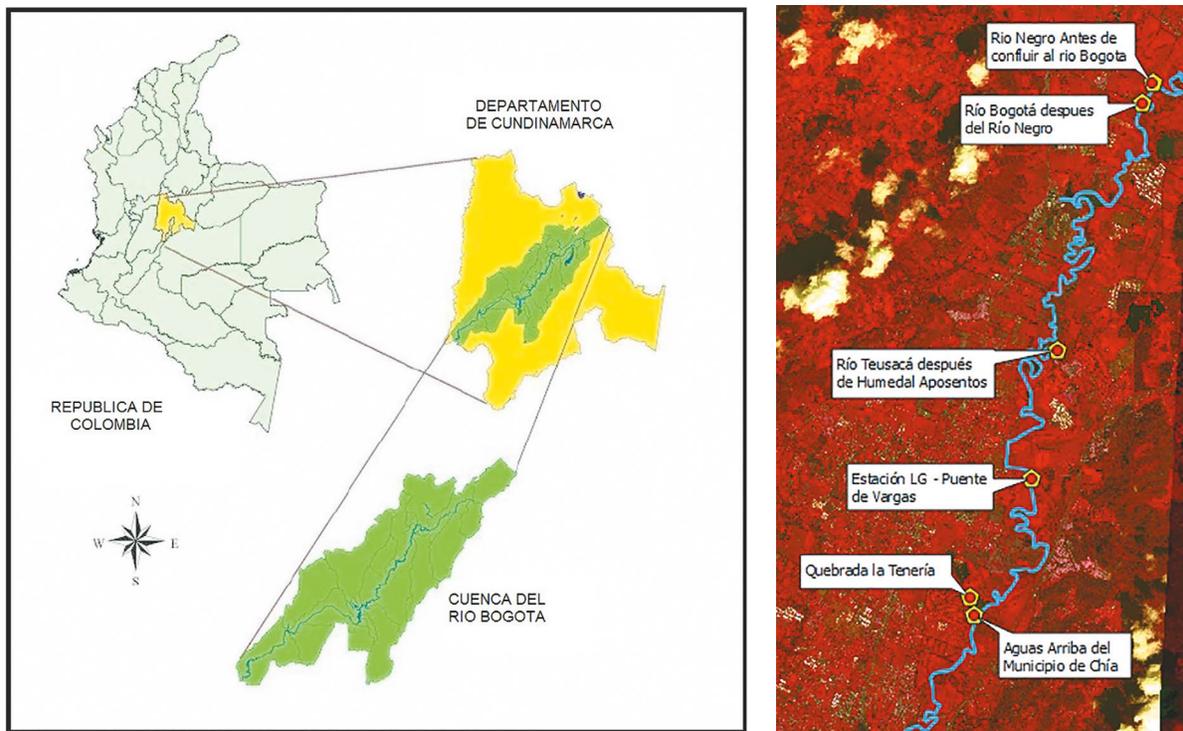
Una de las ventajas que ofrece los sensores remotos con respecto a los actuales procesos de medición de calidad de agua, es tener información del objeto de estudio con la misma resolución espacial y temporal, lo cual resultaría imposible con los métodos de medición tradicionales. Asimismo, la posibilidad de cubrir grandes áreas, acceder a zonas apartadas o de difícil ingreso, y poder tener estimaciones históricas de la calidad del agua cuando existen los registros de imágenes y no hay mediciones tradicionales (Kulkarni, 2011). De igual forma, el uso de la teledetección ahorra tiempo y esfuerzo al no requerir toma de muestras en terreno y análisis de estas en laboratorio (Ekercin, 2007). No obstante, una de las desventajas es el número limitado de parámetros de calidad de agua que pueden ser estimados en el caso de las imágenes multiespectrales.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

La investigación se realizó en el río Bogotá, el cual se encuentra localizado en el departamento de Cundinamarca, Colombia. Este río, nace al nororiente de Cundinamarca en el Alto de la Calavera, en el páramo de Guacheneque, que pertenece al municipio de Villapinzón, ubicado a 3.450 msnm y desemboca en el río Magdalena por el municipio de Girardot, a una altura de 260 msnm. Presenta importancia nacional por ser una cuenca que concentra casi el 30% de la población total del país y una tercera parte de la industria nacional (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca [CAR], 2012). El área de estudio se ubica en un tramo de la cuenca media del río Bogotá entre el municipio de Zipaquirá y el municipio de Chía, específicamente entre la confluencia del río Negro al río Bogotá y aguas arriba del municipio de Chía, como se observa en la figura 1.

El río Bogotá en su cuenca media presenta deterioro en sus aguas, encontrando que a la salida del distrito capital existen valores de demanda química de oxígeno de 291mg/L, demanda biológica de oxígeno de 97 mg/L y sólidos suspendidos totales de 124 mg/L, lo que evidencia el problema de contaminación que afronta el río Bogotá en este tramo (MAVDT, 2010).



a) Ubicación general de la cuenca del río Bogotá

b) Ubicación específica del área de estudio

Figura 1. Ubicación de la cuenca de estudio del río Bogotá

Fuente: a) CAR (2006), b) Elaboración propia sobre imagen GeoEye (2011).

La metodología de trabajo tuvo cinco procesos generales, los cuales determinaron, a partir de un modelamiento empírico, la estimación del parámetro Sólidos Suspendidos Totales (SST) utilizado en la determinación de la calidad de agua. Los procesos en mención son: determinación de los parámetros de calidad de agua a estimar, procesamiento de los datos, enmascaramiento de los cuerpos de agua, correlación entre reflectancia e indicadores de calidad de agua y determinación del modelo para calcular SST.

3.1.1 Determinación de los parámetros de calidad de agua a estimar

La escogencia del parámetro de calidad a estimar estuvo determinada por la disponibilidad de información en la zona de estudio, lo cual incluyó la consecución de los datos de medición de calidad de aguas existentes para el río Bogotá y la disponibilidad de imágenes de satélite para las fechas de toma de los datos.

En este proceso se analizaron los datos alfanuméricos de laboratorio de calidad de agua realizados al río Bogotá durante los años 2006 a 2013, que fueron suministrados por el Laboratorio Ambiental de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). También fue entregado un archivo en formato *shape* con la información de ubicación de los puntos de muestreo y la información hidrometeorológica de precipitación y caudal del tramo de estudio para el mes de enero de 2011, fecha de toma de los datos seleccionados.

De igual forma, se revisaron las imágenes de sensores ópticos existentes en el Banco Nacional de Imágenes de Colombia (bni.igac.gov.co) coincidentes con las fechas de laboratorio, determinándose la disponibilidad de la imagen GeoEye del sensor GIS-MS el 21 de enero de 2011, la cual fue solicitada a la Subdirección de Geografía y Cartografía del Instituto Geográfico Agustín Codazzi de Colombia (IGAC). La imagen cuenta con cuatro bandas, con una resolución radiométrica de 11 bits, resolución espacial de 1.6 metros, y una resolución espectral para la banda 1 de 0.45 a 0.51 μm , banda 2 de 0.51 a 0.58 μm , banda 3 de 0.655 a 0.69 μm , y la banda 4 de 0.78 a 0.92 μm .

3.1.2 Procesamiento de los datos

En esta etapa se ubicaron los datos en los formatos requeridos bajo los sistemas de referencias adecuados para el estudio. La imagen GeoEye que se encontraba con un nivel de procesamiento "Geo", una imagen que tiene algún nivel de corrección radiométrica y presenta orientación geográfica en el sistema de referencia global (GeoEye, 2009), se transformó al sistema de referencia MAGNA-SIRGAS y el formato *raster* de ILWIS. El archivo de puntos de muestreo en formato *shape* entregado por la CAR, fue modificado en QGIS ajustando los puntos siguiendo la ubicación que se presenta en el Boletín de calidad de las cuencas de la

jurisdicción CAR (CAR, 2012), verificándola con las coordenadas GPS que presentaron los informes del laboratorio ambiental de la CAR del 2013.

3.1.3 Corrección radiométrica

Las correcciones radiométricas realizadas a la imagen GeoEye fueron el resultado de la calibración de la imagen, la conversión de valores de radiancia a reflectancia aparente y la corrección atmosférica, obteniendo valores de reflectancia corregidos para que en una instancia posterior fueran correlacionados con las muestras de calidad de agua, específicamente del parámetro Sólidos Suspendidos Totales (SST). Los valores base para realizar las correcciones de la imagen se obtuvieron del archivo de metadatos de esta y del documento *GeoEye-1 Radiance at Aperture and Planetary Reflectance* (Podger, Colwell & Taylor, 2011).

3.2 Áreas de influencia para cruces

A partir de los puntos de muestreo se generó un mapa de distancias que sería la base para elaborar los mapas de áreas de influencia basado en los criterios de la metodología desarrollada por Ekercin (2007), en la cual se definen varias áreas de influencia (ventanas de píxeles) para encontrar el tamaño (ventana óptima) para realizar la correlación con los valores de la imagen GeoEye. Este procedimiento se lleva a cabo como un mecanismo para disminuir los errores asociados a las mediciones con GPS y, en el caso de este estudio donde se debió ajustar la posición de los puntos, disminuir los errores asociados al ajuste manual. Las distancias definidas para las áreas de influencia son un píxel al centro, 3, 5, 7, 10 y 15 metros. Los píxeles que caen fuera del límite del río Bogotá se eliminaron ya que arrojarían valores de reflectancia con error al modelo.

3.2.1 Enmascaramiento de cuerpos de agua

Una parte importante para la evaluación de los cuerpos de agua consiste en identificar correctamente el espejo de agua (límite del cuerpo de agua) de manera que se evalúen píxeles que correspondan realmente a agua, y no se mezclen con otras coberturas que puedan dar una información errónea para la identificación de calidad del cuerpo de agua. Este proceso se realizó por dos caminos: en primera instancia la digitalización del río, y a continuación, la digitalización por índices espectrales utilizando el índice de vegetación normalizado (NDVI), el índice de agua de diferencia normalizada (NDWI), y una nueva propuesta de índice personalizado de agua utilizando la banda azul e infrarroja, todas corregidas atmosféricamente. Estos índices fueron además utilizados como variables de entrada al momento de realizar en análisis de correlación.

3.2.2 Correlación entre reflectancia y parámetro de calidad de agua

Se cruzó la capa de la máscara de agua generada por medio del índice personalizado con las capas *raster* de los puntos de muestreo con área de pixel al centro y de influencia a 3, 5, 7, 10, y 15 metros previamente definidas. La información a correlacionar estuvo compuesta por el valor de reflectancia de cada una de las cuatro bandas de la imagen, y los índices NDVI, NDWI, y el índice personalizado que se llamó JLWI, por lo que se tuvieron 42 tablas de cruces (7 variables regresoras * 6 áreas de influencia), que se agruparon en 7 tablas.

3.4 Determinación del modelo para calcular SST

Para determinar el modelo se realizó un análisis estadístico en el que primero se estableció cual es el que mejor responde o mejor estima los valores del parámetro de calidad de Sólidos Suspendidos Totales, a partir de los valores de reflectancia de una imagen del sensor GeoEye bajo las condiciones ambientales de la zona de estudio. Este proceso se realizó por medio del software Ms Excel y el complemento XLSTAT versión 7.5.2, los cuales permiten realizar estimaciones para modelos de regresión lineal simple y múltiple a partir de algoritmos de mínimos cuadrados y determinan los coeficientes que acompañan cada uno de los parámetros participantes en la ecuación de regresión derivada.

La búsqueda del mejor modelo se realizó para cada una de las áreas de influencia utilizando, primero, todas las variables en busca de un modelo que presentara una ecuación de salida con un máximo de cuatro variables regresoras, y en segundo lugar, buscando una ecuación que indicara cual era la variable regresora individual (regresión lineal) que mejor estimara los datos. El método de selección que se utilizó es el mejor modelo teniendo como criterio de elección el coeficiente estadístico de determinación ajustado (R²-ajustado).

A las variables, del área de influencia seleccionadas para el mejor modelo, se les realizó un análisis de correlación para verificar la existencia o no, de relaciones lineales entre las variables, ya que podría limitar una buena respuesta del modelo si son utilizadas, conjuntamente, variables correlacionadas y generar problemas de multicolinealidad, es decir que una de las variables explicativas o regresoras es combinación lineal exacta de otra(s) variable(s) (Vilar, 2006). Para validar los modelos seleccionados se utilizó el planteamiento estadístico prueba F de Fisher que valida la confiabilidad de las estimaciones del modelo con cierto grado de confiabilidad, que para el caso de este estudio, se utilizó un intervalo de confianza del 95%.

4. Resultados y discusión

4.1 Determinación de los parámetros de calidad de agua a estimar

En la revisión realizada a los datos de laboratorio se encontró que no se tenían mediciones completas o que estaban parcialmente completas para los puntos de muestreo consecutivos, por lo que el único parámetro válido para el estudio fue el de sólidos suspendidos totales.

Adicionalmente, con la información hidrometeorológica se verificó que en el periodo de tiempo transcurrido entre las fechas de muestreo (17 y 18 de enero de 2011) y la de toma de la imagen GeoEye seleccionada (21 de enero de 2011), no se hubieran presentado eventos de precipitación que pudieran afectar la correlación de los datos, lo cual fue confirmado.

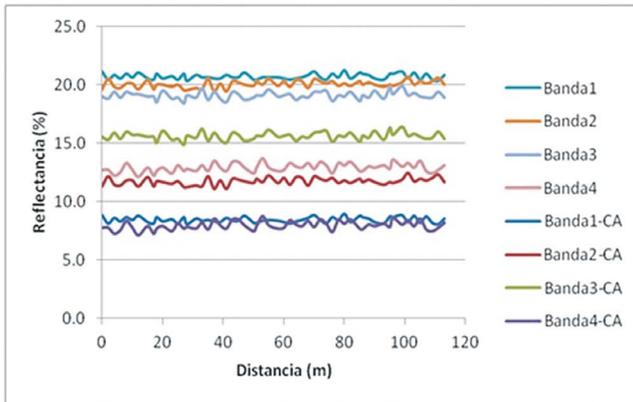
4.2 Procesamiento de los datos

En todas las bandas se presenta un pico de valor máximo del nivel digital (ND) de 2047, correspondiente a las nubes que son las de mayor reflectividad para estos rangos del espectro. El pico de valor mínimo de ND es 0 (cero) y es debido a un borde que presenta la imagen, error que fue eliminado de la misma.

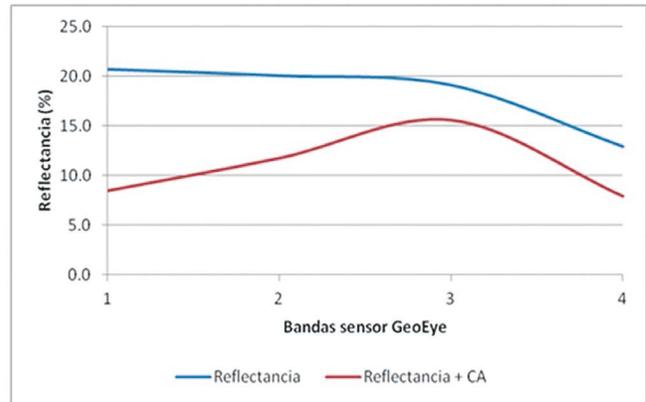
4.3 Corrección radiométrica

La corrección atmosférica por el método de corrección de objeto negro o *dark object* fue adecuado para el tipo estudio realizado, ya que el agua clara en cuerpos de agua profundos y las sombras se pueden considerar teóricamente con valores de reflectividad de 0 (cero), de manera que la diferencia en la reflectividad que estos presentan es considerada la contribución de la atmósfera (Chuvieco, 2010).

En la figura 2 se observa la variación de la reflectancia del agua sin y con corrección atmosférica para un perfil del río Bogotá. Mientras, en la figura 2a se observa como disminuyen los valores con la corrección atmosférica, acercándose la banda 1 (azul) a los valores de la banda 4 (IRC) que se presentan en color azul y morado. En la figura 14b se observan las curvas de reflectancia sin y con corrección atmosférica para cada banda donde se aprecia el efecto anteriormente mencionado, donde la banda 1 (azul) y la banda 2 (verde) son las que tienen mayor corrección debido, principalmente, a la dispersión Rayleigh, que afecta en mayor grado a las longitudes de onda más corta, y esto, a su vez, es causado por presencia de aerosoles y gotas de lluvia (Chuvieco, 2010, pp. 84-85).



a) Reflectancia por banda para un perfil del río Bogotá



b) Reflectancia del agua según corrección radiométrica

Figura 2. Variación de la reflectancia del agua con y sin corrección atmosférica

Fuente: Elaboración propia

4.4 Enmascaramiento de cuerpos de agua

En este punto, se encontró que la máscara de agua por medio de índices espectrales es la mejor forma para demarcar cuerpos de agua cuando su fin es la determinación de su calidad, ya que tiene precisión al seleccionar píxeles con acierto de ser agua, comprobando como indica McFeeters (1996) que el NDVI puede delimitar cuerpos de agua al mejorar el contraste del agua con las otras coberturas, y el NDWI maximiza la respuesta de reflectancia del agua obteniendo valores positivos y de cero o negativos para la vegetación y el suelo.

El índice espectral finalmente seleccionado como máscara de agua correspondió al índice personalizado, el cual no contrasta muy bien inicialmente los cuerpos de agua, pero al trabajar con sus rangos de valores permite seleccionar adecuadamente los cuerpos de agua en combinación con la información de reflectancia de las otras bandas. Algunos de los errores comunes que se presentaron fueron la demarcación de las vías y la pérdida de detalle en algunas zonas del cuerpo de agua.

4.5 Correlación entre reflectancia y parámetro de calidad de agua

La información correlacionada que se obtuvo de cada una de las áreas de influencia fueron valores de reflectancia promedio para cada variable, puesto que el valor promedio y de la mediana para cada variable fueron cercanos, lo que indica baja dispersión de los datos. Esto fue verificado con el valor de desviación estándar. Los valores que corresponden a las variables de los índices son los que presentan mayor variabilidad alcanzando diferencias, en algunos casos por encima del 500%, por lo que se debe tener especial

cuidado al momento de seleccionar los valores para la correlación, no siendo solamente un simple cruce de capas.

Asimismo, se determinó para el cruce por índices, que las variables explicativas (bandas e índices) adecuadas para utilizar en el modelo, deberían estar conformadas por una banda del visible e infrarrojo; o por una banda del visible, infrarrojo e índices; o una banda del visible y uno de los índices; o una banda del infrarrojo y una de los índices. No se deben tener varias bandas del visible, o varios índices en el mismo modelo al existir alta correlación entre estos.

4.6 Determinación del modelo para calcular SST

En la tabla 1 se presentan algunos de los mejores modelos encontrados bajo el criterio de R²-ajustado para las regresiones múltiples y de R² para las regresiones lineales. Los mejores modelos que se presentan inicialmente tienen el inconveniente que sus variables regresoras son correlacionadas, por lo que se incluyeron otros modelos que presentan muy buen ajuste pero no presentan alta correlación sus variables regresoras.

Se desarrollaron diferentes modelos para estimar el mejor modelo para el parámetro SST, siempre presentando valores de correlación (la mayoría por encima 0.9) y de determinación altos (por encima de 0.8). Los estadísticos aplicados demuestran que existe una alta correlación entre la información estimada a partir de los modelos y las mediciones de laboratorio. Este mismo comportamiento se ha presentado en estudios como los de Chen et al. (2007), De La Hoz & Gotilla (2009) y Ekercin (2007).

La banda del infrarrojo cercano (IRC) fue la que presentó mayor correlación para estimar la presencia del parámetro de SST, lo cual es concordante con el comportamiento espectral que presenta el agua en esta longitud

Tabla 1. Mejores modelos encontrados para mascara de agua por índices

Área de influencia	Método de búsqueda del modelo	R ² aj. (coeficiente de determinación ajustado)	SCR	Durbin-Watson: d	F de Fisher (Pr > F)	t de Student (cumple Pr > t para parámetros)	Parámetros	Ecuación del modelo
CAR 5M	mmt	0.99	36.59	1.595	0.050	si	B2 B3 NDVI JLWI	SST = 2421.41 -760.20*B2 + 527.50*B3 + 53.32* NDVI + 64.52*JLWI
CAR 7M	MM-1P	0.84	4166.53	1.253	0.006	si	B4	SST = -100.36 + 15.26*B4
CAR 10M	MM-1P	0.83	4227.21	1.172	0.007	si	B4	SST = -104.31 + 15.47*B4
CAR 15M	MM-1P	0.85	3852.87	1.291	0.005	si	B4	SST = -118.56 + 16.25*B4
CAR 7M	Segundo	0.88	2279.19	1.907	0.018	si	B1 NDWI	SST = -244.83+ 40.21*B1 -3.67*NDWI
CAR 15M	Segundo	0.89	2091.09	2.303	0.016	si	B1 NDWI	SST = -242.39 + 39.13*B1 -3.41*NDWI

Fuente: Elaboración propia

de onda (Bakker *et al.*, 2004), al tener una respuesta bien diferenciada entre el agua clara y turbia, pero se diferencia de lo presentado por Kulkarni (2011) para el que tiene mayor relación la banda del rojo (banda 3) con los sólidos suspendidos y la turbidez.

4.7 Modelo para calcular SST

La mayoría de los modelos estimados presentaron alta correlación por lo que la elección del mejor modelo estuvo determinada por su validez estadística a través de la comparación de los estadísticos de coeficiente de determinación ajustado (R²-ajustado), que idealmente se debe acercar a 1, el cuadrado medio del error (SCM) que idealmente debe ser bajo y la prueba estadística de Durbin-Watson (d) la cual es adecuada cuanto más se acerque su valor a 2, indicando que no hay autocorrelación en los residuos.

Al revisar las tablas de los modelos con respecto a los criterios mencionados se establece que la ecuación

presentada a continuación es el mejor modelo que cumple los criterios de independencia estadística para estimar los SST:

$$SST = -244.83 + 40.21*B1 -3.67*NDWI$$

Donde SST es Sólidos Suspendidos Totales, B1 es la banda 1, NDWI es el índice de diferencia normalizado de agua. Como se puede observar en la tabla 2 este modelo tiene unos valores residuales altos en comparación con otros modelos que no se aceptaron por tener variables correlacionadas entre las variables regresoras, sin embargo, visualmente presenta un buen ajuste en comparación con otros modelos evaluados.

En la figura 3 se presenta una salida gráfica del modelo donde se pueden observar las diferencias continuas del comportamiento del cuerpo de agua. Del análisis visual se concluyó que el modelo ajusta mejor los datos del parámetro de Sólidos Suspendidos Totales en comparación con otros modelos.

Tabla 2. Valores estimados por el modelo SST = -244.83 + 40.21*B1 -3.67*NDWI

Observaciones	SST (mg/L)	SST (Modelo) (mg/L)	Residuos
Obs1	147.000	122.474	24.526
Obs2	36.700	67.784	-31.084
Obs3	12.200	26.776	-14.576
Obs4	42.000	39.283	2.717
Obs5	213.000	216.480	-3.480
Obs6	28.300	6.402	21.898

Fuente: Elaboración propia

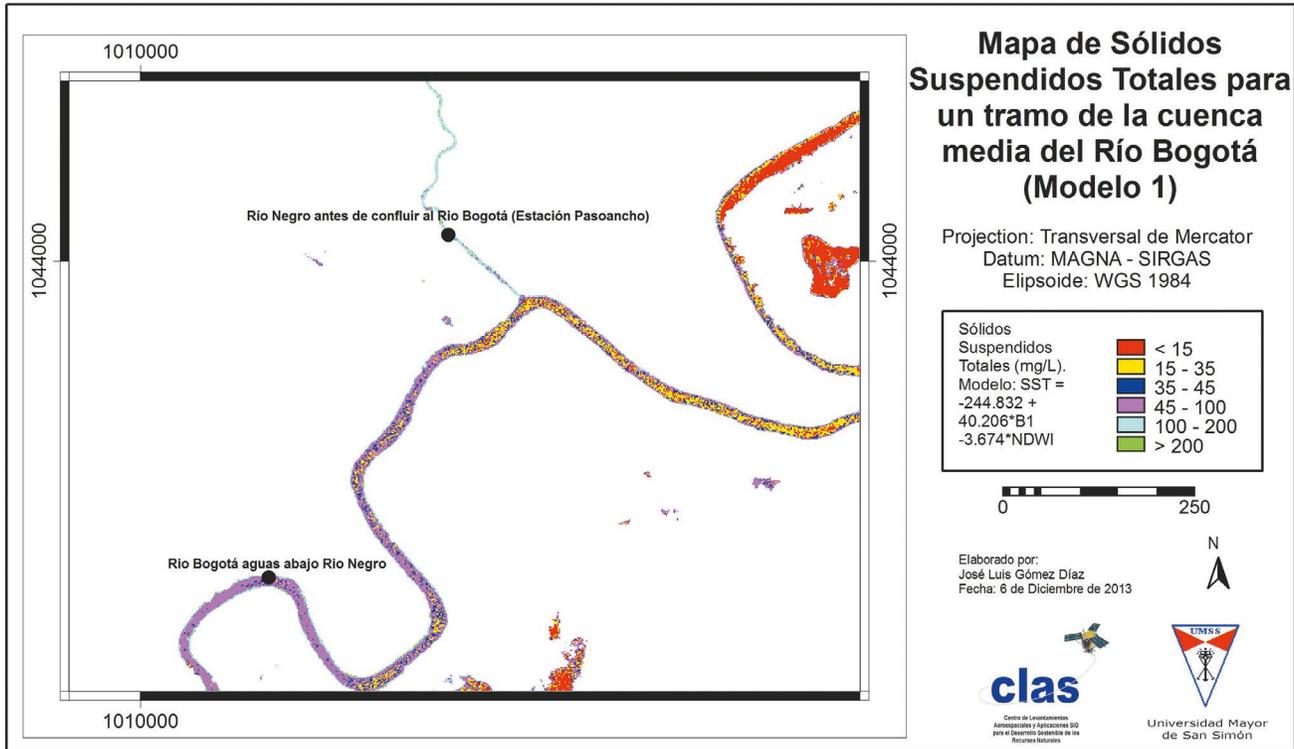


Figura 3. Distribución de los SST con el modelo 1 en el área de estudio para la imagen GeoEye de 2001. Valores en mg/L.

Fuente: Elaboración propia

5. Conclusiones

Se caracterizó la calidad física del agua de un tramo del río Bogotá por medio de la imagen de satélite GeoEye, resultando ser adecuada para la determinación del parámetro Sólidos Suspendedos Totales, ya que presenta estadísticamente valores altos de correlación y el comportamiento visual del mismo corresponde con la variabilidad que tiene el cuerpo de agua en la realidad al compararse con los valores de calidad de campo medidos.

El parámetro físico de calidad de aguas superficiales que puede ser evaluado eficientemente utilizando sensores ópticos que poseen bandas del espectro visible e infrarrojo cercano y del cual comúnmente se tiene información de campo para validar es Sólidos Suspendedos Totales. Al no existir un modelo teórico que pueda ser aplicado y al ser restrictivo el uso de los modelos empíricos, solo para la zona de la cual este es derivado, únicamente se pueden estimar aquellos parámetros que puedan correlacionarse con los laboratorios de calidad.

A su vez, se determinó que el uso de índices de agua es la mejor alternativa para la delimitación de los cuerpos de agua de los cuales se hará la extracción de los datos para los modelos de calidad. Resulta fundamental este proceso para

el éxito de cualquier modelo que se plantee, dado que la calidad de los valores para correlacionar puede presentar grandes diferencias, que para algunas variables pueden llegar a estar por encima del 500%, y por tanto la respuesta del modelo no será adecuada. Esto se presenta por valores mezclados de otras coberturas que agregan incertidumbre al modelo y disminuyen la bondad de ajuste, que al aplicar índices para la identificación de cuerpos de agua, se garantizaría la selección de valores de agua para correlacionar y estimar el modelo.

Con el modelo desarrollado se estableció que los valores de calidad física del agua para el parámetro Sólidos Suspendedos Totales en el tramo de estudio variaron entre 0 y 527 mg/L, con un coeficiente de correlación de 0.99 y coeficiente de determinación ajustado de 0.99, lo que indica estadísticamente que los datos estimados del parámetro con el modelo desarrollado son explicados en un 99%.

Agradecimientos

Se agradece al Centro de Levantamientos Aeroespaciales y Aplicaciones SIG para el desarrollo sostenible de los Recursos Naturales (CLAS), y el Gobierno de Holanda quien a través de su programa de becas *Netherlands Fellowship*

Programme (NFP) administrado por NUFFIC, brindaron al primer autor la oportunidad de cursar la Maestría en ciencias de la geoinformación y observación de la tierra mención evaluación de recursos hídricos. Así mismo a las Instituciones Colombianas Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), quienes entregaron la información solicitada para el desarrollo del proyecto garantizando el acceso a la información con gran prontitud.

Referencias

- Arellano Díaz, J. (2002). *Introducción a la Ingeniería Ambiental*. México, D.F.: Alfaomega.
- Bakker, W., Jansen, L., Reeves, C., Gorte, B., Pohl, C., Weir, M.,... Woldai, T. (2004). Módulo IV: Teledetección I. Tema: Energía Electromagnética y Teledetección. (J. S. Dalence, Trad.). Centro de Levantamientos Aeroespaciales y de los recursos naturales-CLAS. Universidad Mayor de San Simón.
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca [CAR] (2012). *Boletín de Calidad de las Cuencas de la Jurisdicción CAR*. Bogotá: Autor
- Chapman, D. (Ed.). (1996). *Water Quality Assessments—A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. (Segunda Edición.). Chapman & Hall
- Chen, Q., Zhang, Y., & Hallikainen, M. (2007). Water quality monitoring using remote sensing in support of the EU water framework directive (WFD): A case study in the Gulf of Finland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 124(1-3), 157-166. doi:10.1007/s10661-006-9215-8
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección Ambiental* (Primera Edición en presentación actualizada.). España: Editorial Ariel.
- Dalence, J. S. (2013, septiembre). Módulo XIV: Calidad de Aguas. Tema Hidroquímica. Universidad Mayor de San simón. Centro de levantamientos aeroespaciales y aplicaciones SIG para el desarrollo sostenible de los recursos naturales, CLAS.
- De La Hoz, C., & Gotilla, C. (2009). Modelo para la predicción de parámetros de calidad del agua del lago de valencia utilizando imágenes de satélite (pp. 113-116). Presentado en XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, Calatayud. Recuperado a partir de <http://www.aet.org.es/congresos/xiii/cal29.pdf>
- Domínguez Gómez, J. A., Alonso, C. A., & García, A. A. (2011). Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1-4), 317-334. doi:10.1007/s10661-010-1831-7
- Ekerin, S. (2007). Water Quality Retrievals from High Resolution Ikonos Multispectral Imagery: A Case Study in Istanbul, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183(1-4), 239-251. doi:10.1007/s11270-007-9373-5
- GeoEye. (2009). GeoEye Product. [Tecnología para la detección de imágenes satelitales].
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2010). *Estudio Nacional del Agua 2010*. Bogotá: Autor
- Kulkarni, A. (2011). Water Quality Retrieval from Landsat TM Imagery. *Complex adaptive systems*, 6(0), 475-480. doi:10.1016/j.procs.2011.08.088
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [MAVDT] (2010). *Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico*. Bogotá: Autor
- McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7), 1425-1432.
- Organización Meteorológica Mundial [OMM] (2012). *Glosario Hidrológico Internacional Organización Meteorológica Mundial*. Suiza: Autor
- Podger, N. E., Colwell, W. B., & Taylor, M. H. (2011). *GeoEye-1 Radiance at Aperture and Planetary Reflectance*. GeoEye. Recuperado de http://www.spaceimaging.com/CorpSite/assets/docs/technical-papers/2011/GeoEye-1_Radiance_at_Aperture.pdf
- Samboni Ruiz, N. E., Carvajal Escobar, Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172-181.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Professional.
- Vilar, J. (2006). *Capítulo 9 Chequeo del modelo de regresión lineal múltiple*. ESTADÍSTICA 2. Recuperado de <http://dm.udc.es/asignaturas/estadistica2/cap9.html>



