

Tasas de desoxigenación y reaireación para el río Sinú

Deoxygenation and re-aeration rates of the Sinu river

Jhon J. Feria Díaz*

Universidad de Sucre, Sincelejo (Colombia)

Daniela Náder Salgado**

Sindy J. Meza Pérez***

Universidad Pontificia Bolivariana, Montería (Colombia)

* Ingeniero sanitario y magíster en Ciencias Ambientales. Docente Facultad de Ingeniería Civil. Grupo de Investigaciones en Medio Ambiente y Aguas (GIMAGUAS), Universidad de Sucre (Sincelejo, Colombia). jhon.feria@unisucre.edu.co

** Ingeniera sanitaria y ambiental, Universidad Pontificia Bolivariana, Seccional Montería (Colombia). danasa_29@hotmail.com

*** Ingeniera sanitaria y ambiental, Universidad Pontificia Bolivariana, Seccional Montería (Colombia). johannameza0103@gmail.com

Correspondencia: Jhon Jairo Feria Díaz. Universidad de Sucre, carrera 28 n°5-267, barrio Puerta Roja. Sincelejo (Sucre). Cel.: 3008102150.

Resumen

Simulaciones de calidad de aguas, utilizando el modelo de Streeter y Phelps, fueron realizadas para definir las tasas de desoxigenación (k_d) y aireación (k_a) para el río Sinú. Se tomaron datos históricos de 8 años de seguimiento (2000 a 2007) de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Oxígeno Disuelto (OD), Temperatura y Caudal en 10 estaciones ubicadas a lo largo de la corriente. Una vez calibrado el modelo, se validó con datos tomados desde 2008 a 2014. Se observó que las estaciones cercanas a la presa y al complejo lagunar del Bajo Sinú presentaron valores mayores de k_d y menores de k_a , no obstante, admisibles para ríos poco contaminados. Los coeficientes variaron dependiendo del tramo, del caudal y de la temperatura a lo largo del año. Sin embargo, estos coeficientes indican que el río Sinú es una corriente con bajos niveles de contaminación y con un alto potencial de autpurificación.

Palabras clave: coeficientes de desoxigenación, coeficientes de reaeración, Streeter y Phelps.

Abstract

Water quality simulation, using the model of Streeter and Phelps, were made to define deoxygenation rates (k_d) and aeration rates (k_a) for the Sinú River. Historical data of eight years of follow-up (2000-2007) of Biochemical Oxygen Demand (BOD), total nitrogen Kjeldahl (NTK), dissolved oxygen (DO), temperature and flow rate were taken at 10 stations located along the River. Once calibrated the model was validated with data collected from 2008 to 2014. It was noted that the stations near the dam and the lake complex of Lower Sinú had higher values of k_d and lower k_a , nevertheless, acceptable for rivers with little pollution. The coefficients vary depending on the section, the flow and temperature throughout the year. However, this coefficients show that the Sinú River is a stream with low levels of pollution and with a high potential for self-purification.

Keywords: coefficients of reaeration, coefficient of deoxygenation, Streeter and Phelps.

Fecha de recepción: 6 de julio de 2015
Fecha de aceptación: 19 de agosto de 2016

INTRODUCCIÓN

Un modelo típico representa una versión simplificada de una realidad que es susceptible de evaluación. En el caso de la modelización de calidad de aguas, no se construyen modelos físicos pero se usan las matemáticas para representar la realidad. Por lo tanto, un modelo matemático se define como una formulación idealizada que representa la respuesta de un sistema físico a un estímulo externo [1].

Los modelos de calidad del agua son herramientas útiles para la estimación de los impactos y de los riesgos de los contaminantes químicos en un cuerpo de agua [1], [2]. Sin embargo, una adecuada selección de un modelo de simulación no es un hecho arbitrario, pues depende de una serie de factores, entre los cuales se destacan: el sistema natural, la definición del problema, la obtención y disponibilidad de datos e información histórica de calidad del agua y la capacidad computacional, entre otros [3]. Por lo anterior, es difícil adaptarse a los principales modelos existentes de uso libre de calidad del agua, como los proporcionados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos: QUAL2E [4], QUAL2K [5], WASP6 [6], o el Modelo N° 1 de calidad del agua de la IWA [7], que requieren mucha información sobre el sistema fluvial que a menudo no está disponible [8].

Arroyave y otros investigadores de la Universidad Nacional de Colombia [9] intentaron simular la calidad del agua del río Sinú usando el modelo QUAL2Kw, y demostraron que no pudo ser calibrado con la información disponible que hallaron, debido a que varias combinaciones de los parámetros que utilizaron produjeron soluciones igualmente óptimas.

La escasez de datos puede dar lugar a problemas de calibración muy comunes, por el gran número de parámetros susceptibles de ajustes y por las pocas comparaciones experimentales que es posible realizar debido a la falta de información [8].

Ante este panorama, es viable recurrir a las bases de la modelización de la calidad del agua.

El primer modelo fue propuesto por Streeter y Phelps en 1925 [10] y supone, entre otras hipótesis, que existen dos procesos preponderantes relacionados con la presencia de Oxígeno Disuelto (OD) en el agua: la biodegradación y

la reaireación, y que ambos ocurren de acuerdo con reacciones de primer orden. En ese modelo, el proceso que da cuenta de la tasa de desoxigenación del agua está parametrizado por un coeficiente k_d y la tasa de reaireación por k_a , dependientes de la temperatura del agua.

Los modelos de calidad de aguas posteriores al de Streeter y Phelps utilizan básicamente las mismas ecuaciones para obtener la distribución espacial de OD en las corrientes de los ríos [11].

La ecuación general del modelo es la siguiente:

$$D = D_o e^{-K_d t} + \frac{K_d L_o}{K_a - K_d} (e^{K_d t} - e^{-K_d t}) + \frac{K_N L_{oN}}{K_a - K_N} (e^{-K_N t} - e^{-K_d t}) - \frac{r_p - r_{Rp} - K_s/H}{K_a} (1 - e^{-K_d t}) \quad (1)$$

Donde D y D_o son el déficit de OD y OD en el punto de vertimiento, respectivamente; t es el tiempo de recorrido; L_o y L_{oN} corresponde a la DBO última carbonácea y DBO nitrogenácea; k_N es la tasa de oxidación de la DBO nitrogenácea; r_p es la velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis por unidad de tiempo y volumen de agua; r_{Rp} es la velocidad de consumo de oxígeno por respiración por unidad de tiempo y volumen de agua; k_s es la tasa de consumo de oxígeno por los sedimentos y H es la profundidad del volumen de control [10].

La primera parte de (1) relaciona el déficit inicial justo antes del vertimiento puntual, la segunda y tercera parte hacen referencia a la eliminación de la DBO y la parte final corresponde a la modelización de los procesos de fotosíntesis, respiración y demanda de oxígeno de los sedimentos que tienen lugar en la corriente.

Comoquiera que esta ecuación es de carácter general, se puede adaptar a diferentes situaciones, pudiéndose obtener simplificaciones de la misma; por ejemplo, si la demanda de oxígeno para la fotosíntesis, la respiración y la demanda de oxígeno de los sedimentos no son importantes, el último término de la ecuación resulta despreciable y se puede eliminar [5], [12].

Los valores de k_d y L_o se pueden calcular con base en determinaciones de laboratorio de la DBO aplicando posteriormente cualquier método conocido, como por ejemplo, el método de los mínimos cuadrados, método de

los momentos, método de Harold Thomas, entre otros [13]. El método de Thomas es el más popular, fue propuesto en 1950 y se fundamenta en la facilidad para desarrollar a través de la expansión de Taylor las ecuaciones de la cinética de primer orden de la DBO y encontrar así una solución gráfica para hallar k_d y L_o a partir de una ecuación lineal [14].

Existen distintos métodos para determinar la reaireación en ríos: modelos conceptuales, métodos de balance, técnicas con trazadores radioactivos, métodos empíricos y otros [13]. En los métodos empíricos se han desarrollado fórmulas para predecir k_a , como las de O'Connor y Dobbins, Churchill y la de Owens y Gibbs [1], [10]- [12]. Sin embargo, Thomas propuso que es posible utilizar datos de campo para calcular k_d y k_a en función de la DBO última carbonácea, el déficit de oxígeno y el tiempo de viaje entre dos puntos de muestreo a partir de las siguientes ecuaciones [15]:

$$k_d = \frac{1}{\Delta t} \text{Log} \frac{L_A}{L_B} \quad (2)$$

$$k_a = k_d \frac{L'}{D'} - \frac{\Delta D}{2,3\Delta t D'} \quad (3)$$

Donde Δt es el tiempo medio empleado por la masa de agua en pasar a través del tramo considerado (en días) L_A y L_B corresponde a las DBO última carbonácea en el punto A y B (en mg/L), respectivamente; ΔD es el cambio en el déficit de oxígeno disuelto en el agua de las secciones inicial y final del tramo considerado. Finalmente, L' y D' corresponde al promedio de la DBO última carbonácea y el promedio del déficit de oxígeno entre A y B. El coeficiente k_d incluye al coeficiente k_s , que es difícil de calcular y generalmente se considera como parte de la tasa de desoxigenación [10], [15].

El propósito de este trabajo es determinar para el río Sinú, después del embalse Urrá I, los valores de las tasas de desoxigenación (k_d) y aireación (k_a) a partir de la ecuación de Streeter y Phelps y la simplificación propuesta por Thomas, tomando los datos históricos compilados por la Empresa Urrá S. A., en el marco del seguimiento permanente de las condiciones fisicoquímicas del río Sinú. Se pretende aportar valores de k_d y k_a que sirvan de línea base para establecer el grado de contaminación y la capacidad de autopurificación de la corriente.

Área de estudio

La cuenca hidrográfica del río Sinú se localiza en el noroeste de Colombia, América del Sur, específicamente en el suroccidente de la región del Caribe colombiano, nace en el nudo de Paramillo y se encuentra comprendida entre los $7^{\circ} 8' 9''$ y los $9^{\circ} 27' 2''$ de latitud y los $75^{\circ} 55' 31''$ y los $75^{\circ} 58' 18''$ de longitud [16].

El río Sinú es la principal fuente de abastecimiento de agua en el departamento de Córdoba y es responsable de la fertilidad del suelo por donde discurre. Históricamente ha registrado en la estación Montería un caudal medio de $400 \text{ m}^3/\text{s}$. En la época de estiaje, comprendida entre diciembre y abril, se han presentado caudales medios mensuales entre 50 y $160 \text{ m}^3/\text{s}$, mientras que en época de lluvias el rango de oscilación ha estado entre 578 a $838 \text{ m}^3/\text{s}$.

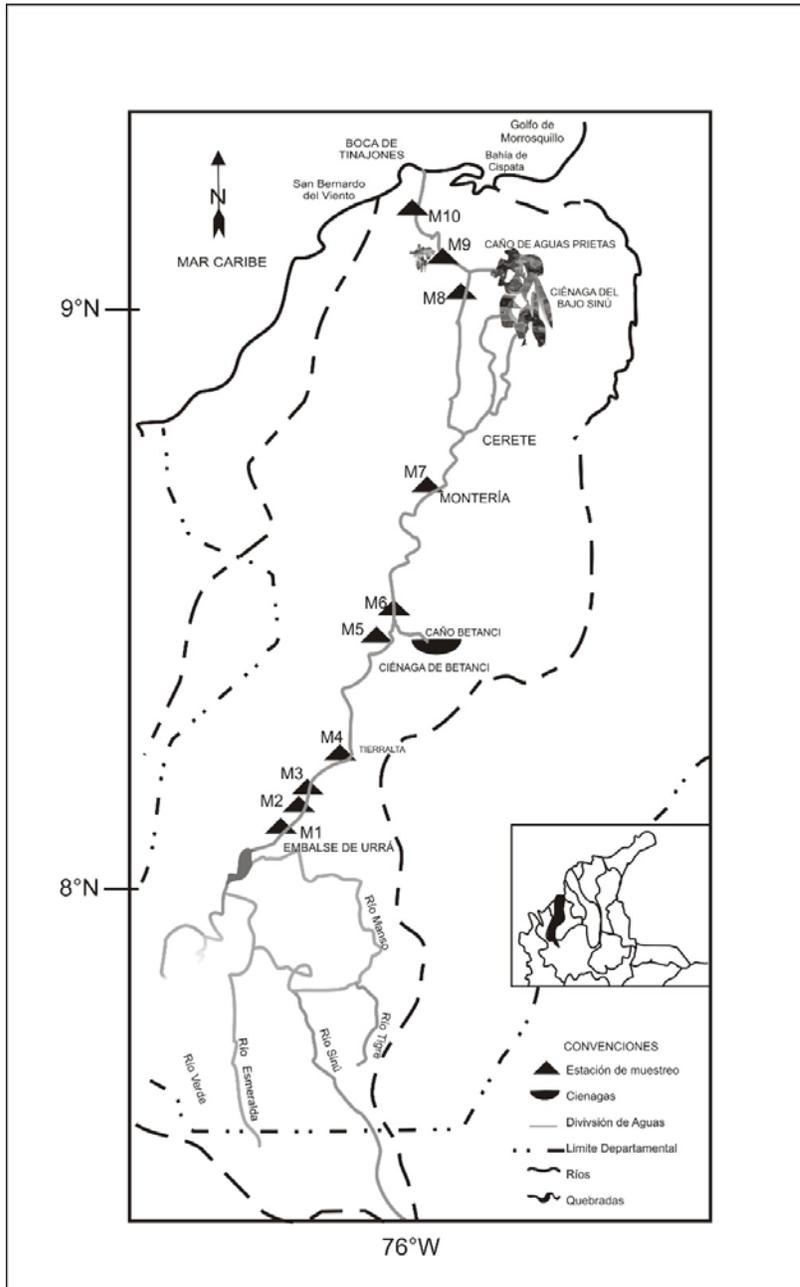
La cuenca hidrográfica del río Sinú tiene un área aproximada de $1\,395\,244$ Ha, su perímetro es de $857\,077$ km y su ancho promedio es de unos 60 km. La corriente registra velocidades que van desde $0,8$ hasta $1,8$ m/s y profundidades que oscilan entre $2,0$ y $6,0$ metros en época de estiaje [16]. La longitud total del cauce, desde su nacimiento hasta su desembocadura, es de $437,97$ kilómetros, con una pendiente promedio de 0.85% [17].

El Sinú es un río de una alta dinámica fluvial, evidenciada por su sistema sinuoso o meándrico, en el cual se presentan varios procesos dinámicos del cauce: a) frentes de sedimentación y erosión, b) desplazamiento lateral, c) desplazamiento frontal, d) cierre de meandros y e) formación de meandros opuestos. Dentro del área del embalse y aguas abajo del mismo existen otros afluentes del río que no representan un aporte de caudal similar, ni importante, al proveniente de aguas arriba del embalse [17].

METODOLOGÍA

La corriente del río Sinú fue dividida en tres tramos: Alto, Medio y Bajo. Se caracterizaron 10 estaciones de monitoreo (identificadas con la letra M), localizadas desde el embalse de Urrá I hasta el municipio de San Bernardo del Viento. Se tomaron para el Tramo Alto las estaciones M1 a M4, para el Tramo Medio las estaciones M5, M6 y M7, y para el Tramo Bajo las estaciones M8, M9 y M10.

En la figura 1 se muestra la cuenca del río Sinú y la ubicación de las estaciones de monitoreo.



Fuente: propia.

Figura 1. Área de estudio y localización estaciones de monitoreo

Para el desarrollo de las simulaciones en el modelo de Streeter y Phelps se realizaron dos etapas: la primera consistió en un trabajo de campo y de recopilación, procesamiento y clasificación de los parámetros involucrados en (1); la segunda comprendió los procesos de construcción, calibración y validación del modelo, y con ello, la determinación de las tasas de desoxygenación y reaeración a partir de los datos de calidad del agua correspondiente a 2001 a 2014.

La construcción y calibración del modelo se realizó teniendo en cuenta los registros de 2001 a 2007, buscando conciliar la curva de OD medido con la curva de OD hallada en la simulación; para ello se realizaron ajustes continuos a k_d y k_a . Las tasas de k_d y k_a se hallaron con (2) y (3), respectivamente. Para la tasa k_N se adoptó un valor de $0,1 \text{ d}^{-1}$, debido a la baja concentración de NTK presente en el río Sinú y la profundidad de la corriente, donde generalmente k_N se encuentra en un rango de $0,1 \text{ d}^{-1}$ a $0,5 \text{ d}^{-1}$ [1], [15].

Para la validación de las simulaciones se tomó la información histórica de calidad del agua obtenida entre 2008 y 2014. Se realizaron análisis de varianza con la información temporal y espacial obtenida en este período de tiempo, con el fin de verificar si hubo cambios significativos en las concentraciones entre estaciones y meses.

La depuración de la base de datos se realizó por medio de análisis estadísticos, en los que se determinaron los valores promedios y las desviaciones estándar de los parámetros fisicoquímicos de OD, Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día (DBO_5), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Temperatura (T) y Caudal (Q) de cada estación de monitoreo.

La información de calidad del agua se tomó de la base de datos de la Empresa Urrá S. A. y de jornadas de campo desarrolladas entre agosto y diciembre de 2008.

Los análisis fisicoquímicos del agua se realizaron en el Laboratorio de Calidad de Aguas de la Universidad Pontificia Bolivariana, Seccional Montería, siguiendo métodos estándar [18].

Como el modelo de Streeter y Phelps está en función de la DBO última (DBO_∞), la DBO_5 fue trasladada a DBO_∞ , utilizando la siguiente relación [5], [19]:

$$DBO_u = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5k}} \quad (4)$$

Donde k corresponde a la tasa de desoxigenación de aguas residuales derivadas de carbonos orgánicos hallada en ensayos de laboratorio y está en el orden de 0,05 a 0,3 d^{-1} [1], [14]. La ecuación de Streeter y Phelps se desarrolló en una hoja de cálculo (Excel 2007) y se corrió con la información de la base de datos, para cada mes objeto de la simulación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el período tomado para la construcción y calibración del modelo (2001-2007) se observó que los meses se podían reunir en tres grupos con patrones similares en el comportamiento de OD, DBO_5 y NTK: marzo y abril; mayo, junio, julio, agosto; y finalmente septiembre, octubre, noviembre y diciembre.

Para el primer grupo de meses, el caudal del río se registró en un rango de 200 a 400 m^3/s , con picos de 70 a 600 m^3/s . La concentración promedio de OD fue de 3,7 mg/L en la estación M1, pero a partir de la estación M2 subió a 5,0 mg/L hasta alcanzar, en el resto de las estaciones, una concentración de 6,0 a 7,0 mg/L, con desviaciones estándar relativamente bajas ($\pm 0,25$ mg/L). La concentración de DBO_5 se mantuvo en un rango cercano a 2,0 mg/L en todas las estaciones de monitoreo. Igual comportamiento se aprecia para la concentración de NTK, con valores menores a 1,0 mg/L en todas las estaciones. El déficit de OD en las primeras estaciones responde a la influencia directa del embalse Urrá I y de la temporada de estiaje, pues los caudales del río en este período son los menores del año, lo cual favorece condiciones de bajas concentraciones de oxígeno en la corriente.

Para el segundo grupo de meses se registraron caudales promedios entre 400 a 600 m^3/s , con picos de 250 a 850 m^3/s . Se observó que los niveles de concentración de OD son superiores a 5,0 mg/L en la estación M1, con tendencia a subir. A partir de la estación M3 en adelante se mantiene en un rango promedio de 6,0 a 7,0 mg/L. La concentración de DBO_5 está en un rango de 1,0 a 2,0 mg/L en las estaciones M1 a M7, sin embargo, en las tres últimas estaciones (M8, M9 y M10) la concentración de DBO_5 tiene tendencia al alza, quizás debido a la dinámica de intercambio de agua entre la Ciénaga Grande del Bajo Sinú y la corriente del río, que se acentúa en este

período del año. Los niveles de concentración de NTK se mantuvieron por debajo de 1,0 mg/L, exceptuando el mes de junio, en el que se registraron concentraciones del orden de 1,5 mg/L en la estación M8. En estos meses se presenta la temporada de lluvias, lo cual incrementa el nivel del río y el aporte de aguas hacia y desde la zona de humedales y el subsecuente intercambio de materia orgánica y de nutrientes de los cuerpos de agua.

Finalmente, para el tercer grupo de meses, el rango promedio de caudal es de 200 a 600 m³/s, con picos de 70 a 700 m³/s. La concentración de OD se mantiene en un rango superior a 5,5 mg/L en la estación M1 y se conserva en las estaciones M2 a M8 en un rango de 6,0 a 7,0 mg/L. Sin embargo, en las estaciones M9 y M10 se refleja una tendencia a la baja, con valores cercanos a 6,0 mg/L de OD. La concentración promedio de DBO₅ se mantiene en un rango de 1,0 a 2,0 mg/L, pero en las estaciones M9 y M10 en octubre y noviembre este valor es superior a 2,0 mg/L, registrándose incluso concentraciones hasta de 4,0 mg/L de DBO₅. Lo anterior puede obedecer al aporte excesivo de agua en condiciones anóxicas y cargadas de material orgánico sobre la corriente durante las estaciones húmedas, proveniente del complejo cenagoso del Bajo Sinú, que causan cambios bruscos de caudal en los ríos y pueden lavar las vegas arrastrando depósitos de partículas de sedimentos y contaminantes, por lo tanto deterioran la calidad del agua en la corriente y causan grandes impactos en los ecosistemas [20].

La concentración de NTK se mantuvo prácticamente constante, con valores menores a 1,0 mg/L, en todas las estaciones monitoreadas. La temperatura del agua se mantuvo en un rango de 26 a 30 °C, de acuerdo con la época del año. En términos generales, el caudal del río no es uniforme a lo largo del año, varía de 70 a 850 m³/s, debido a la regulación directa del embalse de Urrá I sobre la corriente. Actualmente son las necesidades de la generación eléctrica las que determinan los caudales del río, sin respetar los ritmos que regulan el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y su interacción con los terrestres [16].

De acuerdo con las concentraciones de DBO₅, la calidad del agua del río Sinú corresponde a condiciones de río limpio (<2,0 mg/L) a moderadamente limpio (2,0 a 3,0 mg/L) [21]; las estaciones de menor calidad son las influenciadas por la Ciénaga Grande del Bajo Sinú, debido a la dinámica hídrica descrita anteriormente.

En la tabla 1 se presentan los datos promedios de DBO_5 , DBO_5/DBO_u y k_d hallados para cada tramo de la corriente. La relación DBO_5/DBO_u tiene un valor cercano a la relación promedio para aguas residuales domésticas, que corresponde a 0,69 [14], lo cual podría significar un alto porcentaje de biodegradabilidad de la materia orgánica presente en el agua. Por otra parte, la relación DBO_5/DBO_u hallada para el río Sinú está acorde con los valores típicos reportados de 0,83 para aguas sin tratamiento y de 0,63 para aguas con tratamiento primario [1].

Tabla 1. Valores de DBO_5 , DBO_u y k_d utilizando el método de Thomas

Tramo	DBO_5 prom. (mg/L)	DBO_u prom. (mg/L)	k_d (d ⁻¹)	DBO_5/DBO_u
Alto	2,25	3,38	0,38	0,67
Medio	2,82	4,66	0,25	0,61
Bajo	2,92	4,65	0,28	0,63

Se simuló el comportamiento del OD a partir de la concentración de DBO_u , y se logró conseguir un porcentaje de error máximo del 5 % entre las curvas de OD medido y el simulado para cada uno de los meses caracterizados durante el período 2001 a 2007. La curva del OD simulado se conservó dentro de las respectivas desviaciones estándar de los datos tomados para cada mes, en cada estación. En las tablas 2 y 3 se muestran las tasas de k_d obtenidos en los tres tramos de la corriente y el análisis de varianza (ANOVA) realizado a los datos.

Tabla 2. Valores de la tasa de desoxigenación k_d para el modelo calibrado

Mes	Tasa de desoxigenación k_d		
	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
Marzo y abril	0,32	0,20	0,25
Mayo	0,17	0,10	0,30
Junio	0,50	0,30	0,30
Julio y agosto	0,17	0,10	0,55
Septiembre	0,20	0,10	0,25
Octubre, noviembre y diciembre	0,20	0,10	0,10
Promedio	0,26	0,15	0,29

Tabla 3. Análisis de varianza de la tasa de desoxigenación k_d para los tres tramos de la corriente del río Sinú

Fuente	Suma de cuadrados	G.I	Promedio de los cuadrados	Razón - F	Valor - P	Valor crítico para F
Entre grupos	0,0663	2	0,0331	2,1950	0,1458	3,6823
Dentro de los grupos	0,2266	15	0,0151			
Total (Corr)	0,2930	17				

Puesto que el valor de “P” de la tabla 3 es mayor a 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de los valores de k_d para los tres tramos con un nivel del 95 % de confianza. Lo anterior significa que es posible utilizar el valor promedio de k_d de cada tramo en las simulaciones, independiente de la época del año.

En las tablas 4 y 5 se muestran las tasas de k_a y el análisis de varianza correspondiente.

Tabla 4. Valores del coeficiente de reaireación para el modelo calibrado

Mes	Coeficientes de reaireación k_a		
	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
Marzo y abril	1,03	0,80	0,45
Mayo	0,30	0,35	0,95
Junio	1,20	0,75	0,95
Julio y agosto	0,30	0,35	0,95
Septiembre	1,00	0,60	0,30
Octubre, noviembre y diciembre	0,55	0,35	0,30
Promedio	0,73	0,53	0,65

Tabla 5. Análisis de varianza de la tasa de aireación k_a para los tres tramos de la corriente del río Sinú

Fuente	Suma de cuadrados	G.I	Promedio de los cuadrados	Razón - F	Valor - P	Valor crítico para F
Entre grupos	0,0663	2	0,0331	2,1950	0,1458	3,6823
Dentro de los grupos	0,2266	15	0,0151			
Total (Corr)	0,2930	17				

De igual forma que para la ANOVA anterior, el valor "P" de la tabla 5 es mayor a 0,05, lo cual indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de los valores de k_a para los tres tramos con un nivel del 95 % de confianza.

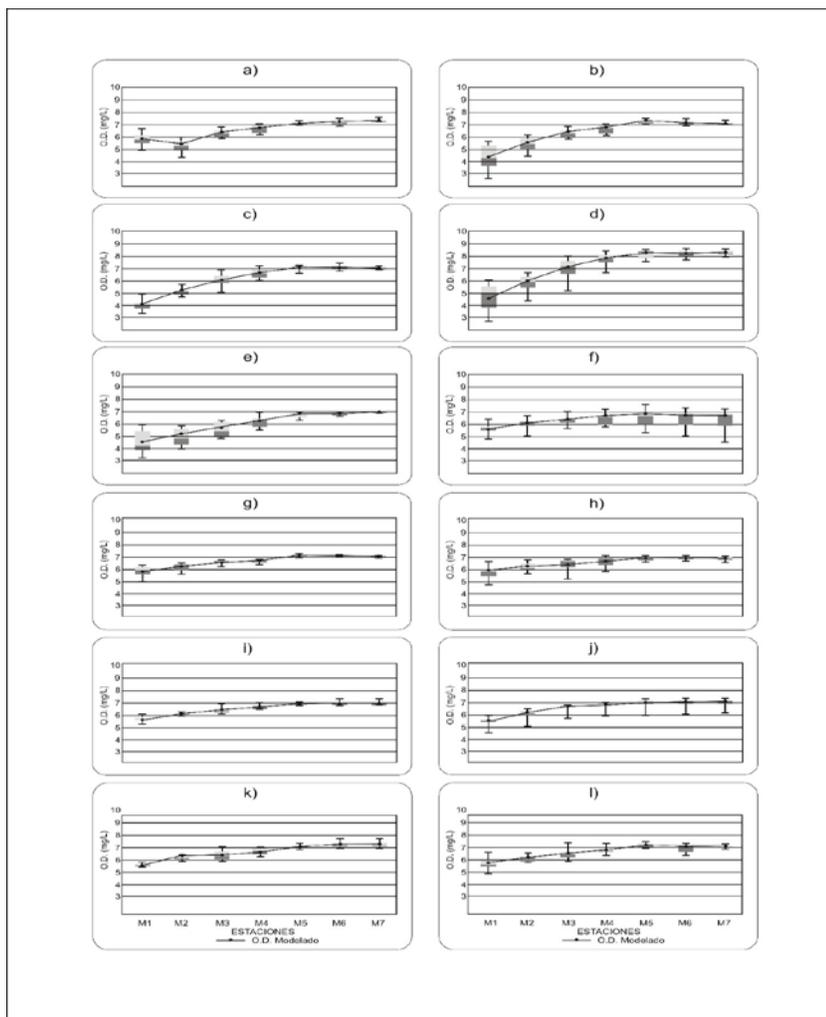
Los coeficientes k_d y k_a reflejan una tasa promedio de desoxigenación y reaireación acorde con la calidad del agua registrada en cada tramo. Esta situación coincide con lo reportado en la literatura [1], [13], que indica que los valores más altos de k_d están asociados con los sectores donde se reciben las cargas más altas de contaminación por materia orgánica [22]. Estos resultados contrastan con los valores de k_d y k_a en el tramo 2, que por ser menores reflejan condiciones de poca contaminación y un mayor poder de autopurificación del río en esta sección.

Los valores de k_d se encuentran en un rango entre 0,10 y 0,55 d^{-1} , que resultan similares a los encontrados por Martínez (2007) para tramos con baja contaminación en el río Cauca, Colombia (0,10 d^{-1} - 0,6 d^{-1}), en contraste con los reportados para los tramos con mayor contaminación (1,2 d^{-1} - 2,3 d^{-1}) por este autor [22]. Los valores de k_a se encuentran entre 0,30 y 1,2 d^{-1} , que están dentro del rango establecido para ríos que no reciben descargas tóxicas (0,06 a 0,96 d^{-1}), según Unda (2003) [13], y de condiciones típicas (0,40 a 1,5 d^{-1}), según Schnoor (1996) [23].

De acuerdo con el factor de Fair (f), que relaciona el efecto combinado de la oxigenación y desoxigenación en el proceso de autopurificación natural del agua, en función de k_d y k_a [15], el tramo 1 y el 3 se pueden clasificar en función de los coeficientes de autopurificación como corrientes grandes de velocidad normal ($2,0 < f < 3,0$), y el tramo 2 como corrientes de alta velocidad ($3,0 < f < 5,0$).

En la figura 2 se muestran los resultados de la validación realizada para las estaciones M1 a M7, debido a que a partir de 2008 las otras estaciones dejaron de operar. Se observó un buen ajuste de los datos de OD medidos con los de OD simulados a partir de las tasas obtenidas en la calibración del modelo, mostradas en las tablas 2 y 4. Sin embargo, se aprecia que el OD medido cambió en función de los meses del año y de estación a estación, tal como lo indica las ANOVAS construidas para el período de tiempo de la validación, en las que todos los valores de "P" resultaron ser menores a 0,05 en las matrices hechas en función de los meses del año y en función de las estaciones monitoreadas.

Lo anterior puede responder a las variaciones estacionales del caudal de los ríos, los cuales sufren cambios drásticos debido a las características hidrológicas y geológicas de sus cuencas hidrográficas. En consecuencia, el análisis exhaustivo de las características dinámicas de los procesos hidrogeológicos y la modelización de las características de la calidad del agua en el espacio - tiempo sigue siendo un gran reto que hay que superar [24].



Fuente: propia.

Figura 2. Comportamiento del oxígeno medido y simulado (2008-2014) en: a) enero, b) febrero, c) marzo, d) abril, e) mayo, f) junio, g) julio, h) agosto, i) septiembre, j) octubre, k) noviembre y l) diciembre

CONCLUSIONES

De acuerdo con los coeficientes de desoxigenación y reaireación hallados, el río Sinú presenta características típicas de corrientes con bajos niveles de contaminación orgánica y con una alta capacidad de autopurificación. Sin embargo, es necesario controlar las descargas de aguas contaminadas de origen antrópico, como las de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, en función de la capacidad depuradora de la corriente.

Los principales agentes que inciden en el déficit de oxígeno en el río Sinú son el embalse de Urrá I y los aportes de la Ciénaga Grande del Bajo Sinú, principalmente en las estaciones M1, M2 y M9, M10, respectivamente.

Con los valores de k_d y k_a definidos para cada tramo del río Sinú es posible establecer los límites de carga contaminante de los vertimientos que son arrojados en la corriente, lo cual facilita la planificación y gestión del recurso hídrico, y con ello su sostenibilidad ambiental.

REFERENCIAS

- [1] S. Chapra, *Surface Water Quality Modeling*, 2nd ed. Long Grove, Illinois: Waveland Press, 2008, pp. 10-12.
- [2] Y. Feng, W. Barr and W. F. Harper Jr., "Neural network processing of microbial fuel cell signals for the identification of chemicals present in water", *J. Environ. Manage.*, vol. 120, n° 15, pp. 84-92, Mar. 2013. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.018>.
- [3] Z. Ji., *Hydrodynamics and Water Quality: modeling rivers, lakes, and estuaries*, 2nd ed. New Jersey: Wiley- Interscience, 2008, pp. 78-125.
- [4] L. C. Brown and T. Barnwell, *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*. Athens: EPA/600/3-87-007, 1987.
- [5] S. Chapra, G. Pellettier, and H. Tao, *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.04: Documentation and Users Manual*, 2th ed. Medford: Civil and Environmental Engineering Dept, Tufts University, 2006.
- [6] T. A. Wool, R. B. Ambrose, J. L. Martin, and E. A. Comer, "Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 6.0 DRAFT: User's Manual". Athens: Environmental Protection Agency, 2006, pp. 1-99.
- [7] P. Reichert, *River Water Quality Model*. London, United Kingdom: IWA Publishing, 2001, pp. 186-250.

- [8] S. Marsili and E. Giusti, "Water quality modelling for small river basins", *Environ. Model. Softw*, vol. 23, pp. 451-463, 2008. Doi: 10.1016/j.envsoft.2007.06.008
- [9] D. M. Arroyave, A. A. Moreno, F. M. Toro, D. Gallego y L. F. Carvajal, "Estudio del modelamiento de la calidad del agua del Río Sinú, Colombia", *Rev. ing. univ. Medellín*, vol. 12, n° 22, pp. 33-44, 2013.
- [10] D. Chin, "Water-Quality Engineering in Natural Systems", 2nd ed. New Jersey: Wiley and Sons, 2013, pp. 36-40. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.11.063
- [11] S. Lin, *Water and Wastewater Calculations Manual*, 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 2007, pp. 30-65.
- [12] C. Sierra, *Calidad del Agua: Evaluación y Diagnóstico*. Medellín, Colombia: Sello Editorial Universidad de Medellín y Ediciones de la U., 2011, pp. 124-160.
- [13] F. Unda, *Ingeniería Sanitaria Aplicada a Saneamiento y Salud Pública*. Ciudad de México, México: Limusa, 2003, pp. 250-280.
- [14] A. Orozco, *Bioingeniería de Aguas Residuales: Teoría y diseño*, 2^a ed. Bogotá, D.C., Colombia: Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ACODAL), 2014, pp. 36-52.
- [15] A. Nemerow, *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. Madrid, España: Díaz de Santos, 1998, pp. 82-110.
- [16] Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge, CVS y Universidad de Córdoba, "Fases de Prospección y Formulación del Plan de Ordenamiento y Manejo Integral de la Cuenca Hidrográfica del Río Sinú (Pomca-Rs), Montería". Colombia: Universidad de Córdoba, 2006, pp. 25-76.
- [17] Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge, CVS, "Informe sobre las Amenazas de Erosión Fluvial e Inundaciones en la Cuenca del Río Sinú", Corporación Autónoma de los Valles del Sinú y San Jorge, CVS, departamento de Córdoba, febrero de 2014.
- [18] American Public Health Association American Water Works Association and Water Environment Federation, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, D.C.: AWWA, 2005.
- [19] P. R. Kannel, S. Lee, Y. S. Lee, S. R. Kanel and G. J. Pelletier, "Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal", *Ecol. Model*, vol. 83, pp. 503-517, 2007. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.12.033
- [20] C. H. Ko, F. C. Chang, T. M. Lee, P. Y. Chen, H. H. Chen, H. L. Hsieh, and C. Y. Guan, "Impact of flood damage on pollutant removal efficiencies of a subtropical urban constructed wetland", *Sci. Total Environ*, vol. 408, n° 20, pp. 4328-4333, July 2010. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.06.047

- [21] Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, *Guía metodológica para el establecimiento de objetivos de calidad de los cuerpos de agua en ausencia de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH). Metodología "MESOCA"*. Bogotá, D.C., Colombia: Minambiente, 2006.
- [22] A. Martínez, A. Galvis y J. Holguín, "Optimización de la modelación de la calidad del agua del Río Cauca. Tramo La Balza - Anacaro", en *Conferencia Latinoamericana de Saneamiento (LATINOSAN)*, Cali, Colombia, 2007.
- [23] J. L. Schnoor, *Environmental Modeling*. New York: John Wiley & Sons, 1996, pp. 158-238.
- [24] F. J. Chang, Y. H. Tsai, P. A. Chen, A. Coynel, and G. Vachaud, "Modeling water quality in an urban river using hydrological factors - Data driven approaches", *J. Environ. Manage.*, vol. 151, pp. 87-96, January 2015. Doi:10.1016/j.jenvman.2014.12.014