

Modelación Matemática de la capacidad de autodepuración de corrientes superficiales. Caso de estudio: Río Portoviejo, Ecuador

Luis Santiago Quiroz Fernández

correo electrónico: lquiroz@utm.edu.ec

Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

Artículo Original

Elena Izquierdo Kulich

correo electrónico: elenaik@fq.uh.cu

Universidad de La Habana, Cuba

Carlos Menéndez Gutiérrez

correo electrónico: carlosm@tesla.cujae.edu.cu

Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, Cujae, La Habana, Cuba

Resumen

Se propone un modelo fenomenológico para describir la variación de la concentración de oxígeno disuelto con respecto a la distancia del punto de vertimiento de aguas residuales en ríos. El modelo considera los procesos de biodegradación de contaminantes y transferencia de oxígeno a través de la interfase aire-agua y fue aplicado para estudiar la contaminación existente en el río Portoviejo, Manabí, Ecuador. Los datos experimentales observados fueron ajustados a una solución analítica aproximada del sistema de ecuaciones espaciales no lineales obtenido, a partir de lo cual fue posible estimar los parámetros relacionados con la biodegradación y reoxigenación en dos zonas del río y evaluar la capacidad de autodepuración de la corriente en ambas zonas.

Palabras claves: medio ambiente, modelación matemática, dimensión fractal, contaminación de ríos

Recibido: 3 de febrero del 2015 Aprobado: 29 de enero del 2016

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de las comunidades humanas se ha realizado históricamente en las zonas cercanas a los ríos, los que son utilizados como fuente de agua para consumo doméstico e industrial, así como zona de vertimiento de los desechos sólidos y aguas residuales, lo cual genera importantes problemas de contaminación que no solo influyen sobre el medio ambiente, sino que además disminuyen la calidad del agua que pudiera ser empleada para consumo de la población [1-3].

Actualmente, la preservación y conservación del medio ambiente constituye una necesidad del hombre y una obligación jurídica, por lo que se llevan a cabo numerosos estudios para mitigar los problemas ambientales causados por el consumo masivo de la sociedad [4-7].

En el caso de los ríos estas soluciones de protección o de saneamiento dependen de la capacidad de autodepuración natural, que en este contexto se identifica con la capacidad que tenga la corriente superficial para asimilar el vertido de un residual y restituir la calidad del agua. Para describir este fenómeno se han desarrollado modelos matemáticos que toman en consideración los mecanismos principales de transporte de contaminantes y la depuración natural mediante la degradación por los microorganismos presentes en el río [8 - 11].

El objetivo de este trabajo es proponer un modelo matemático para describir el comportamiento de la concentración del oxígeno disuelto con respecto a la distancia del punto de vertimiento de aguas residuales en ríos, para estimar la capacidad de autodepuración

de la corriente a partir de los resultados experimentales observados.

El río Portoviejo, localizado en la región central de la provincia de Manabí en Ecuador, según estudios realizados indican que esta cuenca hidrográfica presenta graves problemas de contaminación [12,13], debido principalmente a las descargas de aguas residuales y vertimientos de desechos sólidos en diferentes puntos a lo largo de su cauce, en este contexto, el modelo obtenido fue utilizado para estudiar la capacidad de autodepuración del mismo, además predecir su comportamiento para caudales extremos e identificar la zona en la cual se requiere un tratamiento previo del residual vertido.

OBTENCIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO

En un trabajo anterior [14], se propuso un modelo matemático para describir la variación de la biomasa, oxígeno y sustrato a lo largo de una corriente superficial en la sección posterior a un punto de vertimiento de agua residual. Este modelo está constituido por un sistema de ecuaciones diferenciales no lineales que no tienen solución analítica exacta, siendo necesario el empleo de métodos numéricos. Esto implica que la utilización de este modelo para la predicción tiene como limitación práctica la necesidad de conocer de antemano el valor de las constantes de velocidad asociadas a cada uno de los procesos que ocurren, los cuales son característicos de cada corriente en particular. El modelo que se describe a continuación se establece con la intención de superar esta limitación práctica.

Para obtener el modelo que describe la variación de la concentración de oxígeno disuelto en la dirección del recorrido de la corriente, esta última se visualiza como un canal rectangular de flujo uniforme y donde no se considera efecto dispersivo, de profundidad D y ancho W , donde dz representa la distancia desde el punto de vertimiento del agua residual hasta un punto distante cualquiera. Esta distancia así establecida define la zona de estudio (figura 1).

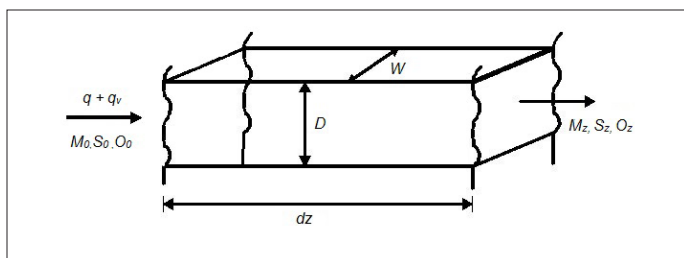


Fig. 1. Esquema de la sección considerada

donde:

q : Caudal del río antes del punto de vertimiento ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

q_v : Caudal de vertimiento del residual ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

M_0 : Concentración de microorganismos (SSV) en el punto de vertimiento ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

S_0 : Concentración de DBO en el punto de vertimiento ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

O_0 : Concentración de oxígeno disuelto en el punto de vertimiento ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

M_z : Concentración de microorganismos a la distancia z del punto de vertimiento ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

S_z : Concentración de DBO a la distancia z del punto de vertimiento ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

O_z : Concentración de oxígeno disuelto a la distancia z del punto de vertimiento ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

A partir de seleccionar una longitud dz con respecto al punto de vertimiento se establecen las siguientes consideraciones:

i) La concentración de contaminantes biodegradables se caracteriza de forma global a través de la DBO.

ii) Existe un flux de entrada de oxígeno a través de la interfase aire-agua.

iii) La distancia dz es lo suficientemente pequeña como para que se pueda considerar que existe una mezcla perfecta de todos los componentes, de tal forma, que la concentración de oxígeno disuelto y de DBO es igual a la concentración de salida.

iv) Los microorganismos emplean el sustrato fundamentalmente para el mantenimiento de sus funciones metabólicas, de tal forma, que la concentración de biomasa puede considerarse constante en el tiempo.

v) La cinética de remoción del sustrato en presencia de oxígeno se expresa a través de la relación [15].

$$\mu = kSO \quad (1)$$

donde:

k : Constante de velocidad de remoción de sustrato ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$).

S : Concentración de DBO ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

O : Concentración de oxígeno disuelto ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

Considerando las suposiciones establecidas y tomando en cuenta la ley de conservación de la masa [16], se obtiene el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales temporales:

$$\begin{aligned} V \frac{dS_z}{dt} &= -kS_zO_zV + qS_0 - qS_z \\ V \frac{dO_z}{dt} &= ha(O_0 - O_z) - Y_{O/S}kS_zO_zV + qO_0 - qO_z \\ S_z(0) &= S_0 \\ O_z(0) &= O_0 \end{aligned} \quad (2)$$

donde:

V : Volumen ($DWdz$) de la sección de la corriente en estudio (m^3).

h : Coeficiente de transferencia de oxígeno a través de la interfase aire - agua ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

a : Área longitudinal (Wdz) de la sección considerada (m^2).

$Y_{O/S}$: Coeficiente de rendimiento oxígeno/sustrato.

En estado estacionario las derivadas temporales que aparecen en el lado izquierdo del sistema de ecuaciones (2) se hacen igual a cero, de tal forma que dividiendo por $DWdz$ se obtiene:

$$\begin{aligned} 0 &= -kS_zO_z + \frac{q}{DW} \left(\frac{S_0 - S_z}{dz} \right) \\ 0 &= \frac{h}{D}(O_0 - O_z) - Y_{O/S}kS_zO_z + \frac{q}{DW} \left(\frac{O_0 - O_z}{dz} \right) \end{aligned} \quad (3)$$

Tomando en cuenta que la velocidad v (m.s⁻¹) de la corriente está dada por:

$$v = \frac{q}{DW} \quad (4)$$

y aplicando el límite $dz \rightarrow 0$ se obtiene el sistema de ecuaciones diferenciales espaciales con una aproximación de primer orden:

$$\begin{aligned} \frac{dS_z}{dz} &= -\frac{k}{v} S_z O_z \\ \frac{dO_z}{dz} &= \frac{h}{Dv} (O_0 - O_z) - \frac{Y_{O/S}k}{v} S_z O_z \end{aligned} \quad (5)$$

Sujeto a las condiciones de contorno:

$$\begin{aligned} S_z(0) &= S_0 \\ O_z(0) &= O_0 \end{aligned} \quad (5 \text{ a})$$

Si se definen las variables y parámetros no-dimensionales:

$$\beta = \frac{S_z}{S_0}; \gamma = \frac{O_z}{O_0}; \eta = \frac{z}{Z} \quad (5 \text{ b})$$

$$\varphi_1 = Z \frac{k}{v} O_0; \varphi_2 = \frac{Z h}{D v}; \varphi_3 = Z \frac{Y_{O/S} k}{v} S_0 \quad (5 \text{ c})$$

donde

Z representa la distancia total desde el punto de vertimiento, entonces el sistema de ecuaciones diferenciales (5) se reescribe de la forma:

$$\begin{aligned} \frac{d\beta}{d\eta} &= -\phi_1 \beta \gamma \\ \frac{d\gamma}{d\eta} &= \phi_2 (1 - \gamma) - \phi_3 \beta \gamma \\ \beta(0) &= 1 \\ \gamma(0) &= 1 \end{aligned}$$

El sistema de ecuaciones diferenciales (6) es no lineal y no tiene solución analítica explícita, pero es posible obtener una solución analítica aproximada a través de un sistema de ecuaciones lineales que sí tiene solución analítica exacta.

El sistema de ecuaciones diferenciales lineales puede ser obtenido a través de un desarrollo en series de Taylor, alrededor de la condición de contorno del lado derecho de la ecuación (6), y está dado por:

$$\begin{aligned} \frac{d\beta}{d\eta} &= -\phi_1 (\beta + \gamma - 1) \\ \frac{d\gamma}{d\eta} &= \phi_2 + \phi_3 - \beta \phi_3 - \gamma \phi_2 - \gamma \phi_3 \\ \beta(0) &= 1 \\ \gamma(0) &= 1 \end{aligned} \quad (7)$$

La solución analítica exacta de la ecuación (7), obtenida a partir de la aplicación de la transformada de Laplace [17], está dada por:

$$\begin{aligned} \beta(\eta) &= \exp(-\eta A) (\cosh \eta B + D \sinh \eta B) \\ \gamma(\eta) &= 1 - C (\sinh \eta B) \exp(-\eta A) \end{aligned} \quad (8)$$

donde:

$$\begin{aligned} A &= \frac{1}{2} (\phi_1 + \phi_2 + \phi_3) \\ B &= \sqrt{A^2 - \phi_1 \phi_2} \\ C &= \frac{\phi_3}{B} \\ D &= \frac{1}{2} \frac{(\phi_2 - \phi_1 + \phi_3)}{B} \end{aligned} \quad (9)$$

Como la idea fundamental consiste en determinar la capacidad de autodepuración del río a partir de los valores observados de la concentración de oxígeno disuelto con respecto a la distancia del punto de vertimiento, la expresión analítica aproximada que describe este comportamiento se obtiene dimensionando la solución obtenida, de tal forma que:

$$O_z = O_0 (1 - C_3 (\sinh C_2 z) \exp(-C_1 z)) \quad (10)$$

donde:

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{1}{2} \left(\frac{k}{v} (O_0 + Y_{O/S} S_0) + \frac{h}{Dv} \right) \\ C_2 &= \sqrt{(C_1)^2 - \frac{k}{v} \frac{h}{Dv} O_0} \\ C_3 &= \frac{k Y_{O/S} S_0}{v C_2} \end{aligned} \quad (11)$$

Ajustando los datos experimentales mediante regresión no lineal a la ecuación (10), los valores de las constantes C_1 , C_2 y C_3 estimadas pueden emplearse para calcular, a partir del sistema de ecuaciones algebraicas no lineales (11), los valores de h y k , que son los parámetros relacionados con la capacidad de reoxigenación y degradación de contaminantes de la corriente respectivamente.

APLICACIÓN DEL MODELO PARA EL ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL RÍO PORTOVIEJO

Para caracterizar la capacidad de autodepuración del río Portoviejo fueron tomados los datos experimentales históricos proporcionados por el Gobierno Provincial de Manabí del comportamiento medio de la concentración de oxígeno disuelto en diferentes puntos del río, donde la sección geográfica considerada incluye una laguna donde se vierten desechos municipales, y que a su vez se divide en dos secciones bien definidas: antes de la laguna donde se vierten las aguas residuales generadas por la población y después de la laguna.

Las distancias entre dos puntos consecutivos de muestreo, determinadas por la longitud de la línea recta que une a estos, deben corregirse debido a la morfología irregular del río, la cual se muestra en la figura 2.

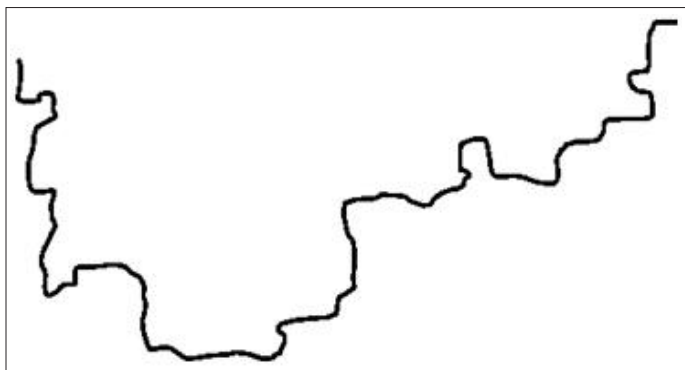


Fig. 2. Morfología del río Portoviejo.

La medición de distancias en líneas irregulares resulta complicada si se emplea la geometría euclidiana, siendo más aconsejable el empleo de la geometría fractal [18]. En este caso la longitud real de la línea irregular que existe entre dos puntos se estima a través de la relación:

$$L_{\text{real}} = L^f \quad (12)$$

donde:

L : Longitud de la línea recta que une a los dos puntos.

f : Dimensión fractal, la cual toma un valor fraccionario comprendido entre 1 y 1.5 [18].

La dimensión fractal puede ser estimada a partir de una imagen de la línea irregular, para lo cual la imagen total se divide en celdas y se cuenta el número de estas en las cuales se encuentra parte de la línea. Este procedimiento se repite disminuyendo progresivamente el tamaño

(l) de las celdas, de tal forma, que la dimensión fractal se determine a partir de la relación:

$$f = \lim_{l \rightarrow 0} \frac{\ln \phi}{\ln \frac{1}{l}} \quad (13)$$

donde ϕ representa el número de celdas no vacías. La determinación de la dimensión fractal se realiza mediante el empleo de programas de computación apropiados para el tratamiento de imágenes.

Para determinar la dimensión fractal del río Portoviejo (figura 2) se hizo uso del programa ImageJ (Wayne Rasband National Institutes of Health, USA), obteniéndose los resultados que se muestran en la figura 3 y el valor de dimensión fractal calculado por el método del conteo de cajas:

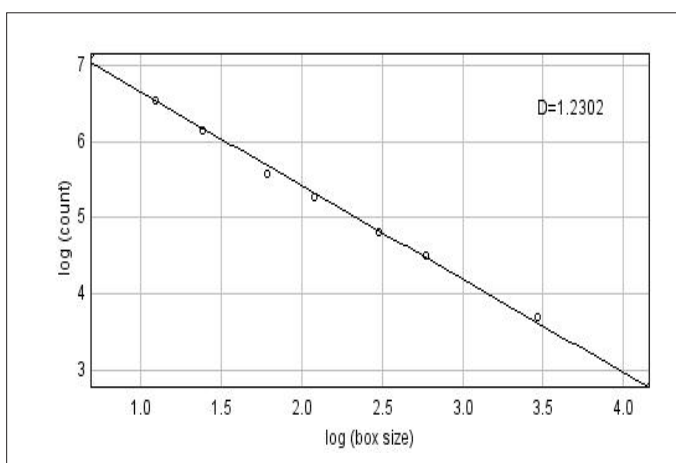


Fig. 3. Determinación de la dimensión fractal del río Portoviejo.

Los resultados experimentales obtenidos y las distancias corregidas utilizando la ecuación (12), fueron ajustados mediante el método Marquard de regresión no lineal (STATGRAPHICS Plus 5.1) al modelo dado por la ecuación (10), obteniéndose los resultados que se presentan en la tabla 1.

Tabla 1 Modelo ajustado a partir de los datos experimentales históricos		
Zona*	Modelo ajustado	R ² (%)
1	8,65 (1-10, 83 (sinh 0,007 8z) exp (-0,074 5z))	80,461
2	8,27 (1-1,06 (sinh 1,057 8z) exp (-1,086 5z))	83,346

*La zona 1 es la que se encuentra antes de la laguna y la zona 2 después de la laguna.

A partir de los parámetros estimados del modelo estadístico se obtuvieron mediante el sistema de ecuaciones (11) los parámetros $h/(vD)$ y k/v en cada una de las secciones analizadas, resultados que se muestran en la tabla 2. Estos valores fueron empleados para describir el comportamiento teórico del oxígeno disuelto mediante

la solución numérica del sistema de ecuaciones (5). En las figuras 4a) y 4b) se muestra la comparación entre los resultados experimentales observados y los resultados teóricos predichos.

Tabla 2

Concentración de DBO y OD en el punto de vertimiento y valores calculados de los parámetros relacionados con la autodepuración del río

Parámetro	Zona 1	Zona 2
O_0 (mg/L)	8,72	8,26
$Y_{O/S} S_0$ (mg/L)	10	14
$h/(vD)$	0,074 8	0,092 3
k/v	0,008 4	0,080 5

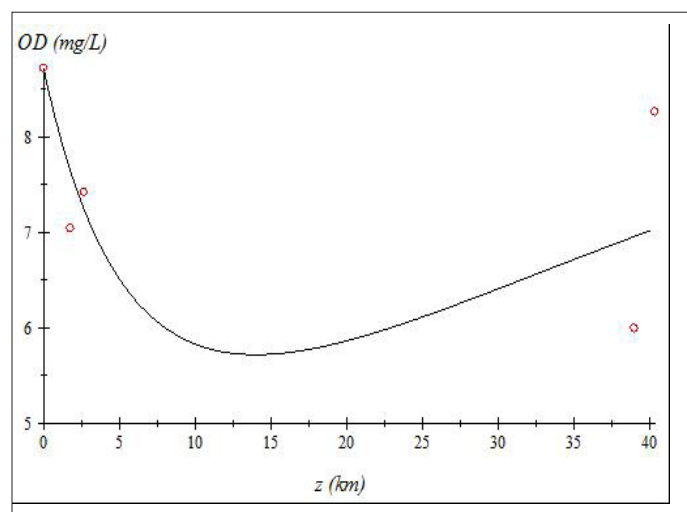


Fig. 4. a)

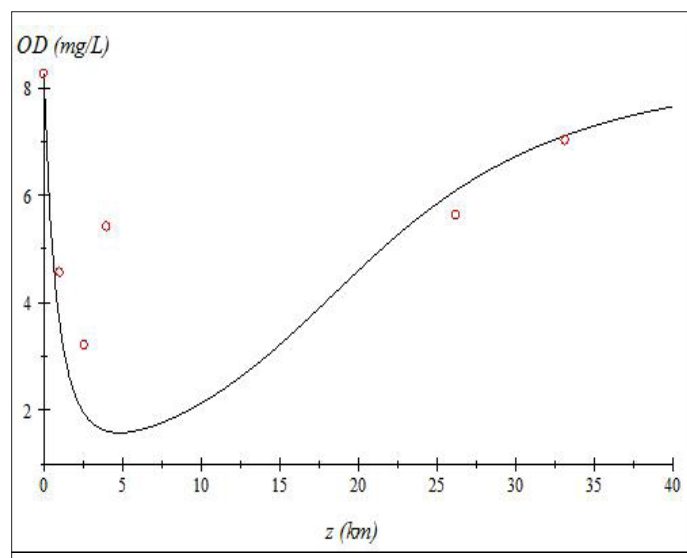


Fig. 4. b)

Resultados experimentales (puntos) vs teóricos (líneas) del comportamiento de la concentración de oxígeno disuelto en función de la trayectoria en el río Portoviejo: a) antes de la laguna; b) después de la laguna.

DISCUSIÓN

Comparando el valor de los parámetros en ambas zonas del río, se puede apreciar que el valor de $h/(vD)$ presenta el mismo orden de magnitud en ambas secciones, lo cual es un resultado esperado si se toma en cuenta que no existen cambios apreciables en el ancho y profundidad del río, así como del caudal en ambas zonas. Las diferencias se aprecian en este caso en el valor de la relación k/v , debida a las consideraciones establecidas para la obtención del modelo, involucra a la concentración de biomasa presente. En este caso se obtuvo una diferencia apreciable en los valores determinados para cada zona, donde en la región después de la laguna el valor es 10 veces superior. Este resultado se explica considerando que en esta región el vertimiento implica una mayor carga contaminante, originado por un tratamiento deficiente de las aguas residuales de la población en la laguna. Como consecuencia, la zona posterior a la laguna presenta un mayor déficit de oxígeno, indicativo de un mayor deterioro ambiental.

En las figuras 5 a) y 5 b) se muestran las predicciones del modelo en relación con el comportamiento de oxígeno disuelto, considerando valores extremos de caudal en relación con el valor promedio, cuyo valor está implícito en los parámetros calculados. En este caso se aprecia que, en épocas de lluvia, cuando el caudal del río se eleva de forma apreciable, el déficit de oxígeno es particularmente importante en la zona posterior a la laguna, lo que sugiere la necesidad de establecer un tratamiento apropiado de las aguas residuales provenientes de esta antes de su vertimiento al río. Esta disminución de la capacidad de autodepuración del río con respecto al incremento del caudal para ambas zonas se explica si se considera que al incrementarse el flujo disminuye el tiempo de residencia de los contaminantes en el río y, por lo tanto, disminuye la degradación de sustrato.

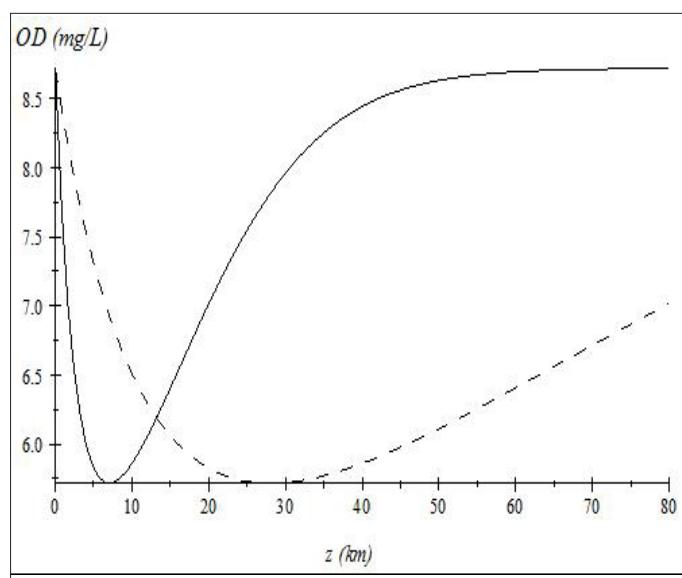


Fig. 5. a)

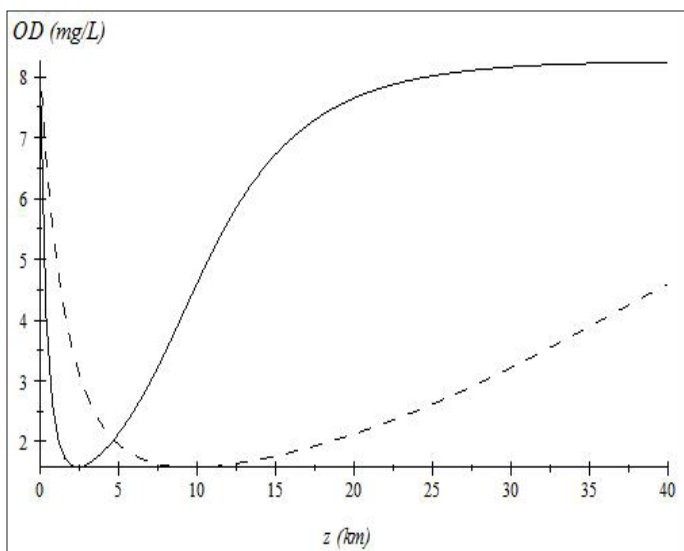


Fig. 5. b)
Predicción del comportamiento de la concentración de oxígeno disuelto en el río Portoviejo: a) antes de la laguna; b) en la zona posterior a la laguna para valores distintos de caudal del río. La línea sólida corresponde a un menor caudal.

CONCLUSIONES

El modelo fenomenológico obtenido permite describir la variación de la concentración de DBO y oxígeno disuelto con respecto a la distancia del punto de vertimiento en ríos. El mismo consiste de un sistema de ecuaciones diferenciales no lineales sin solución analítica exacta, pero en el que se puede obtener una solución analítica aproximada, a partir de la cual se estima mediante datos experimentales y el uso de técnicas de regresión no lineal los parámetros asociados a la degradación de DBO y reoxigenación, que son indicadores de la capacidad de autodepuración de la corriente.

El modelo se empleó para estudiar la contaminación en dos zonas del río Portoviejo y predecir el comportamiento del oxígeno disuelto para valores extremos de caudal. De acuerdo con los resultados predichos por el mismo, se puede concluir que los valores del parámetro relacionado con la capacidad de reoxigenación $h/(vD)$ no tienen una variación significativa, no obstante, el parámetro relacionado con la capacidad de degradación de contaminantes (k/v) si representa que existe un mayor grado de contaminación en la segunda zona del río analizada, por lo que es necesario un tratamiento previo adecuado de las aguas residuales vertidas en ese punto.

REFERENCIAS

1. KIFANYI, G.; SHAYO, B.; NDAMBUKI, J.: "Performance of community based organizations in managing sustainable urban water supply and sanitation projects". *Int. J. Phys. Sci.* 2013, vol. 8, pp. 1558-1569. ISSN: 1992-1950. Disponible en Web: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/>
2. ELIMELECH, M.: "The Global Challenge for adequate and Safe Water". *J. Water Supply, Res. Technol.-AQUA.*

2006, vol. 55, pp. 3-10. ISSN: 0003-7214. Disponible en Web: <http://www.iwaponline.com/jws/055/jws0550003.htm> [consultado agosto 2014].

3. ABERA, S.; ZEYINUDIN, A. et al.: "Bacteriological analysis of drinking water source". *Afr. J. Microbiol. Res.* 2011, vol. 5, pp. 2638-2641. ISSN: 1996-0808. Disponible en Web: http://www.researchgate.net/publication/233893456_Bacteriological_analysis_of_drinking_water_sources [consultado agosto 2014].

4. AHMAD, R.: "Studies on the chemistry control of some selected drinking and industrial waters". *Pak. J. Sci. Ind. Res.* 2005, vol. 48, pp. 174-179. ISSN: 0030-9885. Disponible en Web: <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=17107250> [consultado agosto 2014].

5. AYDIN, A.: "The microbiological and physico-chemical quality of ground water in west Thrace, Turkey". *Polish J. Environ. Stud.* 2007, vol.16, pp. 377-383. ISBN: 1230-1485. Disponible en Web: <http://www.pjoes.com/pdf/16.3/377-383.pdf> [consultado julio 2014].

6. BAIG, S.; XINHUA, X.: "Pakistan's drinking water and environmental sanitation status in post 2010 flood scenario: humanitarian response and community needs". *J. App. Sci. Environ. Sanit.* 2012, vol. 7, pp. 49-54. ISSN: 0126-2807. Disponible en Web: <https://scholar.google.com/ec/>

7. BAIG, S.; MAHMOOD, Q.: "Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter - A decentralized approach". *Ecological Engineering.* 2011, vol. 37, pp. 1842-1848. ISSN: 0925-8574. Disponible en Web: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857411001984> [consultado septiembre 2014].

8. OLATUNJI, S.; OSIBANJO, O.: "Eco-partitioning and indices of heavy metal accumulation in sediment and Tilapia zillii fish in water catchment of River Niger at Ajaokuta, North Central Nigeria". *International Journal of Physical Sciences.* 2013, vol. 8, pp. 1111-1117. ISSN: 1992-1950. Disponible en Web: <http://www.academicjournals.org/journal/IJPS/article-abstract/E89F10631343> [consultado agosto 2014].

9. KACHIASHVILI, K.; GORDEZIANI, D. et al.: "Modeling and simulation of pollutants transport in rivers". *Applied Mathematical Modelling.* 2007, vol. 31, núm. 7, pp.1371-1396. ISSN: 0307-904X. Disponible en Web: http://ac.els-cdn.com/S0307904X06001041/1-s2.0-S0307904X06001041-main.pdf?_tid=6b7c006c-6970-11e4-88b2-00000aabb0f6b&acdnat=1415689408_c5987df16fa6058feaf230221bf6a46f [consultado agosto 2014].

10. BAIG, S.; XINHUA, X.; KHAN, R.: "Microbial water quality risks to public health: potable water assessment for a flood-affected town in northern Pakistan". *Rural and Remote Health.* 2012, vol. 12, pp. 2196-2204. ISSN: 1445-6354. Disponible en Web: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22963250> [consultado octubre 2014].

11. **OMRAN, H.; FATTAH, M.; SULAIMAN, S.** "A model for removing sediments from open channels". *International Journal of Physical Science*. 2014, vol. 9, pp. 61-70. ISSN: 1992-1950. Disponible en Web: <http://www.academicjournals.org/journal/IJPS/article-abstract/109B58B45298> [consultado octubre 2014].
12. **QUIROZ FERNÁNDEZ, Luis:** "Determinación de la contaminación del río Portoviejo y su impacto ambiental, parroquia Picoazá 2011". Director: Kelvin Chávez. Tesis de Maestría, Universidad de Guayaquil, Ecuador, 2013.
13. **MACÍAS, R.; DÍAZ, S:** "Estrategias generales para el control y prevención de la contaminación del agua superficial en la cuenca del río Portoviejo". *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*. 2010, vol. 4, pp. 1-7. ISSN: (Versión impresa) 0253-5688.
14. **QUIROZ FERNÁNDEZ, Luis Santiago; IZQUIERDO KULICH, Elena; MENÉNDEZ GUTIÉRREZ, Carlos.** "Modelo fenomenológico para describir la capacidad de autodepuración de corrientes superficiales". *Revista Cubana de Ingeniería*. 2015, vol. 6, núm. 2, pp. 65-70. ISSN: 2223-1781. Disponible en Web: <http://rci.cujae.edu.cu/index.php/rci/article/view/308>.
15. **BAILEY, J.; OLLIS, R.:** *Biochemical Engineering fundamentals*. New York: McGraw-Hill, 1986, pp. 303-502. ISBN: 978-0070666016.
16. **BIRD, R.:** *Transport Phenomena*. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons. 2006, pp. 422-450. ISBN 978-0470115398.
17. **CAMPBELL, STEPHEN:** *Introducción a las ecuaciones diferenciales*. México: McGraw-Hill, 1997. ISBN 970-10-1872-9.
18. **MANDELBROT, B.** *The Fractal Geometry of Nature*. Barcelona: Tusquets editors. 1998, pp. 14-24. ISBN: 978-0716711865

AUTORES

Luis Santiago Quiroz Fernández

Ingeniero Civil, Profesor, Magíster en Administración Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

Elena Izquierdo Kulich

Ingeniera Química, Doctora en Ciencias Técnicas, Profesora Titular, Facultad de Química, Universidad de La Habana, Cuba

Carlos Menéndez Gutiérrez

Ingeniero Químico, Doctor en Ciencias Técnicas, Profesor Consultante, Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, Cujae, La Habana, Cuba

Mathematical Modeling of Self- Purification Capacity of Surface Currents. Study Case: Portoviejo River, Ecuador

Abstract

It is proposed a phenomenological model to describe the behavior of oxygen concentration with respect to distance from wastewater loading into the river. It taken into account processes associated with contaminants biodegradation and oxygen transfer through interface air-water. The model was used to study contamination of Portoviejo River, Manabí, Ecuador. Experimental results were adjusted to an approximate solution of the obtained no-linear equations system, and it was possible to estimate parameters which are related with the capacity of self-purification of two river zones.

Key words: enviromental, mathematical model, fractal dimension, river contamination