

SIMULACIÓN DE MODELOS PROPUESTOS POR MICHAELIS-MENTEN Y MONOD, PARA BIODEGRADACIÓN DE BENCENO, TOLUENO Y XILENO EN SUELOS ARENOSOS, UTILIZANDO SOFTWARE

SIMULATION OF MODEL PROPOSED BY MICHAELIS-MENTEN AND MONOD FOR BIODEGRADATION OF BENZENE, TOLUENE AND XYLENE IN SANDY SOIL USING SOFTWARE

¹Walter Ibárcena Fernández

RESUMEN

La contaminación del agua subterránea por compuestos orgánicos, representa un potencial problema de salud pública. Los compuestos de benceno, tolueno y xileno (BTX), que son los principales constituyentes de la gasolina, están presentes en aguas subterráneas, debido al derramamiento del hidrocarburo de los tanques de almacenaje. La biorremediación es la técnica más ampliamente utilizada, entre todos los métodos empleados para tratar lechos freáticos contaminados por BTX. El presente trabajo efectúa la modelación de transporte y biodegradación de compuestos BTX en suelo arenoso saturado, empleando los modelos cinéticos de Michaelis Menten y Monod, y hace una comparación entre ambos para situaciones similares, utilizando FEMLAB, [versión 3.1], una herramienta que permite efectuar la simulación y realizar las gráficas según los requerimientos. Los resultados del experimento realizado por *Mohammed y Allayla* (1996) - que utilizaron un tanque de arena a escala experimental - y los resultados obtenidos en la simulación de los modelos cinéticos de Monod y Michaelis-Menten - empleando software para su modelamiento - consideramos satisfactorios. Al compararse con los resultados propuestos por *Mohammed N, Allayla* (1996), las curvas obtenidas siguen la misma tendencia, como puede apreciarse en las gráficas que resultaron del presente trabajo.

Palabras clave: Biodegradación, suelos arenosos, simulación, BTX.

ABSTRACT

The groundwater contamination by organic compounds, represents a potential public health problem. The compounds of benzene, toluene and xylene (BTX), which are major constituents of gasoline, its presence in groundwater is very common, due to spillage of hydrocarbon storage tanks. Bioremediation is the most widely technique used among all the used methods to treat contaminated groundwater by BTX. The present work has to do with carrying out the modeling of transport and biodegradation of BTX compounds in saturated sandy soil using kinetic models of Michaelis Menten and Monod, and a comparison between both of them for similar situations, doing this work by using the software FEMLAB 3.1, which is a tool used to perform the simulation and obtain the graphs according to the requirements. The results of the experiment made by *Mohammed and Allayla* (1996); who used a sand tank pilot scale, and results obtained in the simulation of kinetic models and Michaelis-Menten Monod, using software for modeling consider satisfactory when compared with the results given by *Mohammed and, Allayla* (1996), the obtained curves follow the same trend, as seen in the graphs that resulted from this work.

Keywords: Biodegradation, sandy soils, simulation, BTX.

INTRODUCCIÓN

Una de las mayores fuentes abastecedoras de agua para la industria y para las ciudades son las llamadas aguas de superficie (ríos, lagos, etc.) y acuíferos. Estos últimos principalmente son contaminados con frecuencia, debido a problemas por derrames, accidentes durante la exploración, refinamiento, transporte y operaciones de almacenamiento de petróleo y sus derivados. La Agencia Ambiental Norteamericana (EPA) estima que existen más de 1,5

millones de tanques subterráneos de almacenamiento de gasolina en Estados Unidos (Cordazzo, 2000).

En el Perú, al año 2013 existían aproximadamente 3,850 estaciones de servicio de expendio de combustible (Diario Gestión, 2013), sin contar las estaciones clandestinas, muchas de ellas provienen de la década del 80, si se estima como vida útil unos 25 años, estarían próximas al final de su vida útil, pudiendo esperarse un aumento de ocurrencias de filtrado en los puestos de expendio.

Al contacto con el agua subterránea, la gasolina se

¹ Doctor en Ciencias y Tecnologías Medio Ambientales, Maestro en Ciencias Computación e Informática, Ingeniero Pesquero, Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Tacna-Perú.

disuelve parcialmente, liberando los compuestos llamados BTX (Benceno Tolueno Xileno), que son sus constituyentes. Los componentes de la gasolina que tienen mayor solubilidad en agua son los hidrocarburos monocromáticos, benceno, tolueno, xileno (orto, meta, para). Estos contaminantes son los primeros que irán a la napa freática. Son considerados sustancias peligrosas por ser depresoras del sistema nervioso central y especialmente el benceno que es sustancia cancerígena (Espinoza, 2008).

Objetivos

Los objetivos planteados en el estudio fueron los siguientes:

Objetivo general:

Utilizar los modelos propuestos por Michaelis-Menten y Monod, para simular los procesos de movimiento y biodegradación de aguas contaminadas por BTX, utilizando el software FENLAB 3.1 en suelos arenosos.

Objetivos específicos:

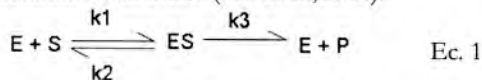
- Determinar la viabilidad de utilizar los modelos de Michaelis-Menten y Monod, para simular proceso de movimiento de aguas contaminadas con BTX, en suelos arenosos.
- Utilizar el software FENLAB 3.1 para simular los modelos matemáticos propuestos por Michaelis-Menten y Monod.
- Determinar si esta herramienta permitirá evaluar posibles impactos ambientales generados por contaminación de BTX, en lechos freáticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Modelos cinéticos empleados

Modelo cinético Michaelis-Menten

Para explicar la relación entre la velocidad inicial (v_0) y la concentración inicial de sustrato ($[S]_0$) Michaelis y Menten propusieron que las reacciones catalizadas enzimáticamente ocurren en dos etapas: En la primera etapa se forma el complejo enzima-sustrato y en la segunda, el complejo enzima-sustrato da lugar a la formación del producto, liberando enzima libre (Martínez, 2004):



En este esquema, k_1 , k_2 y k_3 son las constantes cinéticas individuales de cada proceso y también reciben el nombre de constantes microscópicas de velocidad. Según esto, podemos afirmar que:

$$v_1 = k_1 [E] [S]; \quad v_2 = k_2 [ES]; \quad v_3 = k_3 [ES]$$

Se puede distinguir entre enzima libre (E) y enzima unida al sustrato (ES), de forma que la concentración total de enzima, $[E_T]$, (constante a lo largo de la reacción) es:

$$[E_T] = [E] + [ES] \quad \text{Ec. 2}$$

Como $[E] = [E_T] - [ES]$, resulta que: $v_1 = k_1 [S] [E_T] - k_1 [S] [ES]$

Este modelo cinético adopta la hipótesis del estado estacionario, según el cual la concentración del complejo enzima-sustrato es pequeña y constante a lo largo de la reacción. Por tanto, la velocidad de formación del complejo enzima-sustrato (v_1) es igual a la de su disociación ($v_2 + v_3$):

$$v_1 = v_2 + v_3 \quad \text{Ec. 3}$$

Además, como $[ES]$ es constante, la velocidad de formación de los productos es constante:

$$v = v_3 = k_3 [ES] = \text{constante} \quad \text{Ec. 4}$$

Como $v_1 = v_2 + v_3$, podemos decir que:

$$k_1 [S] [E_T] - k_1 [S] [ES] = k_2 [ES] + k_3 [ES] \quad \text{Ec. 5}$$

Despejando $[ES]$, se tiene: $[ES] = [E_T][S] / (K_m + [S])$ siendo, $K_m = (k_2 + k_3) / k_1$ en donde la expresión $(k_2 + k_3) / k_1$ se ha sustituido por K_m , o *constante de Michaelis-Menten*.

Por lo tanto, en el estado estacionario, la velocidad de formación del producto es:

$$v = v_3 = k_3 [ES] = \frac{k_3 [E_T][S]}{K_m + [S]} \quad \text{Ec. 6}$$

Para cualquier reacción enzimática, $[E_T]$, k_3 y K_m son constantes. Vamos a considerar dos casos extremos:

A concentraciones de sustrato pequeñas ($[S] \ll K_m$), $v = (k_3 [E_T] / K_m) [S]$. Como los términos entre paréntesis son constantes, pueden englobarse en una nueva constante k_{obs} , quedando reducida a: $v = k_{obs} [S]$, con lo cual la reacción es un proceso cinético de primer orden.

A concentraciones de sustrato elevadas ($[S] \gg K_m$), $v = k_3 [E_T]$. La velocidad de reacción es independiente de la concentración del sustrato, y por tanto, la reacción es un proceso cinético de orden cero. Además, tanto k_3 como $[E_T]$ son constantes, y nos permite definir un nuevo parámetro, la velocidad máxima de la reacción (V_{max}): $V_{max} = k_3 [E_T]$, que es la velocidad que se alcanzaría cuando toda la enzima disponible se encuentra unida al sustrato.

Si introducimos el parámetro V_{max} en la ecuación general de la velocidad, obtenemos la expresión más conocida de la ecuación de Michaelis-Menten (Vásquez, 2003):

$$v = \frac{V_{max} \cdot [S]}{K_m + [S]} \quad \text{Ec. 7}$$

Modelo cinético Monod

Monod (1950) propuso que la tasa de crecimiento depende no sólo de la concentración de microorganismos, sino también de la concentración de sustrato. Describió esta relación con una función hiperbólica similar a la propuesta por Michaelis-Menten para la interacción enzima-sustrato (Seghezzi y Cardon, 2001):

$$v = \frac{V_{max} [S]}{K_s + [S]} \quad \text{Ec. 8}$$

La forma de la ecuación de Monod es similar a la de Michaelis-Menten. Describe la cinética enzimática indicada en el párrafo anterior, pero aplicada a un sistema celular. La saturación de la constante K_s , es interpretada en similar

estilo que la constante de Michaelis-Menten, que es la concentración de la razón limitante del sustrato, cuando la razón de crecimiento es igual a la mitad que la razón de crecimiento máxima específica. La ecuación base se deriva en la premisa de un sistema de enzima simple, la cinética de Michaelis-Menten es responsable del crecimiento de S y la cantidad de enzima o la actividad catalítica es suficientemente baja para ser razón de crecimiento limitado.

La ecuación tiene dos formas límite. Alta concentración de sustrato $S \gg K_s$, la ecuación reduce a cero el orden de dependencia de concentración de sustrato. A baja concentración de sustrato $S \ll K_s$, un resultado dependiente de primer orden.

$$v = V_{max} \text{ para } S \gg K_s \quad \text{Ec. 9}$$

$$v = \frac{V_{max}}{K_s} [S] \text{ para } S \ll K_s \quad \text{Ec. 10}$$

Instalación experimental

Para la presente simulación se tomó como base el experimento (Mohammed y Allayla, 1996); que consta de un gran tanque sellado con dimensiones de 800 cm x 30 cm x 30 cm llenado con arena y microorganismos adaptados, capaces de biodegradar compuestos del BTX. El tanque con arena fue utilizado para simular un flujo unidimensional constante, junto con transporte de BTX, a través del suelo arenoso saturado. Los puntos de muestreo están ubicados cada 100 centímetros, a lo largo del centro del tanque. Las muestras líquidas fueron tomadas en diferentes tiempos del centro del tanque de arena, usando los puntos de muestreo y analizado por el detector de ionización de llama (FID) de cromatografía de gas (GC). Los datos de la concentración, recogidos en distancias y tiempos diferentes, fueron colocados en las ecuaciones del transporte para computarizar los coeficientes de cinética.

Para el estudio, se ha usado 3 factores y el grado de biodegradación de compuestos de BTX: velocidad del agua subterránea (1, 2, y 4 m/día), concentración BTX (cada 10 ppm y 50 ppm) y oxígeno disuelto (O: BTX = 1,5 y 3,2). El conteo de la placa de bacterias total fue realizado al final de cada corrida, para supervisar el crecimiento y la actividad de los microorganismos en el tanque de arena. Las muestras del suelo fueron recogidas a partir de cinco diversas localizaciones, a lo largo de la longitud del tanque de la arena. El conteo total de las especies mezcladas se ubicó entre 10^7 a 10^9 (Mohammed y Allayla, 1996).

Ecuaciones gobernantes

Ecuaciones del transporte

Ecuación unidimensional de la advección-dispersión permite la absorción y biodegradación de primer orden y/o orden cero dada por Martínez (2004):

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} + \mu C + \gamma = R \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{Ec. 11}$$

Donde C es la concentración del soluto en la fase líquida, D es el coeficiente de dispersión, v es la filtración o velocidad media del agua de poro en la dirección x, μ es un tipo de constante de primer orden de la fase líquida y sólida del suelo, y γ es la constante de orden cero en la fase del líquido y sólido del suelo y R es el factor de retardación dimensional definido como:

$$R = 1 + \frac{\rho k_d}{\theta} \quad \text{Ec. 12}$$

Donde ρ es la densidad del volumen medio del poro, θ es el contenido volumétrico de agua y k_d es la constante en la isoterma lineal de la forma:

$$S = k_d C$$

S es la concentración absorbida por unidad de masa de la fase sólida.

El coeficiente de dispersión hidrodinámico D es expresado como:

$$D = \alpha v + D_m \quad \text{Ec. 13}$$

Donde α es el coeficiente de dispersividad y D_m es el coeficiente de difusión molecular el cual es muy pequeño comparado con el de dispersión hidrodinámica. Despreciando el coeficiente de difusión molecular y tomando v como una función de tiempo, la Ec. 11 puede ser escrita como:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = \alpha v(t) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v(t) \frac{\partial C}{\partial x} + \mu C + \gamma \quad \text{Ec. 14}$$

La ecuación de transporte para la Cinética Monod puede ser escrita como:

$$\alpha v(t) \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v(t) \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{kXc}{K_1 + c} = R \frac{\partial c}{\partial t} \quad \text{Ec. 15}$$

Donde:

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{YkXC}{K_1 + C} - bX \quad \text{Ec. 16}$$

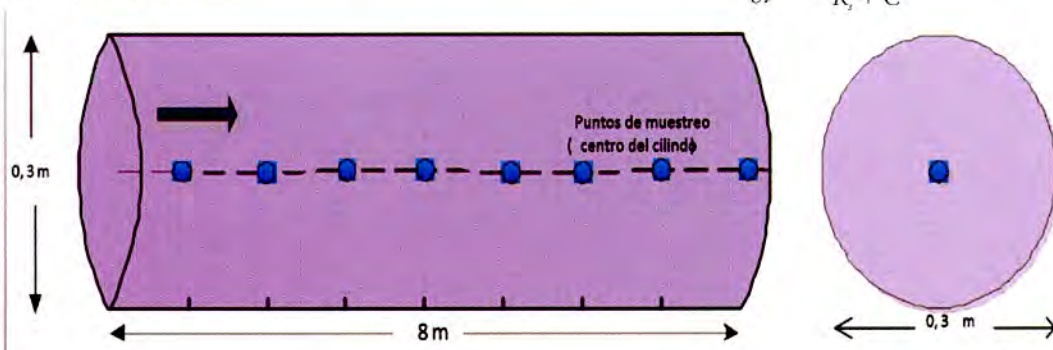


Figura N° 01. Representación gráfica del experimento realizado, (Mohammed y Allayla, 1996)

X es la concentración microbial (masa total de células atacada en la fase sólida y suspendida en la fase líquida por unidad de volumen de la fase líquida, mg/L), k es la cantidad específica máxima de la utilización del sustrato (mg- sustrato/mg- células/día), K_s es la mitad del coeficiente de saturación (mg-sustrato/L), Y es el coeficiente de producción (mg células producidas/ mg sustrato consumido), b es el coeficiente de pérdida de biomasa total (por día) debido al corte y decaimiento.

Para la cinética no-crecimiento Michaelis-Menten, la ecuación de transporte será:

$$\alpha v(t) \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v(t) \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{k_m c}{K_s + c} = R \frac{\partial c}{\partial t} \quad \text{Ec. 17}$$

Donde K_m es la cantidad máxima de la utilización del sustrato (mg- sustrato/ día) y es equivalente a kX en el sistema Monod asumiendo una biomasa constante (X).

Condiciones de límite

La condición inicial fue de la forma:

$$C(x,0) = f(x) \quad \text{Ec. 18}$$

Donde $f(x)$ puede ser una constante o función de x , medida a lo largo de la longitud del medio, dependiendo en que si la concentración medida sea del flujo promedio o volumen promedio, las condiciones de límite pueden ser aplicadas en la entrada del límite ($x = 0$) son dadas por:

$$C(0,t) = g(t)$$

ó

$$C - \frac{D}{v} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_{x=0} = C - \alpha \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_{0,t} = g(t) \quad \text{Ec. 19}$$

Donde $g(t)$ es la concentración del soluto inyectado en la entrada del límite el cual puede ser una constante o una función del tiempo. Para la salida del límite, fueron aplicadas las condiciones siguientes $x = L$:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_{x=L} = 0 \quad \text{Ec. 20}$$

Donde L es la longitud media del poro que podría representar un tanque de arena o una columna de suelo.

Definición de las condiciones de contorno

Una solución al problema planteado requiere establecer las condiciones de contorno, con decaimiento de la orden y velocidad constante y horizontal, como se puede apreciar en la figura siguiente:

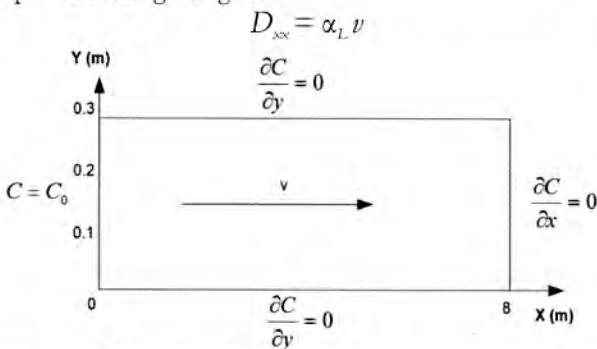


Figura N° 02. Condiciones de contorno o dominio del problema analizado.

La ecuación de transporte para la Cinética Monod puede ser escrita como:

$$\alpha v(t) \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v(t) \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{kXc}{K_s + c} = R \frac{\partial c}{\partial t} \quad \text{Ec. 21}$$

Y que:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{YkXC}{K_s + C} - bX \quad \text{Ec. 22}$$

Donde:

- C es la concentración del soluto en la fase líquida,
- D es el coeficiente de dispersión,
- v es la filtración o velocidad media del agua de poro en la dirección x,
- μ es tipo de constante de primer orden de la fase líquida y sólida del suelo, y
- γ es la constante de orden cero en la fase del líquido y sólido del suelo y
- R es el factor de retardación dimensional
- α es el coeficiente de dispersividad y
- D_m es el coeficiente de difusión molecular el cual es muy pequeño comparado con el de dispersión hidrodinámica. Despreciando el coeficiente de difusión molecular y tomando v como una función de tiempo
- X es la concentración microbial (masa total de células atacada en la fase solidad y suspendida en la fase líquida por unidad de volumen de la fase líquida, mg/L),
- k es la velocidad específica máxima de la utilización del sustrato (mg- sustrato / mg- células/día),
- K_s es la mitad del coeficiente de saturación (mg- sustrato/L),
- Y es el coeficiente de recuperación (mg células producidas/ mg sustrato consumido),
- b es el coeficiente de pérdida global de biomasa (por día) debido al corte y decaimiento.

Para la cinética no-crecimiento Michaelis-Menten, la ecuación de transporte será:

$$\alpha v(t) \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v(t) \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{k_m c}{K_s + c} = R \frac{\partial c}{\partial t} \quad \text{Ec. 23}$$

Donde:

K_m es la velocidad máxima de la utilización del sustrato (mg-sustrato/día) y es equivalente a kX en el sistema Monod asumiendo una biomasa constante (X).

Solución al modelo

Para resolver el modelo se utiliza el Software FEMLAB 3.1, adecuado para modelar problemas de contaminación con BTX en suelos arenosos utilizando bacterias. Consideramos las condiciones del experimento un rectángulo de longitud (L) 8 m y una altura (H) de 0,3 m, el que mostramos en el esquema inicial Figuras N° 03 y 04. Como se puede apreciar, en la corrida efectuada se toma como tiempo experimental 4 y 8 días para ambos modelos cinéticos (Monod y Michaelis-Menten), obteniendo resultados bastante satisfactorios, si tomamos la referencia (Mohammed y Allayla, 1996).

Ibárcena, W., Simulación de modelos propuestos por Michaelis-Menten y Monod, para biodegradación de Benceno, Tolueno y Xileno en suelos arenosos, utilizando software.

Asignando Valores a las Constantes para ambos Modelos: Aplicación en FEMLAB 3.1

Los parámetros constantes utilizados en el modelo fueron determinados en unidades compatibles según especificaciones (Mohammed y Allayla, 1996), referidos a un día, según se puede apreciar en la siguiente tabla:

Tabla N°01. Parámetros del modelo

Name	Expression	Value	Unidades
dif	(dis)*(V)	0,1306	m ² /d
C	10	10	mg/L
k	7,29	7,29	mg/mg-d
Ks	7,85	7,85	mg/L
X	1	1	mg/L
b	0,0515	0,0515	d ⁻¹
Y	0,011	0,011	mg/mg
L	8	8	m
V	2	2	m/d
dis	(6,53)/100	0,0653	m

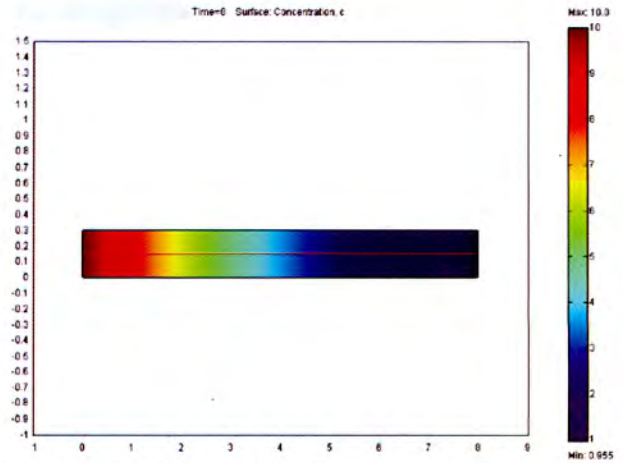


Figura N°05. Postprocessing

Application Mode: Convection and Diffusion

Application mode name: cd

Tabla N°03. Boundary settings

Boundary	1	2-3	4
Type	Concentration	Insulation / Symmetry	Convective flux
Inward flux (N)	0	0	0
Concentration (c0)	C	0	0
weakconstr	1	1	1
Integration order (wcporder)	2	2	2
Initial value (wcinit)	0	0	0

Tabla N°04. Subdomain settings

Subdomain	1
Diffusion coefficient (D)	dif
Reaction rate (R)	-R
Time-scaling coefficient (Dts)	1,03
x-velocity (u)	V
y-velocity (v)	0
Subdomain initial value	1
Concentration, c (c)	0

Application Mode: Convection and Diffusion

Application mode name: cd2

Tabla N°05. Boundary settings

Boundary	1, 4	2-3
Type	Concentration	Insulation/Symmetry
Concentration (c0)	X	0

Tabla N°06. Subdomain settings

Subdomain	1
Diffusion coefficient (D)	dif
Reaction rate (R)	R1
Time-scaling coefficient (Dts)	1
x-velocity (u)	V
y-velocity (v)	0
Subdomain initial value	1
Concentration, c2 (c2)	X

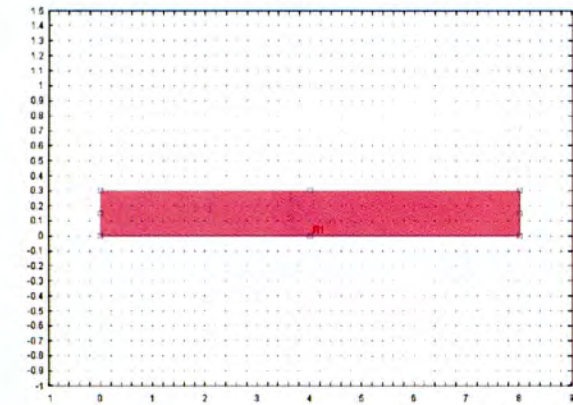


Figura N° 03. Geometría del modelo

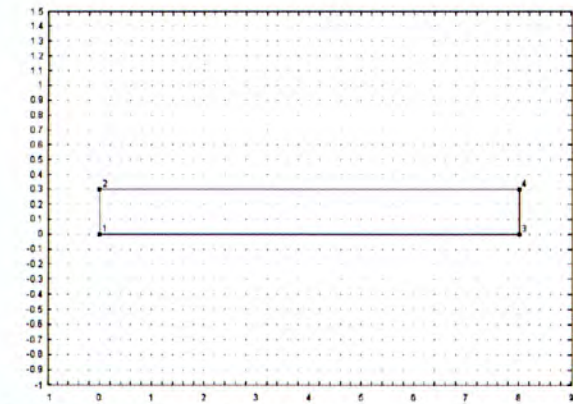


Figura N° 04. Boundary mode

Tabla N° 02. Scalar expressions

Name	Expression
R	$(k*c2*c)/(Ks+c)$
R1	$((Y*k*c2*c)/(Ks+c)-(b*c2)$
km	$k*X$
R2	$(km*c3)/(Ks+c3)$

Application mode: Convection and diffusion

Application mode name: cd3

Tabla N°06. Boundary settings

Boundary	2-3	1	4
Type	Insulation/Symmetry	Concentration	Convective flux
Concentration (c0)	0	C	0

Tabla N°07. Subdomain settings

Subdomain	1
Diffusion coefficient (D)	dif
Reaction rate (R)	-R2
Time-scaling coefficient (Dts)	1
x-velocity (u)	V
y-velocity (v)	0
Subdomain initial value	1
Concentration, c3 (c3)	0

Datos:

Velocidad agua subterránea : 2, m/día
 Concentración BTX : 10 ppm
 Concentración Bacterias (X) : 1 mg/L
 Tiempo : Ambas curvas para 4 y 8 días
 Distancia : 8 m.

RESULTADOS

Ver Figura N°06 y 07.

Análisis de sensibilidad

Para efectuar el análisis de sensibilidad de ambos modelos cinéticos (Monod y Michaelis-Menten), repetimos la simulación, variando la velocidad media del agua (V) a 4m/día, para un tiempo de 4 días y manteniendo los demás parámetros constantes, mostramos los resultados en las Figuras N° 08 y 09.

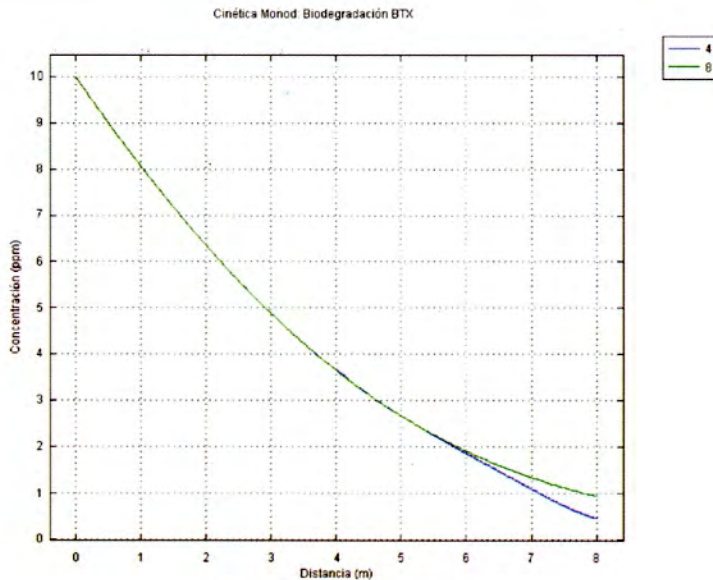


Figura N° 06. Gráfica: Monod

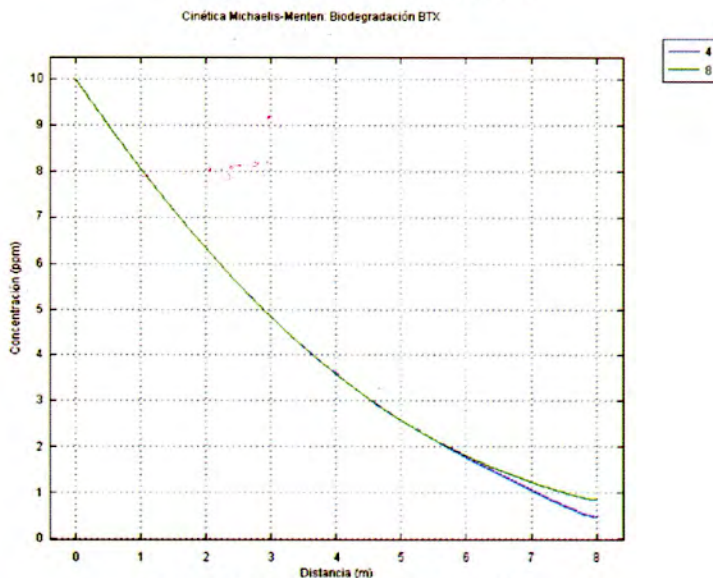


Figura N° 07. Gráfica: Michaelis-Menten

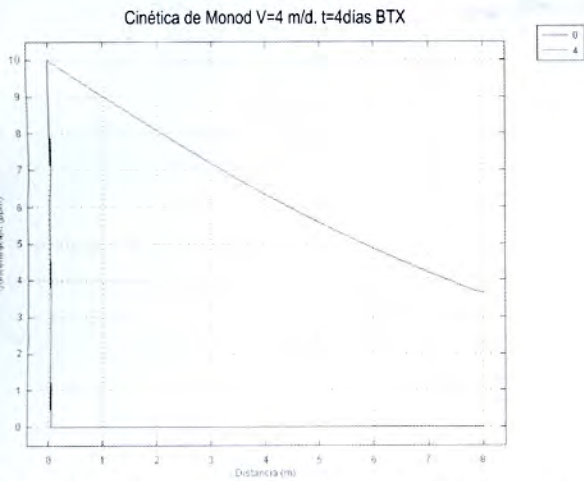


Figura N° 08. Análisis de sensibilidad modelo cinético Monod. $V=4$ m/d, $t=4$ días BTX

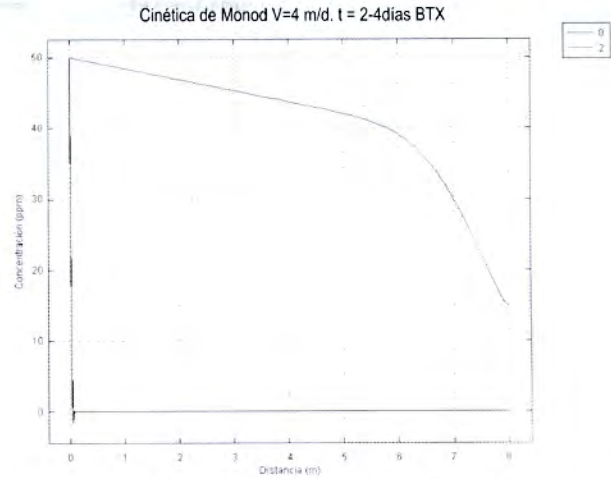


Figura N° 10. Análisis de sensibilidad modelo cinético Monod. $V=4$ m/d, $t=2-4$ días BTX

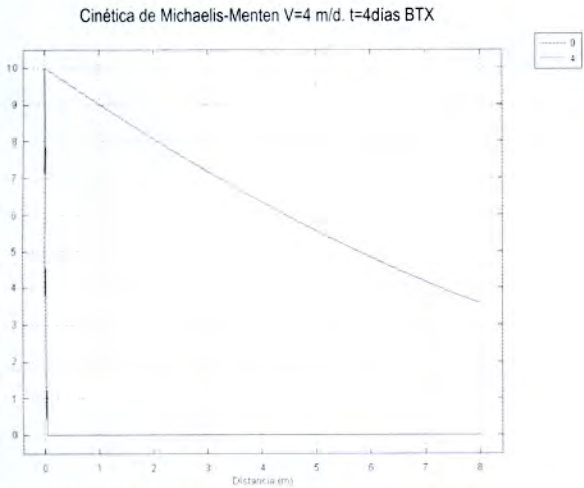


Figura N° 09. Análisis de sensibilidad modelo cinético Michaelis-Menten. $V=4$ m/d, $t=4$ días BTX

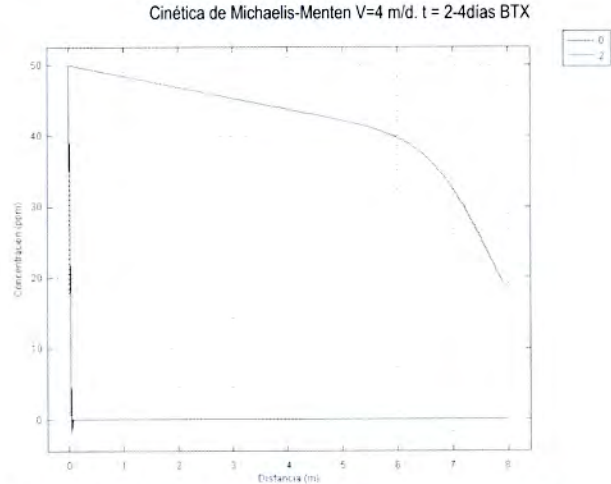


Figura N° 11. Análisis de sensibilidad modelo cinético Michaelis-Menten. $V=4$ m/d, $t=2-4$ días BTX

Además se efectuó la variación de la concentración de BTX (C) a 50 ppm con velocidad media del agua (V) de 4 m/día, para un tiempo de 2 días, cuyos resultados mostramos en las Figuras N° 10 y 11.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados obtenidos en la utilización de los modelos cinéticos de Monod y Michaelis-Menten, utilizando el FEMLAB 3.1, para su modelamiento, consideramos satisfactorios ya que al compararse con los resultados propuestos por Mohammed y Allayla (1996), siguen la tendencia de las curvas obtenidas, como puede verse en las Figuras N° 06 y 07.

La biodegradación de una mezcla de Benceno Tolueno Xileno pueden ser satisfactoriamente representadas por cinética Monod y Michaelis-Menten, para rangos de concentraciones entre 10 y 50 ppm, obteniéndose curvas muy similares.

La cinética Michaelis-Menten, usada para modelar la biodegradación de una mezcla de BTX, ofrece un ajuste

adecuado de la curva con menos requerimientos para el modelamiento.

La cinética Monod con crecimiento microbial y decaimiento también puede ser usada para modelar biodegradación de compuestos mezclados de BTX, requiriéndose de dos parámetros más (Y y b).

Efectuadas las repeticiones de la simulación manteniendo los demás parámetros constantes (para ambos modelos cinéticos) y variando solamente la velocidad media del agua (V) a 4m/d, para un tiempo de 4 días, se obtuvieron resultados satisfactorios los cuales visualizamos en la Figura N° 08 (modelo Monod) y Figura N° 09 (modelo Michaelis-Menten).

También se efectuó la variación de la concentración de BTX (C) a 50 ppm con velocidad media del agua (V) de 2 m/día, para un tiempo de 2 días (para ambos modelos), cuyos resultados mostramos en la Figura N° 10 (modelo Monod) y Figura N° 11 (Modelo Michaelis-Menten)

La contaminación de suelos por efecto de derrames o filtraciones de petróleo o derivados, en lechos

Ibárcena, W., Simulación de modelos propuestos por Michaelis-Menten y Monod, para biodegradación de Benceno, Tolueno y Xileno en suelos arenosos, utilizando software.

freáticos de las ciudades es una realidad, resultando factible su aplicación, como herramienta rápida y confiable en la evaluación de impactos ambientales.

CONCLUSIONES

- Es posible utilizar los modelos de Michaelis-Menten y Monod, para simular procesos de movimiento de aguas contaminadas con BTX en suelos arenosos.
- El software utilizado en este estudio fue el FENLAB [versión 3.13.1] que resultó adecuado para la simulación de los modelos de Michaelis-Menten y Monod, para la biodegradación de BTX en suelos arenosos
- También se puede indicar que la herramienta numérica utilizada, presenta resultados confiables y rápidos, desde el punto de vista de evaluación del impacto ambiental, del problema de derramamiento de BTX, por ser una causa importante de contaminación de lechos freáticos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cordazzo J., (2000) *Modelagem e Simulação Numérica do Derramamento de Gasolina Acrescida de Alcool em águas Subterrâneas*. Universidade de Federal de Santa

Catarina Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Florianópolis.

Diario Gestión, (2013, 15 de enero), Asociación de Grifos y Estaciones de Servicio;
<http://gestion.pe/empresas/cadenas-grifos-concentran-65-venta-combustibles-2056571>.

Espinosa, M., (2008), *Análisis y Revisión de Información que Sustente la Elaboración de una NOM sobre Benceno, Tolueno y Xilenos*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología, México.

Martínez, M., (2004), *A Structured Approach to Microbial Degradation Kinetics: the Cybernetic Model*. Universidad de Puerto Rico.

Mohammed N. y Allayla R., (1996), *Modeling Transport and Biodegradation of BTX Compounds in Saturated Sandy Soil*. University of Petroleum and Minerals, Dhabran, Saudy Arabia.

Seghezzo L. y Cardon L., (2001), *Formulación de un Modelo Matemático para Simular la Digestión Anaeróbica de Efluentes Orgánicos en Reactores USAB*. Universidad Nacional del Salta, Argentina.

Vásquez, E., (2003), *Bioquímica y Biología Molecular*, Instituto de Química; Universidad Autónoma de México.

Correspondencia:

Walter Ibárcena Fernández: wibarcelona@gmail.com

Fecha de Recepción: 30/09/2014

Fecha de Aceptación: 26/11/2014