
Procedimiento gráfico para la implementación del diseño estocástico – bajo condiciones de incertidumbre y variabilidad – de unidades naturales de tratamiento de aguas residuales

R. Sánchez Morales^{a*}, E. Rosa Domínguez^a y M. Moreno Mata^b

^aCentro de Estudio de Química Aplicada. Universidad Central de Las Villas. Carretera a Camajuaní Km 5 ½ Santa Clara. CP 54830, Villa Clara, Cuba. ^bDelegación Provincial de Recursos Hidráulicos, Villa Clara, Cuba.

Graphic process for implementation of stochastic design - under uncertainty and variability conditions - of natural wastewater treatment units

Procediment gràfic per a la implementació del disseny estocàstic - sota condicions d'incertesa i variabilitat - d'unitats naturals de tractament d'aigües residuals

Recibido: 13 de octubre de 2015; aceptado: 28 de noviembre de 2015

RESUMEN

El diseño tradicional de unidades naturales de tratamiento de aguas residuales emplea márgenes subjetivos de seguridad, llevando a la construcción de unidades de tratamiento sobre-diseñadas, que no son necesariamente más eficientes. Un enfoque estocástico, basado en la simulación del proceso de tratamiento de aguas residuales bajo incertidumbre y variabilidad en los datos, permite la obtención de vectores con gran número de datos simulados, tanto de flujo como de concentraciones en el agua residual, permitiendo introducir la fiabilidad del proceso como principal criterio de diseño, eliminando la necesidad de factores de seguridad. El procesamiento estadístico de los datos simulados, requiere de personal especializado y el establecimiento de criterios estadísticos específicos para su aplicación. El objetivo de este trabajo fue desarrollar y aplicar un procedimiento gráfico que facilite la aplicación de los resultados de la simulación estocástica de unidades naturales de tratamiento de aguas residuales. Para ello, se convierten modelos estacionarios en modelos estocásticos mediante la incorporación de incertidumbre y variabilidad en los datos. El procedimiento gráfico desarrollado se basa en la construcción gráfica de isolíneas de fiabilidad, que permiten establecer el tiempo de retención medio necesario en el proceso bajo diseño, a partir de la concentración del constituyente en el agua residual afluente al mismo. Para el tratamiento de efluentes de lagunas facultativas primarias mediante estanques con lemnáceas en la provincia de Villa Clara, Cuba, se construyen las isolíneas de 80 y 90 % de fiabilidad y se demuestra su facilidad de empleo, aplicándolas a dos casos en el territorio.

Palabras clave: Procedimiento gráfico; diseño estocástico; incertidumbre; variabilidad; fiabilidad; aguas residuales; tratamiento natural.

SUMMARY

The traditional design of natural wastewater treatment units uses subjective safety margins, leading to the construction of over-designed treatment units that are not necessarily more efficient. A stochastic approach, based on wastewater treatment process simulation, under uncertainty and variability in data, allows obtaining vectors with large number of simulated data, of both flow and concentrations in wastewater, allowing introducing the reliability of the process as a main criterion for design, eliminating the need for safety factors. The statistical processing of the simulated data requires qualified personnel and the establishment of specific statistical criteria for its application. The objective of this work was to develop and to implement a graphical procedure that facilitates the application of the outcome data from the stochastic simulation of natural waste water treatment units for their designing. For this purpose, stationary models are converted into stochastic models by the incorporation of uncertainty and variability in data. The graphic procedure developed is based on the graphical construction of isolines of reliability. The isolines of reliability graphic allows establishing the required mean retention time of the process under design, once knowing the concentration of the constituent employed to design in the influent wastewater to this process. For the treatment of effluents from primary facultative ponds by duckweed ponds in the province of Villa Clara, Cuba, the 80 and 90% reliability isolines are built and its feasibility of use is demonstrated by applying them to two cases in the territory.

Key words: Graphical procedure; stochastic design; uncertainty; variability; reliability; natural treatment; wastewater.

*Autor para correspondencia: rodolfosm2014@gmail.com; Tel.: (53)(42)-281510 Fax: (53)(42)-281100

RESUM

El disseny tradicional d'unitats naturals de tractament d'aigües residuals empra marges subjectius de seguretat, portant a la construcció d'unitats de tractament sobre-dissenyades, que no són necessàriament més eficients. Un enfocament estocàstic, basat en la simulació del procés de tractament d'aigües residuals sota incertesa i variabilitat en les dades, permet l'obtenció de vectors amb gran nombre de dades simulades, tant de flux com de concentracions en l'aigua residual, permetent introduir la fiabilitat del procés com a principal criteri de disseny, eliminant la necessitat de factors de seguretat. El processament estadístic de les dades simulades, requereix de personal especialitzat i l'establiment de criteris estadístics específics per a la seva aplicació. L'objectiu d'aquest treball va ser desenvolupar i aplicar un procediment gràfic que faciliti l'aplicació dels resultats de la simulació estocàstica d'unitats naturals de tractament d'aigües residuals. Per a això, es converteixen models estacionaris en models estocàstics mitjançant la incorporació d'incertesa i variabilitat en les dades. El procediment gràfic desenvolupat es basa en la construcció gràfica d'isolínies de fiabilitat, que permeten establir el temps de retenció mitjà necessari en el procés sota disseny, a partir de la concentració del constituent en l'aigua residual afluente a aquest. Per al tractament d'efluents de llacunes facultatives primàries mitjançant estanys amb lemnàcies a la província de Villa Clara, Cuba, es construeixen les isolínies de 80 i 90% de fiabilitat i es demostra la seva facilitat d'ocupació, aplicant-les a dos casos en el territori.

Paraules clau: Procediment gràfic; disseny estocàstic; incertesa; variabilitat; fiabilitat; aigües residuals; tractament natural.

INTRODUCCIÓN

En Cuba, la aplicación de las tecnologías naturales de tratamiento de aguas residuales urbanas prácticamente se reduce al caso de las lagunas de estabilización, siendo las lagunas facultativas primarias (LFPs) las de mayor representatividad. El empleo de otras tecnologías naturales de tratamiento está aún en un estado incipiente (Sánchez, 2011 y Sánchez, Rosa y Moreno, 2010).

Los modelos racionales o simplificados basados en el tipo de flujo hidráulico, cinética de primer orden y el estado estacionario son los de mayor aceptación y empleo para el diseño de tecnologías naturales de tratamiento de aguas residuales. En estos diseños, se utilizan subjetivamente márgenes o factores de seguridad y constantes cinéticas tomadas de la literatura científica sobre las que existe un alto nivel de incertidumbre, lo que produce diseños poco fiables (CEPIS, 1985; Doby, 2004; Olivera y Von Sperling, 2007). Otros tipos de modelos de predicción están aún en un estado prematuro, siendo escasos los reportados en la literatura (Rousseau et al., 2008).

La alta complejidad de los modelos mecanicistas, con elevado número de parámetros a ajustar y que requieren de medios de cómputo muy potentes, ha limitado su empleo, prácticamente a trabajos puramente investigativos (Jeppsson, 1996; Harmand et al., 2008).

Los modelos estocásticos – en condiciones de incertidumbre y variabilidad en los datos – de unidades indepen-

dientes y sistemas combinados de tecnologías naturales para el tratamiento de aguas residuales permiten mejorar, a un costo razonable, la calidad de su diseño mediante la integración lógica de modelos matemáticos, conceptos, su simulación y métodos específicos para facilitar su aplicación práctica (Bixio et al., 2001; Benedetti, 2006; Doby, 2004; Domínguez y Gujer, 2006; EPA, 2003; Huo, 2005; Niku et al., 1979; Olivera y von Sperling, 2007; Sánchez, 2011; Sánchez, Rosa, Moreno 2010; Tchobanoglous et al., 2003).

Se puede considerar a los sistemas de tratamiento con plantas acuáticas como una alternativa ecológica y económicamente viable, no sólo para el tratamiento de los efluentes municipales sino también para efluentes industriales (Olguín et al., 2007; Caicedo, 2004; EPA, 1988; Comisión Europea, 2001; Kadlec et al., 2000; Kadlec y Knigh, 1996; Oron, 1990; Rousseau, 2005).

Los sistemas de tratamiento basados en lemnáceas operan de forma similar a los sistemas de lagunas de estabilización; sin embargo, el manto de lemnáceas que flota sobre la superficie cambia significativamente el comportamiento del sistema, principalmente mediante la casi total eliminación de las micro-algas (De Andrade et al., 2003; Kadlec et al., 2000; Kadlec y Knigh, 1996; Rousseau, 2005; Smith y Moelyowati, 2001; Willett, 2005).

Por otro lado, el agua efluente de las lagunas facultativas tiene como principal inconveniente el relativamente alto contenido de la DBO no soluble y de SST, aportados principalmente por las micro-algas. Estas características, indican las posibilidades que tiene el tratamiento con lemnáceas de efluentes de lagunas facultativas, lo cual ha sido objeto de estudio de varios autores (Cothren et al., 2001; Ran et al., 2004; Willett, 2005; de Andrade et al., 2003; de Lemos Chernicharo 2009).

Varios autores identifican el régimen hidráulico de flujo de pistón como el más apropiado para el tratamiento de efluentes secundarios y terciarios con lenteja de agua, pues se asegura un máximo contacto entre el agua residual y las plantas, minimizándose la posibilidad de corto circuito (Oron, 1990; Smith y Moelyowati, 2001; Willett, 2005). Este sistema, además, facilita la reducción progresiva de nutrientes en el agua residual y es el más eficiente en la remoción de microorganismos patógenos (Van der Steen et al., 1999). Para lograr el flujo de pistón, se han recomendado valores de la relación *largo:ancho* que van desde 38:1 hasta 10:1 (Alaerts et al., 1996; Bonono et al., 1997; Oron, 1990). En la práctica, la relación 10:1 es la más empleada pues, resulta evidente que a medida que se aumenta esta relación aumentan los inconvenientes prácticos y económicos para su construcción.

Bajo las condiciones de flujo de pistón, asumiendo una porosidad igual a la unidad para los estanques de lenteja de agua, se cumple la siguiente ecuación (EPA, 1988 y 1993; Kadlec et al., 2000; Kadlec y Knigh, 1996; Rousseau, 2005; Rousseau et al., 2004):

$$\frac{C_{x,Ef}}{C_{x,Af}} = \exp(-K_X^T \cdot T_R) \quad (1)$$

donde:

$C_{x,Ef}$: contenido del constituyente x, en el efluente de cada estanque, expresado en mg / L ó NMP / 100 ml, según corresponda;

$C_{x,Af}$: contenido del constituyente x, en el afluente a cada estanque, expresado en mg / L ó NMP / 100 ml, según corresponda;

K_x^T : constante de remoción del constituyente x, para una temperatura dada del agua (T), en días⁻¹;
 T_R : tiempo de retención hidráulico nominal en cada estanque, días.

La ecuación (1) obliga a un ajuste de $\ln\left(\frac{C_{x,Ef}}{C_{x,Af}}\right)$ contra T_R , con intercepto por el origen de coordenadas, condición que no se cumple en todos los casos.

Una expresión que permite ajustar la relación de $\ln\left(\frac{C_{x,Ef}}{C_{x,Af}}\right)$ contra T_R , considerando un valor diferente de cero para el intercepto, es (EPA, 1988):

$$\frac{C_{x,Ef}}{C_{x,Af}} = A \cdot \exp(-K_x^T \cdot T_R); \quad (2)$$

donde:

A = constante, cuyo valor es interpretado como la fracción del parámetro dado, C_{DBO} , C_{OF} u otro, no removido por sedimentación cerca de la entrada del sistema y expresado en forma de fracción decimal.

En el tratamiento de aguas residuales, varios autores coinciden en definir la incertidumbre como el término empleado para describir el conocimiento incompleto sobre factores y parámetros de entrada específicos del modelo (Bixio *et al.*, 2001; Benedetti, 2006; Domínguez y Gujer, 2006; EPA, 2003; Huo, 2005; Doby, 2004).

En general, en los modelos estocásticos los datos se generan de dos formas diferentes: (1) a partir de las funciones de distribución de probabilidades (FDPs) cuando los datos existentes son suficientes –en cantidad y calidad– para determinar la correspondiente FDP; o incorporando determinados niveles de incertidumbre al valor asumido de la literatura. Evidentemente, se pueden generar vectores de datos aleatorios de entrada a procesos que producen, consecuentemente, vectores aleatorios de datos de salida en el modelo correspondiente. La disponibilidad de vectores de datos aleatorios simulados conteniendo valores aleatorios de flujo de agua residual y de la concentración de sus principales componentes, tanto para el agua residual afluente como efluente a una unidad de tratamiento, es el punto de partida para el diseño estocástico, tanto de unidades independientes como de sistemas combinados de tecnologías de tratamiento de aguas residuales (Bixio *et al.*, 2001; Benedetti, 2006; Doby, 2004; Domínguez y Gujer, 2006; EPA, 2003; Huo, 2005; Niku *et al.*, 1979; Olivera y von Sperling, 2007; Sánchez, 2011; Sánchez, Rosa y Moreno, 2010; Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Doby (2004), propone un método para cuantificar la incertidumbre de los parámetros inciertos, donde el error estándar de cada parámetro es asumido como un porcentaje variable de su valor medio, empleando una distribución normal truncada para los datos generados bajo incertidumbre. En este procedimiento, las magnitudes asumidas de los diferentes parámetros de entrada al modelo empleado, como las constantes cinéticas de remoción y otras, son asumidas como valores medios, sobre los que existe un determinado nivel de incertidumbre. La asignación de porcentajes de incertidumbre sobre estos valores medios permite la generación de *n* valores teóricos de los mismos, que producen igual número de datos teóricos simulados de salida del modelo aplicado. Este porcentaje variable es denominado nivel de incertidumbre. Normalmente, la magnitud de la incertidumbre de parámetros y variables escalares se toma entre el 0 y el 30%. Se toma un 10% para los datos muy poco inciertos o muy apropiados, por lo general de fuente confiable; un 20% para datos poco inciertos o apropiados, de fuentes aceptables; y un 30% para datos inciertos y dudosamente apropiados, de fuentes no confiables.

La fiabilidad del proceso, es considerada el criterio más confiable y seguro para caracterizar la calidad del tratamiento de aguas residuales (Von Sperling, 1996a; Benedetti, 2006; Doby, 2004; Olivera y Von Sperling, 2007; Niku *et al.*, 1979).

La fiabilidad (F) se define como el porcentaje del tiempo – veces, momentos o instantes – que se estima el proceso de tratamiento cumpla con la concentración límite de vertimiento, (Doby, 2004; Niku *et al.*, 1979; Tchobanoglous *et al.*, 2003; Olivera y von Sperling, 2007). Por tanto, la fiabilidad es calculada a partir del número de violaciones del valor límite de vertimiento dado en la norma, en relación al número de momentos diferentes considerados para la unidad de tratamiento dada bajo estudio. En el caso de una sola corrida la expresión matemática de la fiabilidad (F) es:

$$F = 1 - \frac{v}{\text{no_momentos}} \quad (3)$$

donde:

v = número de violaciones del valor límite;

no-momentos = número de momentos diferentes considerados para estimar la fiabilidad.

Si se realizan *n* corridas del modelo, por ejemplo 100, para el cálculo de la fiabilidad se toma la media \bar{n} y la desviación estándar σ de la fiabilidad. La fiabilidad (F) esperada tiene entonces la expresión matemática:

$$F = 1 - \frac{v + 2\sigma}{\text{no_momentos}} \quad (4)$$

La simulación de procesos de tratamiento, bajo incertidumbre y variabilidad en los datos puede emplearse tanto para la evaluación del desempeño de unidades existentes como para el diseño de nuevas unidades de tratamiento (Benedetti, 2006; Bixio *et al.*, 2001; Doby, 2004; Domínguez y Gujer, 2006; Niku *et al.*, 1979; Olivera y Von Sperling, 2007; Sánchez, 2011; Sánchez, Rosa, Moreno, 2010; Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Una de las dificultades del diseño estocástico de unidades de tratamiento de aguas residuales está en su implementación práctica, debido a la necesidad de medios de cómputo, personal calificado y diversidad de métodos, en su mayoría matemáticos-estadísticos, para el procesamiento de la gran cantidad de datos generados mediante la simulación del proceso de tratamiento bajo diseño.

El diseño de unidades de tratamiento a partir de los vectores de datos simulados se puede realizar mediante cualquier de las siguientes tres maneras (Sánchez, 2011): (1) *Procedimiento iterativo*: la fiabilidad deseada en el proceso diseñado se puede lograr mediante un proceso iterativo en el que los parámetros de diseño son movidos hasta la obtención de la fiabilidad deseada (Sánchez, 2011). Los parámetros de partida son inicialmente establecidos con el auxilio de modelos empíricos (Mara, 1997; Mara, 2008; MinDesarrollo, 2000; Peña y Mara, 2004; TECSPAR, 2009); (2) *Procedimiento analítico*: desarrollado por Niku *et al.* (1979) y aplicado por Olivera y von Sperling (2007) para evaluar el desempeño de lagunas en Brasil, que requiere del procesamiento matemático-estadístico de los datos, y permite determinar los Coeficientes de Fiabilidad (CDFs) y los valores de las concentraciones medias de proyecto (m_p) requeridas para que el efluente cumpla, para un nivel de confiabilidad (α) dado, con los límites máximos de concentración establecidos en la legislación;

(3) *Procedimiento Gráfico*: basado en la construcción gráficas con isolíneas de fiabilidad, que facilita grandemente la aplicación práctica de los resultados de la simulación

bajo incertidumbre y variabilidad de unidades de tratamiento, pudiendo ser aplicado por personal técnico no altamente calificado (Sánchez, 2011).

MATERIALES Y MÉTODOS

El *modelo conceptual* sobre el cual se basa el desarrollo de esta investigación se describe a continuación:

Se acepta la definición de incertidumbre como el término empleado para describir el conocimiento incompleto sobre factores y parámetros de entrada específicos del modelo; mientras que la variabilidad es entendida como una propiedad intrínseca debida a la heterogeneidad en los procesos que determinan el valor de entrada (flujo y composición del agua residual). Ambos conceptos, incertidumbre y variabilidad, son descritos por la correspondiente función de distribución. Para la incertidumbre se asume una distribución normal, mientras que la variabilidad se espera responda a una distribución normal o a una lognormal (Doby, 2004; Huo, 2005; Niku, 1979; Sánchez, Rosa y Moreno, 2010; Olivera y von Sperling, 2007; von Sperling, 1996b).

Se asume que las concentraciones de los componentes del agua residual efluente de las LFPs presentan una función de densidad de probabilidades (FDP) normal o lognormal, según el caso (Sánchez, Rosa y Moreno, 2010); Se transforma el modelo determinístico de flujo de pistón - de validez probada para estanques con lemnáceas (ELAs) - en estocástico mediante la incorporación de incertidumbre sobre la constante cinética de remoción de DBO y de variabilidad alrededor de los valores medios del tiempo de retención hidráulico medio (T_r), variabilidad calculada a partir de la FDP del flujo de agua residual afluente a las unidades de tratamiento. Cada dato puntual resultante del modelo del proceso es asignado a un momento diferente, separado en el tiempo del anterior lo suficiente para ser considerados un dato independiente. Se generan valores aleatorios de parámetros bajo incertidumbre empleando el procedimiento propuesto por Doby (2004). Así, a partir de un número aleatorio normalmente distribuido se genera un valor aleatorio, n_A . Se supone que los parámetros son independientes uno del otro, siendo generados valores aleatorios para cada uno. El valor bajo incertidumbre, X_{INC} , se calcula para un nivel dado de incertidumbre en cada iteración mediante la expresión:

$$X_{INC} = \bar{X} + ee \cdot n_A \quad (5)$$

donde:

\bar{X} = valor medio asumido de la literatura o determinado experimentalmente;

e = error estándar para un determinado nivel de incertidumbre;

n_A = número aleatorio entre -1 y 1.

Una distribución normal truncada es asumida para los valores generados bajo incertidumbre. Si se generan valores negativos se procede a otro cálculo para generar un valor positivo.

La fiabilidad del proceso es tomada como criterio central para el diseño estocástico de tecnologías naturales de tratamiento de aguas residuales (Doby 2004; Niku, 1979; Olivera y Von Sperling, 2007; Sánchez, 2011).

La fiabilidad de un tratamiento independiente o sistema combinado de tratamientos naturales (F_{Xs}), es determi-

nada con respecto a un valor del límite máximo permisible de la concentración de un constituyente dado en el efluente final (X_s). Una fiabilidad del 90 % se logra cuando el valor de la frecuencia en la curva de distribución acumulativa alcanza la concentración límite (X_s) en el efluente final (Figura 1).

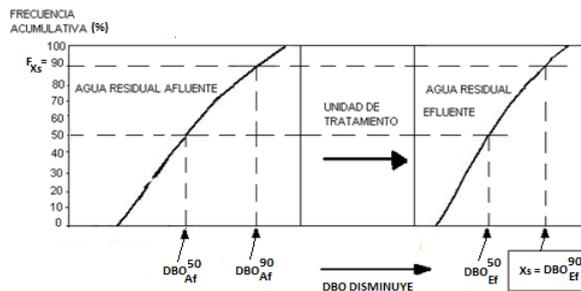


Figura 1. Representación gráfica del carácter aleatorio de las variables de entrada y salida a la unidad de tratamiento natural y de la fiabilidad del 90 %.

En la Figura 1:

$C_{DBO5,Af}^{50}$ y $C_{DBO5,Af}^{90}$ = percentiles del 50 y 90% para

la DBO_5 en el agua residual afluente a la unidad de tratamiento, respectivamente;

$C_{DBO5,Ef}^{50}$ y $C_{DBO5,Ef}^{90}$ = percentiles del 50 y 90% para la

DBO_5 en el agua residual efluente a la unidad de tratamiento, respectivamente;

$X_s = DBO$ máxima permisible en la *correspondiente norma de vertimiento*.

F_{Xs} = fiabilidad del proceso respecto al límite máximo permisible en sus efluentes (X_s), establecido en norma o deseado.

Los vectores de datos de flujo y composición del agua residual efluente de las lagunas facultativas primarias en la provincia de Villa Clara, fueron determinados a partir de las correspondientes funciones de densidad de probabilidades (FDPs) (Sánchez, Rosa y Moreno, 2010).

Para la simulación de los vectores de datos de flujo y concentración de salida de los estanques con lemnáceas (ELAs) se emplea el modelo de flujo de pistón de primer orden en estado estacionario, ecuación (1). El valor medio de la constante cinética de remoción de DBO fue tomada de Sánchez y Coral (2009). Se toman estos valores por el conocimiento acerca de las condiciones y métodos empleados para su obtención y se aplica un 30 % de incertidumbre a este valor por su aplicación en un escenario diferente. El tiempo de retención hidráulico está sujeto a variabilidad, de forma directamente dependiente del flujo de agua residual afluente a los estanques de tratamiento (efluente de LFPs), en Sánchez, Rosa y Moreno (2010).

El procedimiento gráfico se basa en la obtención de las isóneas de fiabilidad a partir de la construcción de dos tipos de gráficas. Estas son:

Gráfica Tipo I. Series de curvas que relacionan la fiabilidad del proceso - con respecto al valor establecido para el límite máximo permisible en la norma de vertimiento - con la magnitud de la concentración en el afluente a dicha unidad de tratamiento. Se obtiene, así, una curva para cada valor evaluado del tiempo de retención (T_r) del proceso bajo diseño. En otras palabras, son curvas que represen-

tan la relación entre la concentración del constituyente dado en el agua residual afluyente y la fiabilidad del proceso, para cada valor del tiempo de retención hidráulico (Figura 3a, en Resultados y su Discusión).

Gráfica Tipo II. Se construye a partir de la Gráfica Tipo I, interpolando para el valor de fiabilidad deseado, por ejemplo del 90%. Se obtiene así un conjunto de pares de valores del tiempo de retención del proceso contra la concentración en el afluyente correspondiente. Con este conjunto de pares de valores, se construye la gráfica de T_R contra $C_{DBO_{Af}}$; y se ajusta el modelo lineal correspondiente. Las líneas obtenidas se denominan isolíneas de fiabilidad (líneas que representan la relación entre el tiempo de retención necesario en el proceso y la concentración del constituyente dado en el agua residual afluyente, para iguales fiabilidades del tratamiento, con respecto a un valor máximo permisible en el efluente, F_{X_s}) (Figuras 3b y 3c, en Resultados y su Discusión). El diagrama heurístico del procedimiento gráfico se muestra en la Figura 2. Para dimensionar los estanques con lemnáceas se asume una profundidad media de 0,5 m y una relación largo:ancho de 10:1.

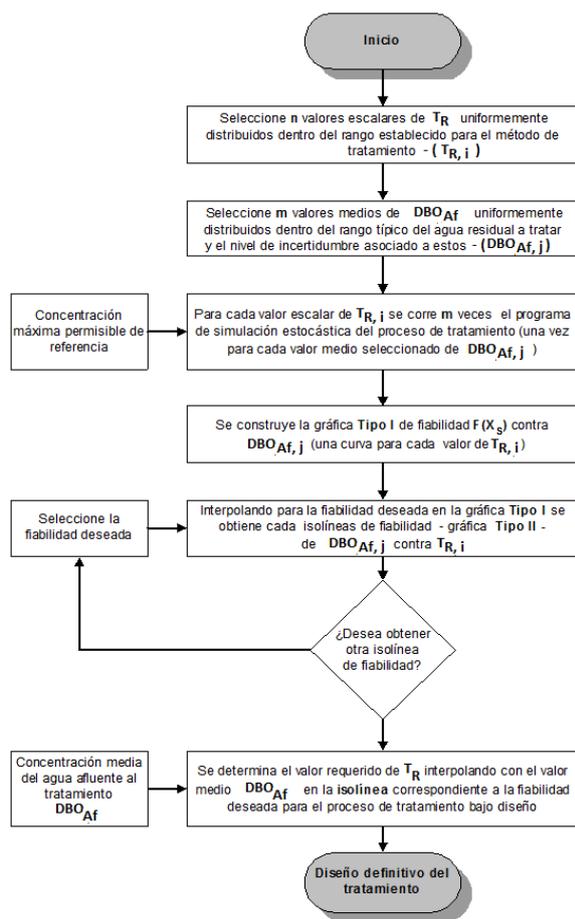
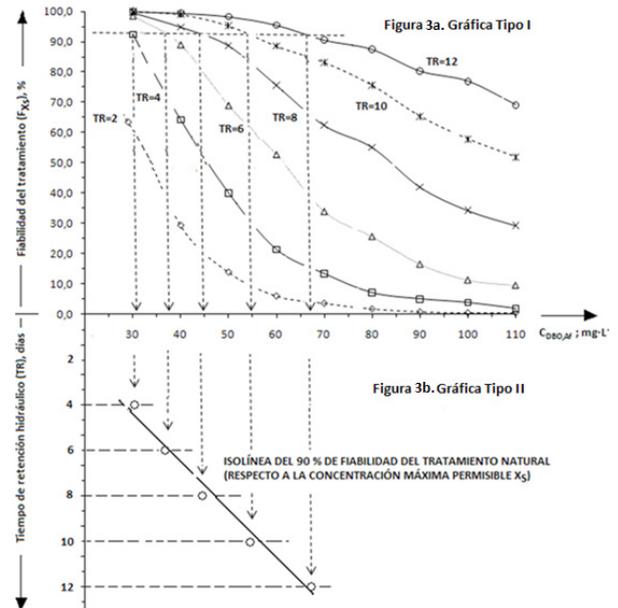


Figura 2. Diagrama heurístico del Procedimiento Gráfico de Diseño de Tratamientos Naturales

RESULTADOS Y SU DISCUSIÓN

El procedimiento gráfico propuesto se aplicó para la obtención de la isolínea del 90 % de fiabilidad para el tratamiento de los efluentes de lagunas facultativas primarias

(LFPs) mediante estanques con lemnáceas (ELAs), en la provincia de Villa Clara, Cuba (Figuras 3a, 3b). Nótese, que a partir de la Gráfica Tipo I (Figura 3a) se puede obtener una familia de isolíneas de fiabilidad, que permiten diseñar las unidades de tratamiento para la fiabilidad deseada, por ejemplo para 80 y 90 % (Figura 3c).



Figuras 3a y 3b. Procedimiento gráfico aplicado para la obtención de la isolínea del 90 % de fiabilidad para el tratamiento de los efluentes de LFPs mediante ELAs, en la provincia de Villa Clara, Cuba.

En la Gráfica de Tipo II obtenida, se parte de la concentración media del agua residual efluente de cada LFP – la misma que es afluyente al tratamiento bajo diseño, en este caso ELAs – para determinar el tiempo de retención requerido en el diseño de los ELAs, para garantizar estadísticamente una fiabilidad de 90 % respecto a la concentración máxima permisible (X_s) establecida en la norma correspondiente NC 27 (1999).

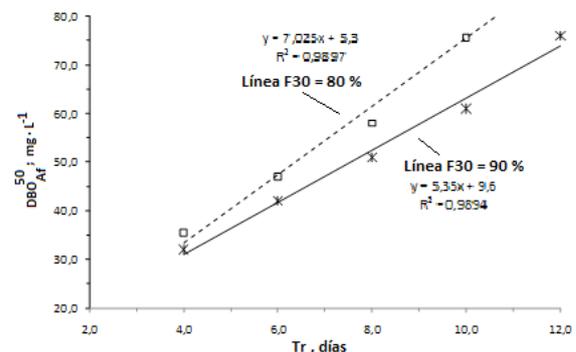


Figura 3c. Líneas rectas que relacionan DBO_{Af}^{50} de LFPs con T_R – tiempo de retención requerido en estanques con lemnáceas – para lograr un mismo nivel de fiabilidad (80 y 90%), respecto al límite máximo permisible establecido X_s (de $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de DBO)

Se aplica el procedimiento gráfico para determinar el tiempo de retención hidráulico medio de diseño para dar tratamiento a los efluentes de las LFPs de Ranchuelo y Caibarién, en Villa Clara, Cuba, para una fiabilidad del 90

% con respecto al límite máximo permisible de 30 mg·L⁻¹ de DBO, fue determinado gráficamente, interpolando en la Figura 2b o 2c (Tabla 1) (Sánchez, 2011).

Tabla 1. Características de las LFPs de Ranchuelo y Caibarién, en Villa Clara, Cuba.

Laguna	Estadístico	Población (hab)	T _R (d)	C _{DBO,EF} (mg·L ⁻¹)	F ₃₀ %	t _{TR} Estimado (días)	
Ranchuelo	Promedio	1100	58	37,5	66,4	5,2	—
	Desv. Estándar	52	7	17,34			
Caibarién	Promedio	3312	49	33,2	71,6	4,4	—
	Desv. Estándar	152	5	15,16			

1F30: Fiabilidad de la LFP respecto al límite máximo permisible de 30 mg·L⁻¹ de DBO5

establecido en la norma cubana NC 27:99.

2TR Estimado: Calculado mediante la figura 2b (o 2c).

CONCLUSIONES

Con los modelos de simulación de unidades de tratamiento, bajo incertidumbre y variabilidad en los datos de entrada, se substituye la aplicación de dudosos y muy subjetivos factores de seguridad mediante la incorporación de la fiabilidad como principal criterio de diseño del proceso. Se desarrolla un procedimiento gráfico alternativo que facilita significativamente la aplicación práctica del diseño, bajo incertidumbre y variabilidad en los datos, de unidades naturales de tratamiento de aguas residuales.

Se construyen los gráficos Tipo I y Tipo II propuestos para la obtención de las isocurvas del 80 y 90 % de fiabilidad para el diseño estocástico del tratamiento de los efluentes de lagunas facultativas primarias (LFPs) en la provincia de Villa Clara, Cuba, mediante estanques con lemnáceas (ELAs).

Se aplica la gráfica con las isocurvas de fiabilidad obtenidas para el diseño estocástico del tratamiento mediante estanques con lemnáceas (ELAs) de los efluentes de las lagunas facultativas primarias (LFPs) de los municipios de Ranchuelo y Caibarién, en la provincia de Villa Clara, Cuba.

REFERENCIAS

- Sánchez, R. (2011). Procedimiento metodológico general para la evaluación y el diseño de tecnologías naturales de tratamiento de aguas residuales en condiciones de incertidumbre y variabilidad. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas. Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Cuba. p 152. Trabajo no publicado.
- Sánchez, R., Rosa, E. y Moreno, M. (2010). Evaluación estocástica de lagunas de estabilización. Aplicación a las lagunas facultativas primarias en la provincia de Villa Clara, Cuba. *Afinidad: Revista de química teórica y aplicada LXVII*, 547:198-202
- CEPIS. (1985). Manual de lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados. Diseño, construcción y explotación. Lima, Perú: CEPIS. p 133. Disponible en: <http://www.docstoc.com/docs/21937553/procesos-biologicos-aplicados-al-tratamiento-de-agua-residual>
- Doby, T. A. (2004). Optimization of wastewater treatment design under uncertainty and variability. En: Department of Civil Engineering, (Raleigh: North Carolina State University) Disponible en: <http://www.gradworks.umi.com/31/64/3164011.html>
- Olivera, S. y von Sperling, M. (2007). Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research* 42:1182-94
- Rousseau, D., Lesage, E., Story, A., Vanrolleghem, P. A. y De Pauw, N. (2008). Constructed wetlands for water reclamation Desalination 218:181-9
- Jeppsson U. (1996). Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes. En: Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA) Lund Institute of Technology pp 444. Disponible en: <http://www.iea.lth.se/publications/Theses/LTH-IEA-1010.pdf>
- Harmand, J., Lobry, C. y Rapaport, A. (2008). Modelación y problemas matemáticos para la descontaminación biológica. Disponible en: <http://www.inma.ucl.ac.be/EOLI/Publis/EOLIMathMod2.pdf>
- Bixio, D., Parmentier, G., Rousseau, D., Verdonck, F., Meirlaen J., Vanrolleghem, P. A. y Thoeve, C. (2001). A quantitative risk analysis tool for design/simulation of wastewater treatment plants.
- Benedetti L. (2006). Probabilistic design and upgrade of wastewater treatment plants in the EU Water Framework Directive context. PhD thesis, Ghent University, Belgium, pp. 304.
- Domínguez, D. y Gujer, W. (2006). Evolution of a wastewater treatment plant challenges traditional design concepts *Water research*. 40:1389-96
- EPA. (2003). Draft Guidance on the Development, Evaluation, and Application of Regulatory Environmental Models. Washington D.C. EPA. Disponible en: http://www.modeling.uga.edu/tauc/other_papers/CREM%20Guidance%20Draft%2012_03.pdf
- Huo, J. (2005). Application of statistical methods and process models for the design and analysis of activated sludge wastewater treatment. En: *Civil Engineering*, (Knoxville: University of Tennessee). p 261. Disponible en: http://www.biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/id/50535272.html
- Niku S., Schroeder, E. D. y Samaniego, F. J. (1979). *J. Water Pollut. Control Assoc.* 51: 2841-2857
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. y Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Fourth Edition. Metcalf & Eddy, Inc. Boston: McGraw-Hill.
- Olguín, E., Sánchez-Galván, G. y Pérez-Pérez, T. (2007). Assessment of the Phytoremediation Potential of *Salvinia minima* Baker Compared to *Spirodela polyrrhiza* in High-strength Organic Wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution* 181:135-47
- Caicedo, J. R. (2004). Lenteja de agua para el tratamiento de aguas residuales. Factores ambientales y físico-químicos que afectan su crecimiento. Universidad del Valle, Colombia. pp 175-99
- EPA. (1988). Design Manual. Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. En: EPA/625/1-88/022. Disponible en: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/design.pdf>
- Comisión Europea. (2001). Procesos extensivos de depuración de las aguas residuales. Colectividades (500-5.000 H.E). Oficina Internacional del Agua, 2001 Disponible en: <http://www.ec.europa.eu/envirom>

- ment/water/water-urbanwaste/ info/pdf/waterguide.es.pdf
20. Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. y Haber, R. (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control. En: Scientific and technical Report No. 8, London, UK. IWA. p 156
 21. Kadlec, R. H., Knight, R. L. 1996. Treatment Wetlands. CRC Press LLC. Florida. USA. 855pp.
 22. Oron, G. (1990). Economic consideration in wastewater treatment with duckweed for effluent and nitrogen renovation. Research Journal WPCF 62:692-6
 23. Rousseau, D. (2005). Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance. (Ghent, Belgium: Ghent University). p 300
 24. De Andrade, A. V., Araújo Mascarenhas, L. C. y von Sperling, M. (2003). Avaliação da utilização de lentilhas d'água para a melhoria da qualidade do efluente de lagoas de polimento. En: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, (Joinville - Santa Catarina) Disponible en: www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/lxxvi.pdf
 25. Smith, M. D. y Moelyowati, I. (2001). Duckweed based wastewater treatment: design guidelines for hot climates. IWA. Water science and technology 43:291-9
 26. Willett, D. (2005). Duckweed-based Wastewater Treatment Systems: Design Aspects and Integrated Reuse Options for Queensland Conditions. Disponible en: <http://www.catalogue.nla.gov.au/Record/3548566>
 27. Cothren, G. M., Chen, S., Rahman, M. y Malone, R. (2001). Hydrologic modeling of aquatic plant treatment systems polishing dairy lagoon effluents. J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng. 36:1905-17
 28. Ran, N., Agami, M. y Oron, G. (2004). A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. Water research 38:2240-7
 29. de Lemos Chernicharo, C. A. (2009). Round table on integration of ponds with other systems. En: 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds. 2nd Latin-American Conference on Waste Stabilization Ponds, (Belo Horizonte, Brazil: IWA) Disponible en: <http://www.acquacon.com.br/ponds2009/en/iwa.oral.php>
 30. Van der Steen, P., Brenner, A., Van Buuren, J. y Oron, G. (1999). Post treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. Water Research 33:615-20
 31. Alaerts, G. J., Mahbubar Rahman, M. y Kedelman, P. (1996). Performance analysis of full-scale duckweed covered lagoon. Water Research. 30:843-852
 32. Bonono, L., Pastorelli, G. y Zambon, N. (1997). Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment. Water Science and Technology 35:239-46
 33. Rousseau D P L, Vanrolleghem P A y De Pauwa N 2004 Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review *Water Research* 38(6), 1484–1493. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.013>
 34. Von Sperling, M. (1996a). Design of facultative ponds based on uncertainty analysis. Water Science and Technology 37:41-7
 35. Mara, D. D. (1997). Design manual for waste stabilization ponds in India. p 1-125. Disponible en: http://www.crdi.ca/es/ev-68333-201-1-DO_TOPIC.html
 36. Mara, D. D. (2008). Efficient Management of Wastewater (Berlin: Springer-Verlag) pp 113-23
 37. MinDesarrollo. (2000). Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. En: RAS 2000, ed DAPSB (Bogotá, Colombia: Ministerio de Desarrollo Económico) Disponible en: <http://www.cingcivil.com/.../reglamento-tecnico-del-sector-de-agua-potable-y-saneamiento-basico-ras-2000>
 38. Peña, M. y Mara, D. D. (2004). Waste Stabilisation Ponds IRC TOP (Thematic Overview Paper). pp 1-43
 39. TECSPAR. (2009). Manual de tecnologías sostenibles en tratamiento de aguas. (Ed J Morató y G Peñuela: Comisión Europea). Disponible en: <http://www.tec-spar.org/manual%20tecnologias.html>
 40. NC 27. (1999). Norma Cubana 27:99 "Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones". Oficina Nacional de Normalización, Cuba.). pp 1-14
 41. Von Sperling, M. (1996b). Remoção de coliformes em lagoas de estabilização. Comparação de diversos modelos e proposição de abordagens simplificadas. En: XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS. México, D.F. pp 48-55
 42. Sánchez, R. y Coral, Y. M. (2009). Evaluación del tratamiento de aguas residuales con *Lemna gibba* en estanques con régimen de flujo de pistón. Afinidad: Revista de química teórica y aplicada LXVI, 541:238-242