

ANÁLISIS DE LA CONFIABILIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LAGUNAS FACULTATIVAS PRIMARIAS EN VILLA CLARA-CUBA

MSc. Rodolfo Sánchez-Morales¹, Dra. Elena Rosa-Domínguez¹,

MSc. Maritza Moreno-Mata², rodolfoism@uclv.edu.cu

¹Centro de Estudios de Química Aplicada (CEQA), Facultad de Química y Farmacia, Universidad Central de Las Villas, ²Delegación Provincial de Recursos Hídricos en Villa Clara, Cuba

Este trabajo presenta un análisis de la confiabilidad del funcionamiento de las lagunas facultativas primarias (LFPs) que tratan aguas residuales urbanas en la provincia de Villa Clara, Cuba. Se combina la simulación matemática de las concentraciones de un conjunto de componentes del agua residual cruda y del efluente del proceso de tratamiento en las LFPs con la metodología desarrollada por Niku et al (1979) para la determinación de la confiabilidad del funcionamiento de las LFPs bajo estudio. La confiabilidad del funcionamiento se entiende como el porcentaje del tiempo que el efluente de la LFP cumple con la norma cubana de vertimiento NC 27:99. Los resultados indicaron que todas las LFPs observadas mostraron confiabilidades inferiores al 90 % con respecto a los valores máximos permisibles establecidos en la referida norma cubana, para varios componentes del agua residual efluente. A partir de estos resultados se determinan los valores de la concentración de proyecto recomendadas – que incluyen la variabilidad de la calidad del efluente a través de un factor de seguridad denominado Coeficiente de Confiabilidad - para el diseño mediante modelos tradicionales y determinísticos de LFPs en la región central de Cuba. Las concentraciones de proyecto permiten diseñar para el nivel de confiabilidad deseado mediante modelos tradicionalmente empleados como el de flujo disperso para LFPs.

Palabras clave: lagunas facultativas primarias, simulación matemática, confiabilidad del funcionamiento, diseño, concentraciones de proyecto.

This article presents a reliability analysis of the performance of primary facultative ponds (PFPs) that treats urban wastewaters in Villa Clara province in Cuba. Mathematical simulating of wastewater concentrations of various wastewater components and a methodology developed by Niku et al (1979) are combined for the performance reliability determination of PFPs under study. In this paper, reliability is understood as percentage of time that their effluents of PFPs fulfil with de Cuban wastewater disposal standard NC 27:99. The results showed that all observed PFPs presented reliabilities below 90 % in terms of compliance with maximum permissible concentrations established in Cuban disposal standard for almost all assessed components in effluent wastewater. From these results recommended project concentrations– that take into consideration effluent quality variability through a security factor named Coefficients of Reliability – to be used in traditional and deterministic design of PFPs in central region of Cuba were calculated. Project concentrations make possible to design for a determined level of reliability using traditional models like disperse flux model employed to design PFPs.

Key words: primary facultative ponds, mathematical simulating, performance reliability, design, project concentrations.

Introducción

En Cuba predominan las lagunas de estabilización para el tratamiento del agua residual de asentamientos poblacionales. La gran mayoría de las lagunas existentes para tratar aguas residuales urbanas en Cuba fueron construidas en las décadas del 70 y principios de la del 80. Las lagunas facultativas primarias independientes son mucho más numerosas que las lagunas anaerobias y

sistemas de lagunas en serie o en paralelo. En la provincia de Villa Clara, por ejemplo, más del 95 % de las lagunas existentes son facultativas primarias independientes /1/.

Los estudios sistemáticos dirigidos a la evaluación del funcionamiento de las lagunas facultativas primarias disponibles, principalmente las caracterizaciones de residuales, son limitadas en número y presentan algunos inconvenientes técnicos que deben ser tenidos en cuenta a la hora de

su interpretación y empleo. Entre estos inconvenientes están: ser obtenidos mediante muestreos compuestos aislados o no consecutivos en el tiempo, por lo general representativos de algunas horas y en muy pocos casos de 24 h de operación, además de presentar una cobertura incompleta de los principales parámetros que caracterizan el agua residual, siendo las mediciones del flujo y las determinaciones de sólidos los datos que con mayor frecuencia no son realizados.

Las principales causas de estas limitaciones en la información del comportamiento de las lagunas facultativas primarias radican en los costos – de transportación, ensayos de laboratorio y personal de campo - y dificultades técnicas para la medición “in situ” del flujo de agua residual y para la realización de algunos ensayos en el laboratorio.

Las evaluaciones tradicionales del funcionamiento de lagunas de estabilización se basan en la determinación de la eficiencia media de remoción de contaminantes, principalmente de DBO₅ y bacterias; y adicionalmente en la comparación de la concentración media del efluente con los valores máximos permisibles establecidos en la norma cubana de vertimiento NC 27:99.

Este trabajo es motivado, por una parte, debido a la necesidad de evaluar el funcionamiento de las lagunas construidas, bajo el escenario antes expuesto; y por otra parte, la posibilidad de disponer de las concentraciones de proyecto, que obtenidas mediante el procedimiento estocástico de evaluación de las LFPs permiten mejorar la confiabilidad del diseño determinístico, mediante la inclusión de la variabilidad en la composición del efluente de las LFPs en los modelos de estado estacionario, como el de flujo disperso, a través de los denominados coeficientes de confiabilidad.

La simulación estocástica de las concentraciones de los componentes del agua residual afluente y efluente de las lagunas facultativas primarias combinada con el procedimiento propuesto por Niku /2/, y retomado por Olivera y Von Sperling /3/, para evaluar la confiabilidad del tratamiento de aguas residuales permite evaluar la confiabilidad del funcionamiento de las lagunas facultativas primarias y establecer las magnitudes de las concentraciones a ser tomadas en su diseño, rediseño

o proyecto denominadas concentraciones de proyecto, cuando se aplican modelos del tipo determinístico y de estado estacionario.

Fundamentación teórica

En el diseño tradicional de métodos naturales de tratamiento de aguas residuales, entre los que se encuentran las lagunas de estabilización, cultivos acuáticos y humedales artificiales, se emplean datos escalares de entrada, normalmente valores medios del flujo y de las concentraciones y modelos del tipo determinístico y de estado estacionario /4-8/. Los procedimientos tradicionales de diseño están estrechamente vinculados con los denominados factores de seguridad, que son manejados con un alto grado de subjetividad, y que en muchos casos conllevan al sobredimensionamiento de las unidades de tratamiento diseñadas /3, 4, 9/.

Los factores de seguridad pueden ser aplicados en los datos de entrada, en las exigencias de salida o en algún cálculo intermedio dentro del modelo. Una vía de aplicar implícitamente el factor de seguridad a la entrada del modelo es la toma de las cargas de diseño u otro parámetro de la literatura o por su asignación subjetiva. Una forma explícita de aplicar el factor de seguridad a las salidas es incrementando el tamaño del volumen de diseño en algún factor o disminuyendo el límite máximo permisible en el efluente. Un problema con el uso arbitrario de factores de seguridad está en que probablemente conlleve a diseños extremadamente conservadores y costosos, sin proporcionar, necesariamente, un beneficio significativo /9, 10/.

De acuerdo con las eficiencias de remoción y las concentraciones del efluente de las LFPs observadas en la provincia de Villa Clara, el tratamiento de aguas residuales urbanas no garantiza efluentes con la calidad exigida por la norma cubana de vertimiento NC 27:99, provocando afectaciones al medio ambiente en general y particularmente a la biodiversidad y la calidad del agua, tanto superficial como subterránea. El diseño determinístico y con empleo de factores de seguridad, subjetivamente asumidos por cada proyectista, la no consideración explícita de las varia-

ciones típicas en la composición del agua residual en el diseño, así como la puesta en vigencia de la norma de vertimiento con posterioridad a la construcción de la mayoría de las LFPs en funcionamiento y la consideración de la demanda de oxígeno ejercida por las algas como contaminación en esta norma, son factores, ajenos a la operación y el mantenimiento que inciden en que estas unidades naturales de tratamiento no muestren un mejor funcionamiento y no cumplan con las exigencias de la norma cubana de vertimiento. Además, la referida norma cubana no especifica el nivel de confiabilidad con que los efluentes deben cumplir con los límites máximos en ella exigidos, dejando un amplio margen a la interpretación de la misma.

La variabilidad es una propiedad intrínseca debida a la heterogeneidad en los procesos mientras que la incertidumbre está asociada al desconocimiento o el insuficiente conocimiento de determinado parámetro. Ambos conceptos, incertidumbre y variabilidad son descritos por la función de distribución correspondiente. Por tanto, un mejor conocimiento puede cambiar un valor incierto, pero no la variabilidad propia de un parámetro dado, /9-11/.

La distribución lognormal es comúnmente empleada para caracterizar los efluentes del tratamiento de aguas residuales. Al respecto hay criterios encontrados, unos justifican distribuciones lognormales del efluente del tratamiento señalando que los procesos aleatorios en el tratamiento son de naturaleza multiplicativa/2/ e incluso que tan solo la dilución aleatoria de un agua residual produce la distribución lognormal de sus concentraciones, /12/ ; mientras que otros investigadores consideran que no hay razón física para pensar que las distribuciones de las concentraciones de los efluentes sean lognormales, /9, 13/. En todo caso, siempre es prudente evaluar el correcto ajuste de los datos al tipo de distribución esperada.

La generación de series de datos teóricos se puede obtener mediante el empleo de las funciones de densidad de probabilidades (FDPs) ajustadas para una serie de datos existentes de caracterizaciones de aguas residuales. En este caso, se definen los valores normalizados (Z_{xi}) o (Z_{inxi}) de

la variable X_i ($X_i = C_{DBO5,0,i}$ ó $CCF_{0,i}$) mediante las siguientes expresiones:

$$\text{Distribución normal} \quad Z_{xi} = \frac{(x_i - \bar{x})}{s(x)} \quad (1)$$

$$\text{Distribución lognormal} \quad Z_{\ln x_i} = \frac{(\ln x_i - \overline{\ln x})}{s(\ln x)} \quad (2)$$

para $i = 1, 2, 3, \dots, n$ iteraciones (momentos diferentes de operación).

donde:

X_i = valor de la variable (X) para cada iteración, en caso de distribución normal de los datos.

$\ln x_i$ = valor del logaritmo neperiano de la variable (X_i), para el caso de una distribución lognormal de los datos.

Z_{xi} = valor normalizado de la variable X_i , con distribución normal de media = 0 y desviación estándar = 1.

Z_{inxi} = valor normalizado de la variable $\ln X_i$, con distribución normal de media = 0 y desviación estándar = 1.

\bar{x} = valor medio de la variable (x), en caso de distribución normal;

$\overline{(\ln x)}$ = valor medio del logaritmo neperiano de la variable (x), en caso de distribución lognormal;

$s(x)$ = desviación estándar de (x), en caso de distribución normal;

$s(\ln x)$ = desviación estándar del logaritmo neperiano de la variable (x), para el caso de distribución lognormal.

Los valores de (X_i) son determinados mediante la ecuación (3) para el caso de una distribución normal:

$$x_i = Z_{xi} \cdot s(x) + \bar{x} \quad (3)$$

Los valores de Z_{xi} y de Z_{inxi} son generados aleatoriamente; en Microsoft Excel mediante la función (= Distr.Norm.Inv (Aleatorio();0;1)) y en el programa Stella 9.1 mediante la función Normal (0,1).

En el caso de una distribución lognormal, los valores de (X_i) son determinados mediante la ecuación (4):

$$x_i = e^{(\ln x_i)} = e^{(Z_{1-\alpha} \cdot s \cdot (\ln x) + \bar{\ln x})} \quad (4)$$

La confiabilidad (F) se define como el porcentaje de casos o del tiempo que se estima la laguna cumple con la concentración límite de vertimiento, /2, 3, 9, 14/. Por tanto, la confiabilidad es calculada a partir del número de violaciones del valor límite de vertimiento dado en la norma, en relación al número de días de operación considerados para la laguna bajo estudio. En el caso de una sola corrida la expresión matemática de la confiabilidad (F) es:

$$Fs = 1 - \frac{\bar{v} + 2 \cdot \sigma}{\text{días_operación}} \quad (5)$$

donde:

v = número de violaciones del valor límite y días_operación son los días de operación considerados para estimar la confiabilidad.

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

$$Fs = 1 - \frac{\bar{v} + 2 \cdot \sigma}{\text{días_operación}} \quad (6)$$

El procedimiento de evaluación estocástica desarrollado por /2/ y aplicado por /3/ permite determinar los coeficientes de confiabilidad (CDFs) y los valores de las concentraciones medias de proyecto (m_x) requeridas para que el

efluente cumpla, para un nivel de confiabilidad dado, con los límites máximos de concentración establecidos en la legislación. Las ecuaciones de este procedimiento son:

$$m_x = (\text{CDF}) \cdot X_s \quad (7)$$

$$\text{CDF} = \sqrt{CV^2 + 1} \cdot \exp \left[-Z_{1-\alpha} \cdot \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right] \quad (8)$$

donde:

m_x = concentración media de proyecto (m_x) requerida para que el efluente cumpla, para un nivel de confiabilidad dado, con los límites máximos de concentración establecidos en la legislación;

CDF = Coeficiente de confiabilidad para un determinado nivel de confiabilidad;

X_s = Concentración máxima permitida para el efluente, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;

CV = Coeficiente de variación, desviación estándar dividida por la media;

$Z_{1-\alpha}$ = variable normal reducida correspondiente a la probabilidad de no excedencia ($1 - \alpha$).

Métodos utilizados y condiciones experimentales

El esquema general del tratamiento mediante LFPs y la simbología empleada para el flujo (Q) y las concentraciones de la demanda bioquímica de oxígeno (CDBO_5) y de coliformes fecales (C_{CF}) del afluente y el efluente se muestran en la figura 1. El subíndice 0 se refiere al afluente y el subíndice 1 al efluente; mientras que, el subíndice i se refiere a cada dato del conjunto de n datos simulados.

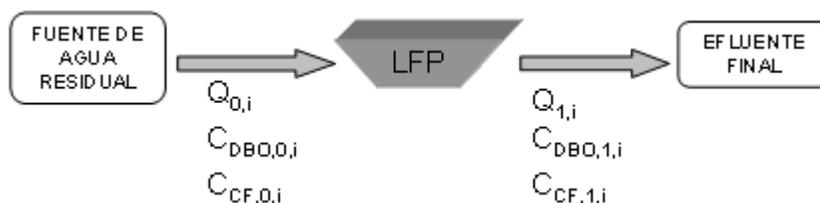


Fig. 1 Esquema general del tratamiento mediante LFPs y la simbología empleada.

En el caso de las LFPs en la provincia de Villa Clara fue posible recopilar una serie de datos de la composición del agua residual afluyente y efluente de las lagunas facultativas primarias que tratan residuales urbanos. El procesamiento estadístico de estos datos, permitió establecer las funciones de densidad de probabilidades (FDPs) de mejor ajuste, en cada caso; así como los valores de concentración correspondientes a los percentiles del 1 y 99 %, los que fueron empleados para el truncado de los datos teóricos simulados. Estas FDPs fueron empleadas para la generación de series de datos teóricos simulados de la composición del agua residual, tanto afluyente como efluente de las LFPs, aplicándose el procedimiento propuesto por Doby /9/, los que fueron truncados eliminando aquellos por encima del valor correspondiente al percentil del 99 % o por debajo al valor correspondiente al percentil del 1 %.

Los datos así obtenidos para el agua residual efluente de las LFPs fueron empleados para calcular la confiabilidad de las LFPs con respecto a los diferentes valores de los límites máximos permisibles en la norma cubana de vertimiento y se les aplicó el procedimiento propuesto por Niku (1979) para la determinación de los coeficientes de confiabilidad y las concentraciones de proyecto para diferentes niveles de confiabilidad.

Las series de datos con las composiciones del agua residual afluyente y efluente se utilizaron para la determinación de los valores puntuales de la eficiencia de remoción y con estos datos el valor medio y la desviación estándar de la misma.

La figura 2 muestra el diagrama del procedimiento estocástico empleado para la evaluación estocástica de lagunas existentes.

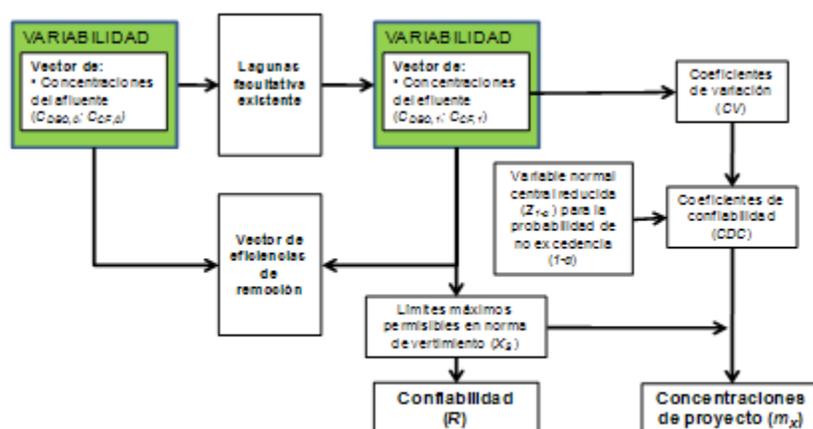


Fig. 2 Diagrama del procedimiento estocástico empleado para la evaluación estocástica de lagunas existentes.

El procedimiento descrito fue implementado con el apoyo combinado de los programas STELLA 9.1 (generación de datos simulados), MICROSOFT EXCEL (almacenamiento y procesamiento primario de datos generados) y STATGRAPHICS CENTURIÓN XV (procesamiento estadístico).

Además, se calcularon las razones entre las concentraciones de proyecto (mX) y las reales en el efluente para evaluar el funcionamiento de las lagunas bajo estudio /2, 3/. Valores de esta razón

menores que la unidad indican un funcionamiento de las LFPs que no cumple con la confiabilidad establecida el valor máximo permisible en la norma de vertimiento (X_s).

Resultados y su discusión

A partir de las FDPs obtenidas en el procesamiento estadístico de 36 caracterizaciones de LFPs en Villa Clara, fueron simulados vectores de 1000 datos de las concentraciones de cada

constituyente del afluente y del efluente a las lagunas y calculadas las confiabilidades del funcionamiento de las lagunas con respecto a los valores establecidos en la norma cubana de vertimiento /15/ para cada constituyente evaluado.

Las FDPs de las series de 1000 datos simulados para los componentes bajo estudio, tanto del agua residual afluente como del agua residual efluente de

las LFPs en la provincia de Villa Clara, fueron comparados con las correspondientes FDPs de los datos reales recopilados. En todos los casos, no se puede rechazar la hipótesis para la diferencia entre las medias μ_1 y μ_2 de dos distribuciones normales con varianzas iguales, lo que confirma la validez del procedimiento empleado para la generación de datos simulados (tablas 1 y 2).

Tabla 1
Comparación de los datos de entrada (afluente) simulados con los observados

Componente	Tipo de Distribución	Datos Simulados		Datos Reales		Valor P ¹
		Media	Desviación Estándar	Media	Desviación Estándar	
DQO	Normal	409,6	105,0	403,7	132,5	0,756
DBO ₅	Normal	213,1	55,4	215,2	68,6	0,834
NT	Normal	20,5	5,7	20,6	6,9	0,923
PT ²	Log normal	1,6	0,6	1,5	0,742	0,357
SST ²	Log normal	5,2	0,2	5,34	0,372	0,139
CF ²	Log normal	16,1	2,9	17,72	6,210	0,068

¹Valor P de la prueba de hipótesis para la diferencia entre las medias μ_1 y μ_2 de dos distribuciones normales con varianzas iguales.

²Se muestran los valores de los parámetros de la distribución lognormal.

Como referencia para determinar la confiabilidad fueron tomados los límites máximos permisibles de DQO, DBO₅, NT, PT y CF en el efluente, establecidos en la norma cubana de vertimiento /15/. Para SST se asumieron tres valores límites diferentes,

dentro de un rango lógico en el efluente, en base las normas de la Unión Europea y Chilena /16, 17/. En la tabla 3 aparecen los valores de las concentraciones límites exigidas para sus efluentes por la norma cubana de vertimiento /15/ y los asumidos para los SST.

Tabla 2
Comparación de los datos de salida (efluente) simulados con los observados

Componente	Tipo de Distribución	Datos Simulados		Datos Reales		Valor P ¹
		Media	Desviación Estándar	Media	Desviación Estándar	
DQO	Normal	148,3	55,1	148,4	67,9	0,992
DBO ₅	Normal	74,8	29,0	73,3	36,3	0,849
NT	Normal	11,5	4,90	11,6	5,3	0,911
PT ²	Log normal	1,1	0,50	1,0	0,4	0,2628
SST ²	Log normal	4,6	0,20	4,6	0,24	1,0000
CF ²	Log normal	5,5	1,90	5,5	2,20	1,0000

¹Valor P para la prueba de hipótesis para la diferencia entre las medias μ_1 y μ_2 de dos distribuciones normales con varianzas iguales.

²Se muestran los valores de los parámetros de la distribución lognormal.

Tabla 3
Límites máximos permisibles tomados de referencia para la determinación de las confiabilidades

Componente	Vertimiento a Ríos y Embalses ¹			Vertimiento a Suelos y Zonas No Saturadas ¹		
	A	B	C	A	B	C
DQO	70	90	120	90	160	250
DBO ₅	30	40	60	40	60	100
NT	5	10	20	5	10	15
PT ²	2 (0,7)	4 (1,4)	10 (2,3)	5 (1,6)	5 (1,6)	10 (2,3)
SST ^{2,3}	100 (4,6)	150 (5,0)	200(5,3)	-	-	-
CF ²	200 (5,3)	1000 (6,9)	-	20 (3,0)	50 (3,9)	-

¹A, B y C corresponden a diferentes Clases de cuerpos receptores según /15/;

²Componentes ajustados mediante una distribución lognormal; entre paréntesis se muestran los valores del logaritmo neperiano de los límites máximos permisibles /15/;

³Valores limites no referidos en la norma cubana de vertimiento./15/. Se asumieron valores lógicos en base a los establecidos en /16, 17/.

Los valores de DBO₅ establecidos en la norma cubana (tabla 3) corresponden a la DBO₅ Total, lo que no favorece su cumplimiento por parte de las LFPs debido a que la demanda de las algas en el efluente representa entre el 70 y 90 % de la DBO₅ total y las algas dentro del cuerpo de agua receptor no constituyen una demanda inmediata, produ-

cen oxígeno mediante fotosíntesis durante el día y son consumidas por especies en niveles superiores de la cadena trófica.

La evaluación estocástica de las lagunas facultativas primarias indica bajos valores de las confiabilidades o porcentajes de cumplimiento de los límites máximos permisibles exigidos para el

efluente en la norma cubana de vertimiento con respecto a los diferentes valores límites exigidos en la referida norma cubana de vertimiento (tabla 4). Además, las lagunas facultativas primarias bajo estudio muestran eficiencias medias de remoción de materia orgánica y nutrientes ligeramente inferiores a los reconocidos en la literatura especializada /18-22/.

La aplicación del procedimiento desarrollado por Niku /2/ a las series de datos simulados (tabla 5) permite establecer las diferentes concentraciones de proyecto (m_x), a ser tomadas en el diseño tradicional determinístico, para que el efluente de la laguna diseñada cumpla con los valores límites máximos permisibles establecidos en la norma cubana de vertimiento, con un determinado nivel de confiabilidad.

Tabla 4
Valores medios y desviaciones estándares para cada componente evaluado y las confiabilidades calculadas (programa Stella 9.1)

Componente	Porcentaje de Remoción		Confiabilidad para el Vertimiento a Ríos y Embalses ¹			Confiabilidad para el Vertimiento a Suelos y Zonas No Saturadas ¹		
	Media	D. Est.	A	B	C	A	B	C
DQO	64,2	4,5	9,5	16,5	31,4	16,5	56,6	97,3
DBO ₅	67,2	5,8	7,3	13,8	31,5	13,8	31,5	79,5
NT	49,6	10,5	9,7	39,7	94,9	9,7	39,7	75,8
PT	38,1	7,5	25,1	72,0	97,8	83,7	83,7	97,8
SST ²	47,0	1,0	100	100	100	-	-	-
CF ³	99,997	3,0	44,5	76,1	76,1	10,6	21,0	21,0

¹A, B y C corresponden a diferentes clases de cuerpos receptores según la norma cubana de vertimiento /15/;

²Límites no referidos en la norma cubana de vertimiento. /15/. Se asumieron valores lógicos;

³Los contenidos se expresan en $mg \cdot L^{-1}$, excepto los coliformes fecales se expresan en $NMP \cdot (100 mL)^{-1}$;

- No se establece un valor límite fijo en la norma cubana de vertimiento, /15/.

La razón entre las concentraciones de proyecto del efluente y las correspondientes concentraciones observadas indican un funcionamiento insuficiente de las lagunas bajo estudio, con valores de esta razón menores que 1 para la mayoría de los constituyentes y para las diferentes clases de cuerpos receptores (tabla 6). Además, existe correspondencia entre la evaluación del funcionamiento de LFPs determinadas por el programa

de simulación desarrollado en Stella 9.1 (tabla 4) y la resultante de la aplicación, a las series de datos simulados, del procedimiento desarrollado por Niku /2/ (tabla 6).

En la tabla 7 se muestran los valores de los coeficientes de confiabilidad de los componentes estudiados en el efluente de LFPs en Villa Clara, calculados para tres diferentes niveles de confiabilidad (0,90; 0,95 y 0,99).

Tabla 5
 Coeficientes de variación (CV), coeficientes de confiabilidad (CDF) y concentraciones medias de proyecto (m_x) para el efluente con un nivel de confiabilidad del 95 %

Componente	CV	CDC	Concentraciones de Proyecto para el Vertimiento a Ríos y Embalses ¹			Concentraciones de Proyecto para el Vertimiento a Suelos y Zonas No Saturadas ¹		
			A	B	C	A	B	C
DQO	0,37	0,59	41	53	71	53	94	148
DBO ₅	0,39	0,58	17	23	35	23	35	58
NT	0,43	0,56	2,8	5,6	11,1	2,8	5,6	8,3
PT	0,62	0,46	2,3	4,6	9,2	2,3	4,6	6,9
SST	0,20	0,73	37	73	110	147	-	-
CF ²	2,28	0,27	54	270	-	5	14	-

¹ A, B y C corresponden a diferentes clases de cuerpos receptores /15/;

² Los contenidos se expresan en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, excepto los coliformes fecales que se expresan en $\text{NMP}\cdot(100\text{mL})^{-1}$.

Tabla 6
 Razón entre las concentraciones de proyecto del efluente (para un nivel de confiabilidad del 95 %) y las correspondientes concentraciones reales

Componente	Vertimiento a Ríos y Embalses ¹			Vertimiento a Suelos y Zonas No Saturadas ¹		
	A	B	C	A	B	C
DQO	0,3	0,4	0,5	0,4	0,6	1,0
DBO ₅	0,2	0,3	0,5	0,3	0,5	0,8
NT	0,2	0,5	1,0	0,2	0,5	0,7
PT	0,7	1,3	2,7	0,7	1,3	2,0
SST	0,7	1,1	1,4	1,4	-	-
CF	0,04	0,22	-	0,004	0,01	-

¹ A, B y C corresponden a diferentes Clases de cuerpos receptores /15/;

Resultados en **negritas** los casos donde las concentraciones reales son iguales o menores que las de proyecto (caso donde el efluente cumple en el 95 % de las veces con los límites correspondientes establecidos en la norma de vertimiento).

Tabla 7
Coeficientes de confiabilidad–CDF, para diferentes niveles de confianza de los componentes estudiados en el efluente de LFPs en Villa Clara

Nivel de confiabilidad	DQO ¹	DBO ₅	NT	PT	SST	CF
0,90	0,67	0,66	0,64	0,57	0,79	0,44
0,95	0,59	0,58	0,56	0,46	0,73	0,27
0,80	0,46	0,45	0,42	0,31	0,64	0,11

¹ Concentraciones en mg•L⁻¹, excepto para coliformes fecales (CF) que se expresan en NMP•100 mL⁻¹

Para el diseño determinístico de LFPs se recomienda la utilización de las concentraciones de proyecto en la tabla 8, que incluyen la variabilidad de la composición del efluente. De igual manera, estos valores pueden servir para la evaluación con datos de muestreos aislados, en lugar de emplear los de la norma cubana.

Otra observación que surge de este trabajo, se relaciona con la no alusión en la norma cubana de vertimiento sobre el nivel de confiabilidad con que deben ser cumplidos los valores límites que en ella se establecen; lo que puede ser considerada una insuficiencia de la misma.

Tabla 8
Concentraciones de proyecto o diseño¹ (m_x) requeridas para que el efluente de LFPs en Villa Clara cumpla, para tres niveles de confiabilidad, con respecto a la norma cubana de vertimiento²

Nivel de confiabilidad	Tipo cuerpo receptor ²	DQO	DBO	NT	PT	SST	CF
0,90	Ríos y Embalses						
	Clase A	47	20	3,2	1,1	39	88
	Clase B	61	27	6,4	2,3	79	441
	Clase C	81	40	12,9	5,7	118	-
	Suelos y zonas no saturadas						
	Clase A	61	27	3,2	2,8	158	9
	Clase B	108	40	6,4	2,8	-	22
0,95	Ríos y Embalses						
	Clase A	41	17	2,8	0,9	37	54
	Clase B	53	23	5,6	1,8	73	270
	Clase B	71	35	11,1	4,6	110	-
	Suelos y zonas no saturadas						
	Clase A	53	23	2,8	2,3	147	5
	Clase B	94	35	5,6	2,3	-	13
0,99	Ríos y Embalses						
	Clase A	32	13	2,1	0,6	32	22
	Clase B	42	18	4,2	1,3	64	108
	Clase C	55	27	8,4	3,1	96	-
	Suelos y zonas no saturadas						
	Clase A	42	18	2,1	1,6	128	2
	Clase B	74	27	4,2	1,6	-	5
Clase C	116	45	6,3	3,1	-	-	

¹ Concentraciones en mg•L⁻¹, excepto los coliformes fecales (CF) que se expresan en NMP•100 mL⁻¹;
² Según (NC 1999).

Conclusiones

El procesamiento de los datos recopilados de caracterizaciones muestra que las distribuciones normal y lognormal pueden ser adoptadas como representantes del comportamiento de los datos de los componentes estudiados en el agua residual, según el caso.

El procedimiento empleado para la generación de datos teóricos simulados y su truncado para evitar la aceptación de valores extremos mostró reproducir adecuadamente el comportamiento de las concentraciones de los componentes estudiados en el agua residual.

La aplicación del procedimiento desarrollado por Niku /2/ a los datos teóricos simulados para el efluente de LFPs permitió calcular los valores de los coeficientes de confiabilidades para los diferentes componentes del agua residual para diferentes niveles de confiabilidad; y con estos coeficientes obtener las denominadas concentraciones de proyecto en base a la norma cubana de vertimiento /15/.

La disponibilidad de concentraciones de proyecto introduce la variabilidad de la composición en el efluente en el diseño determinístico dando la posibilidad de establecer el nivel de confiabilidad deseado en el funcionamiento de las LFPs diseñadas o proyectadas, a la vez que simplifica el proceso de diseño.

Adicionalmente, en este trabajo se identifican dos limitaciones presentes en la referida norma cubana de vertimiento:

- 1 No se indica la confiabilidad con que deben ser cumplidos los valores máximos permisibles establecidos,
- 2 Se considera la demanda biológica de oxígeno de las algas en el efluente de LFPs como fuente de contaminación, lo cual no se corresponde con el rol que estas juegan en el cuerpo de agua receptor.

En general, los resultados del análisis de la confiabilidad del funcionamiento de las LFPs en Villa Clara indican la necesidad de complementar este tratamiento, con un segundo tratamiento

para lograr la calidad exigida en cada tipo de cuerpo receptor.

Bibliografía

1. INRH, *Indicadores físicos de acueducto y alcantarillado en Villa Clara*, Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos en Villa Clara: Santa Clara. 2008. Págs. 1-8.
2. NIKU. *Performance of activated sludge process and reliability-based design*. en J. Water Pollut. Control Assoc., 51(12), 1979. Págs. 2841-2857.
3. OLIVERA, S. M. A. C. and M. VON SPERLING. *Reliability analysis of wastewater treatment plants*. en Water Research, 42(4), 2007. Págs. 1182-1194.
4. CEPIS. *Manual de lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados. Diseño, construcción y explotación*, Lima, Perú. CEPIS, Editor. 1985. Págs. 133.
5. KADLEC, R. H. *et al.*, *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*. IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control, in *Scientific and technical*. Report No. 8, I. Publishing, London. Editor, IWA. UK. 2000. Pág. 156.
6. KADLEC, R. H. and KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands*. Florida. USA. Editor, 1996.
7. MARA, D. D. *Design manual for waste stabilization ponds in India*. 1997. Págs. 1-125.
8. ROUSSEAU, D. *Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance*, Ghent University: Ghent, Belgium. 2005. Pág. 300.
9. DOBY, T. A. *Optimization of wastewater treatment design under uncertainty and variability*, 2004.
10. BENEDETTI, L. *Probabilistic design and upgrade of wastewater treatment plants in the EU Water Framework Directive context*, in Benedetti, Lorenzo; 801001711402; LA10 Vanrolleghem, P., Ghent University, Belgium. 2006. Pág. 304.
11. HUO, J. *Application of statistical methods and process models for the design and analysis of activated sludge wastewater treatment*, in *Civil Engineering*, University of Tennessee: Knoxville. 2005. Pág. 261.
12. OTT, W. R. *A physical explanation of the lognormality of pollutant concentrations*. en Journal of the Air & Waste Management Association, 40(10), 1990. Págs. 1378-1383.
13. SCHMOYER, R. L. *et al.* *Difficulties with the lognormal model in mean estimation and testing*. en Environmental and Ecological Statistics, 3(1), 1996. Págs. 81-97.
14. TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. L., AND STENSEL, H. D. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Fourth Edition. Metcalf & Eddy, Inc. Boston: McGraw-Hill., Editor, 2003.

-
15. NC, NC 27:99, *Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones*, Oficina Nacional de Normalización, Cuba. 1999. Págs. 1-14.
 16. Communities, C. O. T. E. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste watertreatment. Official Journal of the EuropeanCommunities L135. 1991. Págs. 40-52.
 17. Presidencia, S. G. D. L. *Normas de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales*, in Decreto Supremo, Chile. Secretaría General de la Presidencia, Chile. 2001. Págs. 1-15.
 18. ABIS, K.L. and D. D. MARA. *Primary facultative ponds in the UK: the effect of operational parameterson performance and algal populations*, en *Waterscience and technology: a journal of the International Association on Water PollutionResearch*, 51(12). 2005. Págs. 61-67.
 19. CLADIR TEREZINHA, Z. *Modelagem Matemática de Nitrogênio E Fósforo em Lagoas Facultativas E de Aguapés para Tratamento de Dejetos de Suínos*. 2002.
 20. MARA, D. D. *Waste Stabilization Ponds: A HighlyAppropriate Wastewater Treatment Technologyfor Mediterranean Countries*, en *Waste Stabilization Ponds: A Highly Appropriate Wastewater Treatment Technology for Mediterranean Countries*. 2008. Págs. 113-123.
 21. ROJAS, R. *Curso sobre gestión integral de tratamiento de aguas residuales*, in *Conferencia Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*. 2002. Págs. 1-19.
 22. VON SPERLING, M. *Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world*, en *Water research*, 39(20). 2005. Págs. 5261-5273.