

EFICIENCIA DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DE LA CIUDAD DE CATAMARCA Y SU RELACION CON LA ESTIMADA POR LOS MODELOS DE DISEÑO

M. Saracho, N. Rodríguez, A. Iriarte^{1,2} y M. Flores
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UNCa.
Avda Belgrano 300. (4700) S.F. del V. de Catamarca
Tel: 03833-420900 Fax: 03833-435094
Email: cdrodriguez@arnet.com.ar

RESUMEN: Los efluentes cloacales de la Capital de Catamarca son depurados utilizando lagunas de estabilización. La eficiencia de estos sistemas para la remoción de la carga orgánica y bacteriana es función de transformaciones bioquímicas y del régimen de flujo hidráulico. Existe una gran variedad de modelos de diseño para predecir las características del efluente. El objetivo del trabajo es determinar la eficiencia de remoción orgánica y bacteriana del sistema de lagunas de estabilización de la Capital, en relación con la estimada por los modelos de diseño. Se extrajeron muestras compensadas del líquido afluente y efluente. Se determinaron DBO_5 , CF utilizando técnicas del Standard Methods. Los mayores porcentajes de remoción DBO_5 se encontraron en los módulos 3 y 6 (65 - 69 %), debajo de los valores estimados por los modelos (>82 %). Es baja la eficiencia de remoción de DBO_5 pero existe buen ajuste del modelo para la remoción de CF.

Palabras Clave: Lagunas de estabilización. Eficiencia de remoción orgánica y bacteriana. Modelos de diseño.

INTRODUCCIÓN

Los efluentes cloacales de la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca son depurados utilizando lagunas de estabilización, reactores donde se producen procesos físicos, biológicos y bioquímicos. La eficiencia de estos reactores para la remoción de la carga orgánica y bacteriana es función tanto de las transformaciones bioquímicas como del régimen de flujo hidráulico, parámetros afectados por factores meteorológicos (Higas, 1997).

La reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) se cumple principalmente a través de reacciones algas-bacterias en las cuales el oxígeno producido fotosintéticamente por las algas durante el día, es utilizado por las bacterias para descomponer la materia orgánica y los productos de descomposición (dióxido de carbono y amoníaco) son tomados por las algas para su fotosíntesis (Romero, 1998). La efectividad de estos sistemas para reducir las bacterias se relaciona con altos niveles de pH, producción por las algas de componentes extracelulares tóxicos, exposición a la luz solar o ultravioleta y desaparición de nutrientes (Chongrak y Kiran, 1985).

Los procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en el funcionamiento de las lagunas de estabilización son sumamente complejos, por lo cual no se dispone de modelos que engloben todos estos fenómenos (Higas, 1997). Los modelos y correlaciones de mayor aplicación para la evaluación de estos sistemas se refieren a los compuestos carbonosos y Coliformes Fecales, bajo la suposición de equilibrio continuo con el sub-modelo hidráulico de mezcla completa. Sin embargo ensayos con trazadores evidencian que las lagunas de estabilización convencionales especialmente en climas cálidos no se comportan como reactores a mezcla completa, hay cortocircuitos y estratificación termal. Es el modelo de flujo disperso el que predice el decaimiento bacteriano con un alto grado de precisión. (Yáñez, 2000).

El modelo de flujo disperso fue calibrado y verificado utilizando un sistema de veintidós lagunas de estabilización existente en San Juan de Miraflores, Lima, Perú, que trabajan como primarias, secundarias, terciarias y cuaternarias. Los datos de campo para las concentraciones de Coliformes Fecales reales presentaron el mismo orden de magnitud que las predichas por el modelo. Los valores de DBO_5 del modelo tuvieron que ser corregidos con el factor de DBO_5 intrínseco de las algas (IAF), fenómeno que es muy importante en las lagunas terciarias y en las de maduración (Saez, 1992).

Homsí (1997) establece que para lagunas facultativas el criterio de diseño de más alta difusión en Chile, lo constituye el modelo de flujo disperso, adoptándose para el cálculo del factor de dispersión, coeficiente de degradación biológica y carga máxima admisible, la correlación obtenida en el CEPIS por Yáñez (1986). Gabrielli R (2000), al evaluar el diseño de las lagunas del establecimiento depurador de Campo Espejo (Mendoza, Argentina), concluye que el modelo matemático de flujo

¹ INENCO, Catamarca

² Investigador del CONICET

disperso no representa fielmente la realidad, ya que existen variables no adecuadamente reflejadas tales como viento y heliofanía.

Dada la complejidad de los procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en el funcionamiento de las lagunas de estabilización, no se dispone en la actualidad de un modelo que englobe todos los fenómenos (Higas, 1997). Existe una gran variedad de criterios y/o modelos de diseño para predecir las características obtenibles en un efluente de estos sistemas, por lo cual es imposible seleccionar un único o mejor modelo (Romero, 1998). Además, como el funcionamiento de las lagunas depende en gran medida de las condiciones climáticas locales, los modelos de diseño propuestos para ciertas áreas pueden no ser aplicables a otras (Chongrak y Kiran, 1985).

En el caso particular del sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Catamarca, no se conoce la eficiencia de remoción bacteriológica y orgánica obtenida ni el grado de ajuste de los modelos matemáticos utilizados en el diseño. Dada las características climáticas de la zona, con insuficientes recursos hídricos, la utilización de estos sistemas de depuración plantea la alternativa de re-uso sustentable de los efluentes con fines de riego. Además varias localidades de la provincia de Catamarca, con mayores problemáticas hídricas, cuentan con estos sistemas de tratamiento, pero no se realizan registros de datos para evaluar su operación y funcionamiento (Dirección de Agua Potable, 2004). Por lo cual este trabajo plantea como objetivo determinar la eficiencia de remoción orgánica y bacteriana del sistema de lagunas de estabilización de San Fernando del Valle de Catamarca, en relación con la estimada por los modelos de diseño.

MATERIALES Y METODOS

La planta de efluentes cloacales de la ciudad Capital está integrada por seis módulos, que funcionan en paralelo. Cada módulo está integrado por una serie de cinco lagunas: una anaeróbica, seguida de una facultativa y tres de maduración (primaria, secundaria y terciaria). El sistema ocupa una superficie total de 1,50 km² y está ubicado al Sur - Este de la ciudad Capital, entre los ríos Del Valle y Santa Cruz, sobre la margen este del río Del Valle, en la localidad de Antapoca, Dpto. Valle Viejo (Plano N° 1). La planta fue diseñada para tratar 444 l/s de efluente.



Plano N°1. Ubicación de la planta de tratamiento de efluentes Cloacales de la capital de Catamarca

Reducción Bacteriana: Para estimar la remoción bacteriológica de todas las lagunas, se aplicó el modelo de flujo disperso (1), indicado para caracterizar el submodelo hidráulico de lagunas en climas tropicales, adoptando para el coeficiente de decaimiento bacteriano las correlaciones de Yánez (1986). La remoción bacteriana es función de la dispersión por difusión molecular en el sentido del flujo, la dispersión convectiva (transporte convectivo) y la degradación bacteriana.

$$\frac{\delta N}{\delta t} = D \frac{\delta^2 N}{\delta x^2} - U \frac{\delta N}{\delta x} - K_b N \quad (1)$$

La ecuación (1) integrada por Wehner y Wilhem (1958) dio:

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4ae^{1/2d_i}}{(1+a)^2 e^{a/2d_i} - (1-a)^2 e^{-a/2d_i}} \quad E_b = \left(\frac{N_0 - N}{N_0} \right) \times 100$$

Donde $a = (1 + 4K_{bT}td_i)^{1/2}$ $K_{bT} = K_{b20}\Theta^{(T-20)}$ $K_{b20} = 0.841d^{-1}$ $\Theta = 1.07$ (Yáñez, 1986)

$$t = V/Q \quad d_i = X / (-0.26118 + X0.25392 + X^2 1.01368) \quad (\text{Yáñez, 1986}).$$

Reducción de DBO: Se adoptó en 35% la eficiencia de remoción orgánica en las lagunas anaeróbicas en coincidencia con el criterio de diseño del sistema en estudio (Arceivala, 1981; COFAPyS, 1993). Dada la gran variedad de modelos y/o criterios de diseño para predecir la calidad en un efluente de estos sistemas (Romero, 1998) en las lagunas facultativas y de maduración, la degradación biológica fue simulada utilizando los modelos de Thirimurthy (2), Marais y Shaw (3) y del CEPIS (4), aplicando para la constante de reacción las correlaciones del CEPIS (5), Mara (6), Gloyna (7) y Yáñez (8). Se corrigió la DBO5 soluble a total en el afluente de las lagunas de maduración, admitiendo una relación DBO T / DBO S = 1,8 (Homsí, 1997; COFAPyS, 1993).

El período de retención adoptado corresponde al período de retención teórico, es decir la razón entre el volumen de la unidad y el caudal medio afluente a la misma, multiplicado por el factor 2/3 para considerar los cortocircuitos en las lagunas $R = 2/3 * t = 2/3(V/Q)$ (Sáenz, 1992; COFAPyS, 1993).

Modelo de flujo disperso simplificado por Thirimurthy (1969):

$$\frac{S}{S_0} = \frac{4ae^{(1-a)/2d_i}}{(1+a)^2} \quad (2) \quad E_O = \left(\frac{S_0 - S}{S_0} \right) x 100 \quad \text{Donde } a = (1 + 4K_T R d_i)^{1/2}$$

Modelo de Marais y Shaw (Mezcla completa y cinética de primer orden):

$$S = S_0 / (1 + K_T t) \quad (3) \quad K_T = K_{20}\Theta^{(T-20)} \quad \Theta = 1.05$$

Modelo del CEPIS (Considera la infiltración en el balance de masa):

$$C_{sr} / C_{sa} = K_T R / (1 + K_T R) \quad (4) \quad K_{20} = R / (-14,77 + 4,64R) \quad (5) \quad \Theta = 1.07$$

$$\text{Correlación de Mara: } K_{20} = 0.30d^{-1} \quad \Theta = 1.05 \quad (6)$$

$$\text{Correlación de Yáñez: } K_{20} = 0.353d^{-1} \quad \Theta = 1.085 \quad (7)$$

$$\text{Correlación de Gloyna: } K_{20} = 0.176d^{-1} \quad \Theta = 1.07 \quad (8)$$

En las lagunas anaeróbicas la carga superficial (C_S) y la carga volumétrica máxima (C_V) fueron calculadas y comparadas con las Normas del COFAPyS (1993): $1000 \text{ Kg DBO}_5 / \text{d} * \text{ha} < C_S < 2000 \text{ Kg DBO}_5 / \text{d} * \text{ha}$; $0.05 \text{ Kg DBO}_5 / \text{d} * \text{m}^3 < C_V < 0.08 \text{ Kg DBO}_5 / \text{d} * \text{m}^3$. Para evaluar la máxima carga orgánica superficial (MCO) admisible en las lagunas facultativas se usó la correlación (9) obtenida en el CEPIS (Yáñez, 1986)

$$\text{MCO} = 357,4 \times 1.085^{(T-20)} \text{ (Kg DBO}_5 / \text{ha} * \text{d) (9)}$$

Mediciones: Se extrajeron muestras compensadas del líquido afluente en la cámara de partición de caudales y del efluente a la salida de cada uno de los módulos con una frecuencia mensual. Utilizando las técnicas descritas en el Standard Methods se determinaron DBO₅ y CF.

Para estimar la temperatura de operación más crítica, se instaló un sistema de toma de datos continuos en uno de los módulos, integrado por un módulo de adquisición de datos ADAM 4018M y un conversor RS-232 a RS-485 ADAM 4520, que permite almacenar los datos obtenidos y descargarlos mediante una computadora personal para su tratamiento. Para alimentar el sistema de medición se utilizó un panel fotovoltaico y un regulador SOLSUM 6.6X que permite el control de sistemas fotovoltaicos aislados. Como sensor de temperatura se utilizó un circuito integrado LM35 que entrega un voltaje linealmente proporcional a la temperatura. (Saracho et al, 2005). Adoptando el criterio del diseño, se consideró que la temperatura del líquido se mantiene constante a partir de la laguna facultativa en todas las lagunas de la serie, admitiendo que el calor ganado por la radiación incidente es igual al perdido por la acción del viento.

Para determinar el caudal de entrada se utilizó una canaleta Parshall que responde a la ecuación (10), donde se instaló un sensor de medición automático. El caudal de salida de cada módulo se midió en vertederos del tipo rectangular con contracción lateral.

$$Q = 2,972 * H_a^{1,578} \quad (10)$$

Se aplicaron técnicas descriptivas para el análisis estadístico de las variables en estudio. Con la temperatura media mensual, el caudal medio de operación y la calidad bacteriológica (CF) y orgánica (DBO₅) del afluente a las lagunas en el período de estudio y las dimensiones del sistema conforme a obra, se estimó la eficiencia teórica de remoción bacteriológica y orgánica del sistema de tratamiento de efluente y se la comparó con la eficiencia calculada en función de las variables medidas para determinar el grado de ajuste de los modelos utilizados en el diseño.

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Ajuste de los Modelos de Lagunas de Estabilización de la Capital de Catamarca. Con el caudal medio y la temperatura media mensual del agua, en el mes más frío del período de estudio (mes de julio), se estimó la eficiencia teórica de las lagunas.

Temperaturas (°C)	X _(Promedio)	X _(Mediana)	X _{Máx}	X _{Mín}	DS	CV%
T agua	18,1	17,7	19,8	17,1	0,9	5
T aire	12,7	12,2	20,6	5,2	3,6	28

Tabla N°1. Temperatura promedio y mediana mensual del agua y del aire. Período Diciembre 2004-Diciembre 2005.

En la tabla N° 1 se muestran las medidas de posición de la variable temperatura del agua a la salida de la laguna anaeróbica del módulo N°3. El valor promedio mensual (18,1°C) supera la temperatura de diseño del sistema en estudio (16°C).

Caudal (l/s)	X _(Promedio)	X _(Mediana)	X _{Máx}	X _{Mín}	DS	CV%
Ingreso	500	542	756	253	97	19
Salida	415	405	447	388	19	5

Tabla N° 2. Caudal de ingreso y caudal de salida al sistema. Período Diciembre 2004-Diciembre 2005.

En la Tabla N° 2 se muestra los valores máximos, mínimos y medios de las variables caudal de ingreso y caudal de salida del sistema de tratamiento de efluentes durante el período diciembre 2004 - diciembre 2005. El valor medio del caudal de operación en dicho período supera el caudal de diseño de la planta (444 l/s) alcanzando en horario pico valores de 756 l/s. Las variaciones del caudal de ingreso al sistema de tratamiento, durante los días 16 de febrero y 21 de julio del año 2005, se muestran en el gráfico N° 1.

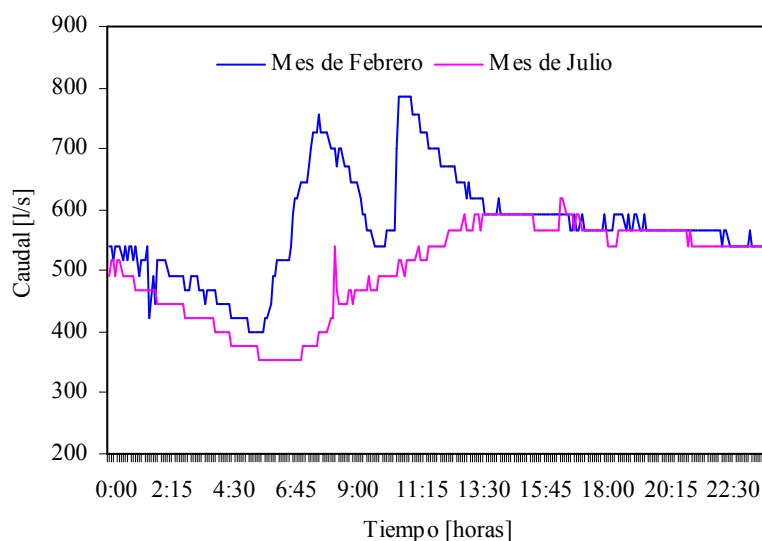


Gráfico N°1. Caudal diario de ingreso al sistema de lagunas de estabilización de la ciudad Capital. Catamarca.

Los valores pico de caudal se producen entre las 7h y 8h; y entre las 10.30 h y 11h del día 16 de febrero y entre las 12.50 h a las 17 h del día 21 del mes de julio analizado.

Carga Orgánica	Laguna Anaeróbica	Laguna Facultativa	Laguna de Maduración
Superficial Aplicada (Kg DBO/d.ha)	1055	147,5	99
Superficial Máxima Admisible (Kg DBO/d.ha)	*1000 < C _S < 2000	**282	
Volumétrica Aplicada (Kg DBO/d.m ³).	0.03	0.01	0.01
Volumétrica Máxima Admisible (Kg DBO/d.m ³)	0.05 < C _V < 0.08		

Referencias: * Normas COFAPyS para Lagunas Anaeróbicas, ** Valor según correlación CEPIS para Lagunas Facultativas

Tabla N° 3. Carga Orgánica Superficial y Volumétrica Aplicadas y Admisibles.

La carga orgánica superficial y volumétrica aplicada a las lagunas anaeróbicas y facultativas, calculada respecto a la DBO₅ media y caudal medio del período de estudio se ajustan a los criterios de dimensionamiento recomendados para estos sistemas (Rojas y León, 1990; COFAPyS, 1993).

Lagunas	Largo Fondo (m)	Largo Superficie (m)	Ancho Fondo (m)	Ancho Superficie (m)	Prof. (m)	Área Superficial (m ²)	Volumen de Retención (m ³)	t (d)
Anaeróbica	43.50	60	103.50	120	5	7200	28992.95	4.58
Facultativa	270.75	280	111.67	120	2	33600	63805.06	10.00
Maduración M1	131.75	140	111.08	120	1.5	16800	23630.23	3.73
Maduración M2	132.50	140	112.80	120	1.5	16800	23795.95	3.76
Maduración M3	133.10	140	114.00	120	1.5	16800	23969.70	3.79

Tabla N° 4. Características Físicas de las Lagunas de Estabilización. Módulo 1

Al analizar las características físicas de estos sistemas de tratamiento se observa que la profundidad de la laguna anaeróbica - 5m - no se ajusta a lo recomendado por Rojas R y León G (1990) - 3m a 4m - pero si al criterio de dimensionamiento recomendado - $\geq 3m$ - por las normas del COFAPyS (1993). El tiempo de retención, entre 2-5 días y el área superficial se ajustan a ambas referencias. Con respecto a las lagunas facultativas, el tiempo de retención hidráulico cumple con lo recomendado por los investigadores citados -7 a 10 días- pero no con las normas de estudio y criterios de diseño del COFAPyS, que exigen un tiempo de retención superior a 10 días para asegurar la remoción de parásitos. Se ajustan a esta norma el área superficial y la profundidad (1.5m a 1.8m). Las dimensiones de las lagunas de maduración, cumplen con lo recomendado por la norma consultada, pero el tiempo de retención es inferior al sugerido por Rojas R y León G (1990)-5 días para cada laguna-

Constantes	Módulo 1			Módulo 2			Módulo 3		
	A	F 1	M1	A2	F 2	M2	A3	F3	M3
R	4,78	7,02	7,85	4,78	7,05	7,88	4,78	7,05	7,83
A	4,22	2,56	3,03	4,22	2,57	2,57	4,22	2,57	2,52
K _{bT}	0,14	1,76	0,84	0,14	1,76	0,83	0,14	1,76	0,84
K _T	-	0,52	0,76	-	0,52	0,69	-	0,52	0,67
X (L/A)	0,46	2,38	1,17	0,46	2,37	1,17	0,46	2,37	1,17
d _i	6,28	0,39	0,82	6,28	0,39	0,82	6,28	0,39	0,82

Tabla N° 5: Valores de las Constantes de los Modelos de Diseño para los Módulos N°1, N°2 y N°3 (valores similares se han obtenido para los módulos N°4, N°5 y N°6)

En la tabla N° 5 se presentan los valores de las constantes de los modelos de dimensionamiento empleados. Desde el punto de vista del diseño y según los valores estimados para el coeficiente de dispersión: $0.39 < d < 0.82$, el comportamiento hidráulico de las lagunas facultativas y de maduración de la ciudad Capital corresponde a flujo disperso, más próximo a un flujo pistón ($d=0$) que a mezcla completa ($d=\infty$). Esas condiciones permiten una mayor sedimentación de sólidos sedimentables, mejor estabilización de la materia orgánica e inactivación de organismos entéricos (Chongrak, 1985). La aplicación del modelo de flujo disperso simplificado por Thirimurthy y verificado por Saenz Forero (CEPIS), para la predicción de la remoción de la carga orgánica, se ajusta a las exigencia teóricas ($d < 1$). (Saenz, 1992).

Para estimar la eficiencia de remoción orgánica en las lagunas anaeróbicas se adoptó el valor de 35%, en coincidencia con el criterio de diseño del sistema en estudio, (Arceivala, 1981; COFAPyS, 1993). En función de esta eficiencia, para una concentración en el líquido afluente de DBO₀ promedio = 123 mg/l, Q promedio = 500 l/s, T promedio = 18,1°C. se estima en 80 mg/l la DBO₅ en el líquido que ingresa a la laguna facultativa.

Modelos	Correlación	Laguna Facultativa DBO ₀ = 80 (mg/l)		Lagunas de Maduración	
		DBO _{5T} (mg/l)	% Remoción MO	DBO _{5T} (mg/l)	% Remoción MO
Thirimurthy	Mara	13	83,7	1	92,3
	CEPIS	27	66,2	8	70,4
Marais y Shaw	Mara	29	63,7	7	75,9
	Gloyna	45	43,7	18	60,0
	Yanez	28	65,0	6	78,6
CEPIS	CEPIS	42	47,5	22	47,6

Tabla N° 6. Indicadores de Remoción Orgánica Estimados para cada Laguna por los Modelos de Diseño. Módulo 3. Período Diciembre 2004 – Diciembre 2005.

Para las condiciones de operación del sistema en el período de estudio, la remoción de materia orgánica estimada por los modelos es mayor en las lagunas de maduración que en las facultativas. Según Yáñez (1986), la parte más significativa de las DBO₅ se debe reducir en las lagunas facultativas, debido a la presencia de biomasa en la misma y la sedimentación. Las lagunas de maduración se diseñan principalmente para remover organismos patógenos y no DBO₅. En lagunas facultativas primarias la remoción de DBO₅ es generalmente del 70% al 80%, basada en muestras no filtradas y arriba del 90% si está calculada sobre muestras filtradas (Rolim, 1999). Para el sistema en estudio, la eficiencia teórica de las lagunas facultativas

estimada por los modelos para la remoción de la materia orgánica y bajo las condiciones de operación de la planta fue baja (< 70%), a excepción de la remoción de DBO₅ obtenida con la ecuación de Thirimurthy, correlación de Mara (83,7 %).

Indicadores de Remoción Orgánica	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Módulo 6	Salida Sistema
DBO ₀ (mg/l) (Promedio)	123	123	123	123	123	123	---
DBO ₀ (mg/l) (Mediana)	125	125	125	125	125	125	---
DBO ₅ (mg/l) (Promedio)	57	63	36	67	67	63	58
DBO ₅ (mg/l) (Mediana)	57	60	39	65	79	44	64
% de Remoción M. Org (Promedio)	53.9	48.8	70.6	45.3	45.7	49.1	53

Tabla N° 7. Indicadores de la Remoción Orgánica en las Lagunas de Estabilización de la Ciudad Capital. Período Diciembre 2004-Diciembre 2005.

En la tabla N° 7 se muestran los valores promedio y mediana de los resultados obtenidos de la DBO₅ total del afluente y efluente del sistema, calculados en función de los resultados experimentales y los porcentajes de remoción calculados con respecto al promedio de los datos experimentales. Los valores de las medidas de posición del efluente del sistema superan 50 mg/l, máximo permitido por la normativa vigente para vuelco en cuerpos receptores (Ley N° 4963/98).

Modelos	Correlación	E _f	Módulo 1		Módulo 2		Módulo 3	
			E _{fo}	r (E _{fo} /E _f)	E _{fo}	r (E _{fo} /E _f)	E _{fo}	r (E _{fo} /E _f)
Thirimurthy	Mara	99,5	54.4	0,55	52.0	0,52	69.2	0,69
	CEPIS	93,3		0,58		0,55		0,74
Marais y Shaw	Mara	94,3		0,58		0,55		0,73
	Gloyna	85,6		0,63		0,60		0,81
	Yanez	94,9		0,57		0,55		0,73
CEPIS	CEPIS	82,1		0,66		0,63		0,84

Tabla N° 8. Eficiencia de remoción de materia orgánica estimada por los modelos de diseño y determinada experimentalmente en los módulos N° 1, 2 y 3 del sistema de lagunas de estabilización de la ciudad Capital, Catamarca. Relación entre la eficiencia obtenida y la estimada por los modelos de diseño. Período 2004-2005.

Modelos	Correlación	E _f	Módulo 4		Módulo 5		Módulo 6		Salida del Sistema	
			E _{fo}	r (E _{fo} /E _f)	E _{fo}	r (E _{fo} /E _f)	E _{fo}	r (E _{fo} /E _f)	E _{fr}	r (E _{fo} /E _f)
Thirimurthy	Mara	99,5	48.4	0,49	36.8	0,37	64.8	0,65	49	0,49
	CEPIS	93,3		0,52		0,39		0,52		
Marais y Shaw	Mara	94,3		0,51		0,39		0,52		
	Gloyna	85,6		0,56		0,43		0,57		
	Yanez	94,9		0,51		0,39		0,52		
CEPIS	CEPIS	82,1		0,59		0,45		0,79		0,60

Tabla N° 9. Eficiencia de remoción de materia orgánica estimada por los modelos de diseño y la obtenida en los módulos N° 3, 4 y 5 del sistema de lagunas de estabilización de la ciudad Capital, Catamarca. Relación entre la eficiencia obtenida y la estimada por los modelos de diseño. Período 2004-2005.

En las tablas N° 8 y 9 se presentan los porcentajes de remoción de DBO₅ estimados por los modelos de diseño y los obtenidos en cada uno de los módulos y a la salida del sistema, evaluados con respecto a la mediana de los datos experimentales. Los módulos 3 y 6 presentan los porcentajes de remoción más altos, 69,2% y 64,8% respectivamente, pero por debajo de los valores estimados por los modelos de diseño y del planteado por el proyecto de diseño (> 90%). La mayor relación entre la eficiencia obtenida y la estimada se obtuvo con los modelos CEPIS y Marais y Shaw, correlación Gloyna. Lo que sucede en la práctica y con lagunas a escala de campo es que el líquido y los sólidos tienen diferentes submodelos hidráulicos, por esta sola razón los modelos para estimar la reducción de DBO son inadecuados porque sólo describen el submodelo del líquido, mientras que la biomasa (sólidos) sedimenta en la laguna. (Yáñez, 1986).

Indicador: CF	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Módulo 6	Salida Sistema
CF ₀ UFC/100ml (media geométrica)	4,5* 10 ⁷	4,5* 10 ⁷	4,5* 10 ⁷	4,5* 10 ⁷	4,5* 10 ⁷	4,5* 10 ⁷	---
CF _S UFC/100ml (Media geométrica)	5,07 *10 ³	2,1*10 ³	1,58*10 ³	2,48 *10 ²	7,61 *10 ²	5,50*10 ²	5,14 *10 ²
% Remoción de CF	99.989	99.995	99.996	99.999	99.998	99.999	99.999

Tabla N° 10. Indicadores de la calidad bacteriológica del afluente y efluente del sistema en estudio y de la Remoción de CF en las Lagunas de Estabilización de la Ciudad Capital. Período Diciembre 2004-Diciembre 2005.

La Tabla N° 10 muestra los valores de la media geométrica de CF del líquido que ingresa y sale del sistema de tratamiento, calculados en función de los datos experimentales. Una cifra típica en Latinoamérica de concentración del organismo indicadores CF en las aguas residuales crudas es $10^8/100$ ml (Yanez, 1986), coincidente con el valor medio de los datos obtenidos en el líquido a tratar ($2,41 \cdot 10^8/100$ ml) y próximo a la mediana de los mismos ($9,00 \cdot 10^7$ UFC/100ml). El valor de la media geométrica de CF del efluente tratado se encuentra por debajo del límite permitido por la normativa para el vuelco en cuerpos receptores (1000 UFC/100ml, Ley N° 4963/98).

E_{iCF}	Módulo 1	Módulo 2	Módulo 3	Módulo 4	Módulo 5	Módulo 6	Salida Sistema
E_{iCF}	99,98	99,98	99,98	99,98	99,98	99,98	
E_{fOCF}	99,99	99,99	99,99	99,99	99,99	99,99	99,99
r (E_{fOCF} / E_{iCF})	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	

Tabla N° 11. Indicadores de la remoción bacteriológica. Período Diciembre 2004-Diciembre 2005

En la tabla N° 11 se presenta los porcentajes de remoción bacteriológica estimados por el modelo empleado y calculados en base a los valores experimentales. Ambos porcentajes de remoción coinciden con el planteado en el proyecto de diseño (> 99,9%).

CONCLUSIONES

El comportamiento hidráulico de las lagunas facultativas y de maduración de la ciudad Capital, desde el punto de vista del diseño y según los valores estimados para el coeficiente de dispersión ($0.39 < d < 0.82$), corresponde a flujo disperso, más próximo a un flujo pistón ($d = 1$) que a mezcla completa $d = \infty$.

La aplicación del modelo de flujo disperso simplificado por Thirimurthy y verificado por Saenz en el diseño, para la predicción de la remoción de la carga orgánica, se ajusta a las exigencia teóricas ($d < 1$).

La eficiencia teórica de las lagunas facultativas para la remoción de la materia orgánica, estimada por los modelos, para las condiciones actuales de operación de la planta fue baja (< 70%), a excepción de la remoción de DBO_5 obtenida con la ecuación de Thirimurthy, correlación de Mara (83,7 %) e inferior a la estimada para las lagunas de maduración.

Los mayores porcentajes de remoción de materia orgánica para el sistema en estudio se han obtenido en los módulos 3 y 6, pero por debajo de los valores estimados por los modelos (>82%) y del planteado por el proyecto de diseño (> 90%).

La relación más alta entre la eficiencia obtenida para remover la carga orgánica, a partir de los datos experimentales en cada módulo y los estimados por los modelos de diseño se obtuvo con los modelos CEPIS y Marais y Shaw, correlación Gloyna ($0,43 < r < 0,84$). Por lo tanto, los datos determinados experimentalmente no se ajustan a los estimados por los modelos, diferencia que no se puede atribuir a fuente de error puro, aún cuando los modelos aplicados fueron obtenidos para condiciones de climas tropicales.

Existe un buen ajuste para la remoción de CF, por lo cual el modelo de flujo disperso es adecuado para describir la reducción bacteriana en el sistema de lagunas de estabilización de la Capital de Catamarca durante el período de estudio.

El conocimiento del grado de ajuste de los modelos para las condiciones locales permitirá diseñar sistemas de lagunas más eficaces y económicas

ABSTRACT: Wastewater of Catamarca capital, are cleaned using waste stabilization ponds. The effectiveness of these systems, for organic load and bacteria removal, depends on biochemistry changes and hydraulic flux. There are wide ranges of model design for predicting waste characteristics. Effectiveness for organic load and bacteria removal of stabilization ponds system of Catamarca Capital, regarding to designs, is the research purposes. Flows and outflows fluids of compensated samples were taken. BOD and CF were determined using Standard Methods techniques. Most percentages of BOD removal were found in 3 and 6 (65-69%) module, below estimated values for model (>82%). BOD removal effectiveness is low but the model can be applied for FC removal.

Key words: Waste stabilization ponds. Organic and bacteria removal efficiency. Models design

NOMENCLATURA

- a: Coeficiente de cálculo del modelo de flujo disperso (adimensional)
- CF_0 : Coliformes Fecales al ingreso del sistema (UCF/100ml).
- CF_s : Coliformes Fecales a la salida de cada modulo y del sistema (UCF/100ml).
- C_{sa} : Carga superficial orgánica aplicada (DBO aplicada/ $d \times ha$)
- C_{sr} : Carga superficial orgánica removida (DBO removida / $d \times ha$)
- D: Coeficiente de Dispersión longitudinal ó axial (m^2/d)
- DBO_{5T} : Demanda bioquímica de oxígeno total (mg/l)
- DBO_o : Demanda bioquímica de oxígeno del afluente (mg/l)

d_i : Coeficiente de dispersión (adimensional)
 E_f : % de remoción de M.Org (DBO₅ total) estimada por los modelos de diseño
 E_{fCF} : % de remoción de CF estimada por el modelo de flujo disperso
 E_{f0} : % de remoción de M.Org (DBO₅ total) obtenida en cada modulo en función de la mediana de los datos experimentales.
 E_{fOCF} : % de remoción de CF obtenida
 H_a : lectura de la regla de la canaleta Parshall (m).
 K_{b20} : Constante de mortalidad bacteriana a la temperatura de 20°C (1/d)
 K_{bT} : Constante de mortalidad bacteriana a la temperatura T (1/d)
M. Org.: Materia orgánica
N: Conteo de Coliformes Fecales en efluente (N°/100ml)
 N_0 : Conteo de Coliformes Fecales en afluente (N°/100 ml)
Q: Caudal (l/s)
r: Relación entre la eficiencia obtenida y la estimada por los modelos de diseño.
R: Residencia hidráulica real considerando cortocircuitos y zonas muertas
t: tiempo de retención hidráulico teórico (d)
U: Velocidad longitudinal promedio (m/d)
V: Volumen de la laguna (m³)
x : Coordenada en la dirección del flujo (m)
X: Relación largo/ ancho. Largo: Longitud entre la entrada y salida de la laguna en el sentido del flujo; Ancho medio de la laguna en el sentido perpendicular al flujo

REFERENCIAS

- Arceivala, S. (1981). Wastewater Treatment and Disposal: Engineering and Ecology in Pollution Control. Marcel Dekker. New York.
- COFAPyS (1993). Normas de Estudio, Criterios de Diseño y Presentación de Proyectos de Desagües Cloacales para localidades de hasta 30000 habitantes. Volumen II. Bs. As.
- Chongrak y Kiran (1985). Modelo de Dispersión para Estanques de Estabilización de Aguas Residuales. CEPIS. Lima, Perú.
- Dirección de Agua Potable (2004). Memoria anual. Catamarca
- Gabrielli R (2000) Evaluación de las Lagunas de Campo Espejo (Mendoza, Argentina) y Consideraciones para su Optimización. Ingeniería Sanitaria y Ambiental. N°50. Bs.As.
- Homsí J (1997). Situación Actual en Criterios de Diseño Lagunas de Estabilización en Chile. Seminario Internacional sobre Tratamiento de Desagües Cloacales. Buenos Aires. Argentina
- Higa (1997). Lagunas de Estabilización. Lagunas Aireadas. Aireación. Sedimentación. Tratamiento de Barros. Seminario Internacional sobre Diseño de Sistemas de Tratamiento Biológico para Efluentes Industriales. AIDIS. Bs.As.
- Ley N° 4963/98 Ley N° 4963/98: Marco Regulatorio de Agua Potable y Desagües Cloacales de la Provincia de Catamarca.
- Rojas R y León G. (1990) Lagunas Facultativas en Serie y en Paralelo. Criterios de Dimensionamiento. CEPIS/OPS/OMS. Lima, Perú.
- Romero J (1998). Acuitratamiento por Lagunas de Estabilización. 3° Edición. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia.
- Rolim S (1999). Lagunas de Estabilización. OPS/OMS. Colombia
- Sáenz R (1992). Predicción de la Calidad del Efluente en Lagunas de Estabilización. OPS/OMS. Washington.
- Saracho et al. (2005). Estudio del Comportamiento de Lagunas de Estabilización de Efluentes: Modelos de Regresión Temperatura Aire-Agua. ASADES. Avances en Energías Renovables y Ambiente. Vol 9.
- Thirimurti A (1969). Design Principles of Waste Stabilization Ponds. Journal of the Sanitary Engineering División, A.S.C.E.,93 (Sa2) 311
- Yáñez, F.(1986). Reducción de Organismos Patógenos y Diseño de Lagunas de Estabilización de Países en Desarrollo. Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización. CEPIS/OPS/OMS. Loma, Perú.
- Yanez F (2000). Aspectos Destacados en la Tecnología de Lagunas de Estabilización. Seminario Internacional Tratamiento de Aguas Servidas. AIDIS. Brasil
- A.P.H.A.-A.W.W.A.-W.E.F. Standard Methods for de Examination of Water and Wastewater. Edición 18. 1992.