

Evaluación Del Grado De Rendimiento Hidraulico De Las Lagunas De Estabilización Del Sistema De Tratamiento De Las Aguas Residuales Urbanas De Tierra Linda, Iscaligua Y El Portal Del Municipio De Los Patios Norte De Santander

Evaluation Of The Degree Of Hydraulic Performance Of The Stabilization Lagoons Of The Urban Wastewater Treatment System Of Tierra Linda, Iscaligua And The Portal Of The Municipality Of Los Patios Norte De Santander

*Ph. D. Jacipt Alexander Ramón**
*Mayra Alejandra Prieto Silva***

Profesor Titular, Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de Pamplona
E-mail: jacipt@unipamplona.edu.co

***Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de Pamplona*

Resumen

Para la ejecución de la presente investigación se realizó inicialmente un diagnóstico técnico preliminar y recopilación de la literatura de los trabajos realizados por las entidades como la alcaldía del Municipio de los Patios, CORPONOR y la empresa prestadora de servicio. Posteriormente realizó una caracterización físico química del sistema de tratamiento, por medio de los siguientes parámetros (Oxígeno disuelto, potencial de hidrogeno, conductividad, sólidos suspendidos totales SST, sólidos suspendidos volátiles SSV, demanda biológica de oxígeno DBO₅, demanda química de oxígeno DQO, Sulfatos y Nitratos). La determinación del rendimiento hidráulico y las eficiencias de remoción del sistema de tratamiento a partir de los coeficientes cinéticos de las lagunas de estabilización, utilizando tres modelos los cuales fueron (Marais Y Shaw, Whener Y Wilhelm, Michaelis Menton). Se realizó la evaluación de la cinética y la eficiencia remocional de la materia orgánica requerida a partir de la remoción de sustrato y producción de biomasa, que describen el comportamiento actual de las lagunas de estabilización. Por último, el proyecto se plantea alternativas viables de diseño al sistema de tratamiento de aguas residuales (STAR) del municipio de los patios, identificando los problemas e inconvenientes que se están presentando, la cual están afectando el proceso y eficiencia del tratamiento; en búsqueda de mejorar el rendimiento en el proceso.

Keywords: Laguna de estabilización, Aguas residuales, cinética, rendimiento hidráulico.

Abstract: To carry out this research, a preliminary technical diagnosis and a compilation of the literature of the work carried out by entities such as the Mayor's Office of the Municipality of Los Patios, CORPONOR and the service provider company was initially carried out. Subsequently, I carry out a physical-chemical characterization of the treatment system, through the following parameters (Dissolved oxygen, hydrogen potential, conductivity, total suspended solids SST, volatile suspended solids SSV, biological oxygen demand BOD₅, chemical oxygen demand COD, Sulfates and Nitrates). The determination of the hydraulic performance and the removal efficiencies of the treatment system from the kinetic coefficients of the stabilization ponds, using three models which were (Marais and Shaw, Whener and Wilhelm, Michaelis Menton. The kinetics and removal efficiency of the organic matter required from the removal of substrate and biomass production were evaluated, which describe the current behavior of the stabilization ponds. Finally, the project will propose viable design alternatives to the wastewater treatment system (STAR) of the municipality of los patios, identifying the problems and inconveniences that are occurring, which are affecting the treatment process and efficiency; in search of improving performance in the process.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad esta situación se ha incrementado de manera directamente proporcional al tamaño de los asentamientos lo cual ha conllevado a la humanidad de buscar diversos métodos para la solución o mitigación de los impactos que producen estas aguas (METCALF, 1994)

Los diversos métodos de tratamiento de las aguas residuales de tipo urbano, industrial y comercial han sido desarrollados para la reducción o eliminación de los contaminantes de esta agua, estas sustancias son tratadas con tratamientos primarios, secundarios y terciarios, encaminados a la reducción de materia orgánica, metales pesados, sustancias tóxicas y microorganismos patógenos vertidos. En el tratamiento primario se utiliza operaciones físicas, como el desbaste y la sedimentación, para eliminar los sólidos sedimentables y partículas flotantes que se encuentran en las aguas residuales.

En los tratamientos secundarios son los procesos biológicos y químicos los que se encargan de eliminar la mayoría de materia orgánica. En el tratamiento terciario se utiliza combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias para eliminar otros componentes, tales como el nitrógeno y el fósforo, que no son eliminados por el tratamiento terciario. (ROMERO, 2002), (CRITES y TCHOBANOGLOUS 2000).

El sistema construido fue un reactor de lodos activos que opera en condiciones discontinuas, es decir un tipo SBR o batch, este tipo de reactores se carga y se deja reaccionar durante un periodo de tiempo definido para las condiciones del tratamiento que se desean, luego se deja sedimentar y el sobrenadante es descargado para volver a ser cargado y continuar el ciclo de tratamiento, periódicamente se evacua una cantidad de lodos excedentes para controlar la edad de los lodos presentes en el sistema. (RAMALHO, 1991)

El reactor construido para el presente trabajo estaba constituido por una cuba de reacción en vidrio y los aireadores eran pequeños compresores usados en peceras ornamentales, el agitador se construyó con el motor de un ventilador y se hicieron orificios en tres puntos distintos del reactor para realizar la descarga del agua residual y la purga de lodos.

El sistema fue llenado y recargaba con agua residual fresca cada dos días para obtener una cantidad de biomasa activa suficiente para realizar el ensayo que permitiera determinar los coeficientes cinéticos que

gobiernan el proceso de degradación aerobia (Páez-Amaya et al., 2016). Para la determinación de la cinética del proceso se emplearon dos planteamientos propuestos por dos autores, con base en estos dos planteamientos se determinaron los coeficientes que pueden ser empleados para realizar el adecuado diseño de un reactor de este tipo a escala real, aplicable para las características climáticas de la región. (GIRALDO, G.I. 2000; Meneses et al., 2016)

Para a determinación del rendimiento hidráulico y las eficiencias de remoción del sistema de tratamiento a partir de los coeficientes cinéticos de las lagunas de estabilización, utilizando tres modelos los cuales fueron (Marais y Shaw, Whener y Wilhelm, Michaelis Menton). se realizó inicialmente una caracterización físico química de los parámetros Oxígeno disuelto, potencial de hidrogeno, conductividad, sólidos suspendidos totales SST, sólidos suspendidos volátiles SSV, demanda biológica de oxígeno DBO₅, demanda química de oxígeno DQO, Sulfatos y Nitratos) utilizando métodos estandarizados. Posteriormente se evaluó la cinética y la eficiencia remocional de la materia orgánica requerida a partir de la remoción de sustrato y producción de biomasa, que describen el comportamiento actual de las lagunas de estabilización (Rueda y Hernández, 2015) Por último, el proyecto se plantear alternativas viables de diseño al sistema de tratamiento de aguas residuales (STAR) del municipio de los patios, identificando los problemas e inconvenientes que se están presentando, la cual están afectando el proceso y eficiencia del tratamiento; en búsqueda de mejorar el rendimiento en el proceso.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Lagunas de estabilización

En una laguna facultativa existen tres zonas: Una zona superficial en la que existen bacterias aerobias y algas en una relación simbiótica. Una zona inferior anaerobia en la que se descomponen activamente los sólidos acumulados por acción de las bacterias anaerobias y finalmente una zona intermedia, que es parcialmente aerobia y anaerobia, en la que la descomposición de los residuos orgánicos la llevan a cabo las bacterias facultativas (Gutierrez et al., 2016; Ortega, 2016). Los sólidos de gran tamaño se sedimentan para formar una capa de fango anaerobio. Los materiales orgánicos sólidos y coloidales se oxidan por la acción de las bacterias aerobias y facultativas empleando el oxígeno generado por las algas presentes cerca de la superficie. El dióxido de carbono, que se produce en el proceso de oxidación orgánica, sirve como fuente de carbono por las algas. La descomposición anaerobia de los sólidos de la

capa de fango implica la producción de compuestos orgánicos disueltos y de gases tales como el CO_2 , H_2S y el CH_4 , que o bien se oxidan por las bacterias aerobias, o se liberan a la atmósfera (Rolim, 2000).

Las excretas contienen nutrimentos que los cultivos pueden utilizar, pero también poseen altas concentraciones de coliformes fecales que producen enfermedades infecciosas, capaces de causar hasta la muerte en los humanos. Por ello, para utilizarlas como fertilizantes, es necesario darles un tratamiento que elimine estos agentes infecciosos. Una forma de hacerlo es mediante la biodigestión. Al usar un biodigestor se utilizan los nutrimentos contenidos en las excretas y, además, se reduce la contaminación ambiental, ya que convierte las excretas que contienen microorganismos patógenos como bacterias, protozoos, larvas, huevos, pupas de insectos, etc., en residuos útiles y sin riesgo de transmisión de enfermedades (McCaskey, 1990).

La actividad agrícola siempre ha dependido de la aplicación de estiércoles sólidos, esto se debe a que los suelos predominantes en zonas extremadamente pedregosos, delgados y permeables que baja rápidamente la fertilidad original cuando se les utiliza en forma continua. La utilización de estiércoles es una forma de mantener la fertilidad del suelo, ya que se ha demostrado que en suelos pedregosos existe muy poca respuesta a la fertilización química, cuando ésta se hace en forma tradicional (Soria *et al.*, 1994), sólo cuando se dosifica en el agua de riego se han observado buenos resultados (Soria *et al.*, 2000; Camargo, 2016). Sin embargo, cada día los estiércoles son más escasos y costosos por lo que se considera necesario buscar fuentes alternativas de abonos orgánicos. Una opción viable consiste en utilizar la biomasa vegetal, que en la zona tropical es abundante, y las excretas líquidas de cerdo como activadores microbianos.

La digestión anaerobia es un proceso complejo desde el punto de vista microbiológico; al estar enmarcado en el ciclo anaerobio del carbono, es posible en ausencia de oxígeno, transformar la sustancia orgánica en biomasa y compuestos inorgánicos en su mayoría volátiles: CO_2 , NH_3 , H_2S , N_2 y CH_4 (Soube, 1994; Rojas *et al.*, 2019). Naturalmente ocurre en el tracto digestivo de animales y debajo de aguas estancadas o pantanos, pero también puede realizarse en depósitos cerrados herméticamente, llamados digestores. Estos se utilizan cuando se quiere captar todos los productos obtenidos de la descomposición anaerobia (gases y sólidos), ya que al haber en su interior un ambiente oscuro y sin aire se favorece el medio óptimo para el cultivo intensivo de bacterias anaerobias (Salazar, 1993; Moreno y Rueda, 2016). En esta condición, cuando se acumulan polímeros naturales orgánicos como proteínas,

carbohidratos, celulosa, etc., se produce un rápido consumo de oxígeno, del nitrato y del sulfato por los microorganismos, produciéndose la metanogénesis; en estas condiciones, el nitrato se transforma en amonio y el fósforo queda como fosfato. También se reducen los iones férrico y mangánico, debido a la ausencia de oxígeno. El método básico consiste en alimentar al digestor con materiales orgánicos y agua, dejándolos un período de semanas o meses, a lo largo de los cuales, en condiciones ambientales y químicas favorables, el proceso bioquímico y la acción bacteriana se desarrollan simultánea y gradualmente, descomponiendo la materia orgánica hasta producir grandes burbujas que fuerzan su salida a la superficie donde se acumula el gas (Verástegui, 1980; Vera y Cañón, 2018).

La estabilización en estas lagunas tiene lugar mediante las etapas siguientes.

- Hidrólisis: los compuestos orgánicos complejos e insolubles en otros compuestos más sencillos y solubles en agua.
- Formación de ácidos: los compuestos orgánicos sencillos generados en la etapa anterior son utilizados por las bacterias generadoras de ácidos. Produciéndose su conversión en ácidos orgánicos volátiles.
- Formación de metano: una vez que se han formado los ácidos orgánicos, una nueva categoría de bacterias actúa y los utiliza para convertirlos finalmente en metano y dióxido de carbono.

Las lagunas anaerobias suelen tener profundidad entre 2 y 5 m, el parámetro más utilizado para el diseño de lagunas anaerobias es la carga volumétrica que por su alto valor lleva a que sean habituales tiempos de retención con valores comprendidos entre 2-5 días (Romero, 1999).

En una laguna facultativa existen tres zonas:

- a) Una zona superficial en la que existen bacterias aerobias y algas en una relación simbiótica, como se ha descrito anteriormente.
- b) Una zona inferior anaerobia en la que se descomponen activamente los sólidos acumulados por acción de las bacterias anaerobias.
- c) Una zona intermedia, que es parcialmente aerobia y anaerobia, en la que la descomposición de los residuos orgánicos la llevan a cabo las bacterias facultativas. Los sólidos de gran tamaño se sedimentan para formar una capa de fango anaerobio. Los materiales orgánicos sólidos y coloidales se oxidan por la acción de las bacterias aerobias y facultativas empleando el oxígeno

generado por las algas presentes cerca de la superficie. El dióxido de carbono, que se produce en el proceso de oxidación orgánica, sirve como fuente de carbono por las algas. La descomposición anaerobia de los sólidos de la capa de fango implica la producción de compuestos orgánicos disueltos y de gases tales como el CO_2 , H_2S y el CH_4 , que o bien se oxidan por las bacterias aerobias, o se liberan a la atmósfera (Rolim, 2000).

2.2 Cinética de reacción

Cinética de reacción. El tratamiento biológico de las aguas residuales muestra las acciones metabólicas y con qué mecanismos operan las bacterias cuando son utilizados por el Hombre con el fin de reducir la contaminación de las aguas. Sin embargo, todo el conocimiento de la maquinaria bioquímica de los microorganismos sería útil para el Ingeniero de Aguas, si no fuera posible encontrar algoritmos y fórmulas que definan, al menos a nivel macro, cuál es el comportamiento del sistema en términos cuantificables y medibles. Es este el verdadero método de aplicar la tecnología al conocimiento científico (Orozco, 2005; Herrera, 2015).

Es así como se han tomado como base fundamental explicativa de todo el proceso, los fenómenos cinéticos y estequiométricos de la remoción de sustrato, el crecimiento de biomasa y el consumo de oxígeno que ocurren por causa del TAR. Las relaciones cinéticas tratan de encontrar los parámetros que gobiernan o definen las tasas de cambio de los parámetros que importan en el TAR. Específicamente, son de interés la velocidad de remoción de sustrato y la tasa de aumento de biomasa. Matemáticamente, los parámetros que intervienen en estos fenómenos se expresan como sigue:

S = Sustrato orgánico (mg DQO o DBO/L)

X = Biomasa, (generalmente como mg SSVLM/L)

dS/dt = Tasa de remoción de sustrato (mg DQO/L. día)

dX/dt = Tasa de aumento de biomasa (mg SSVLM/L. día)

Es el caso encontrar las leyes que rigen dS/dt y dX/dt tendremos importantes herramientas para diseñar métodos de control de los microorganismos. También son de utilidad todas las otras tasas de reacción que podamos describir adecuadamente con lenguaje de ingeniería (Orozco, 2005).

Por otra parte, las relaciones estequiométricas procuran definir las relaciones o proporciones de los diferentes elementos que intervienen en una reacción. Por este procedimiento podemos encontrar interesantes leyes que nos aluden a definir de modo preciso ciertos fenómenos.

2.3 Modelos matemáticos relacionados con la cinética de reacción.

El Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales, TAR, se desarrolló de manera bastante empírica al principio. De hecho, su base operativa es conocida de manera muy rudimentaria y sólo hasta el año 1950 se tuvo una representación matemática de su comportamiento. Estas ecuaciones se han venido empleando para desarrollar los modelos matemáticos de los procesos, mediante los cuales se puede diseñar los sistemas de tratamiento y sentar las bases para su operación.

2.3.1 Remoción de sustrato

La remoción de sustrato soluble, viene gobernada por la siguiente ecuación 1:

$$\frac{dS}{Xdt} = \frac{K_o S}{K_m + S} \quad ec. (1)$$

Donde:

X = Biomasa en el reactor (mg SSV/L)

S = Sustrato en el reactor (mg DQO/L)

K_o = Constante cinética, máxima tasa de remoción unitaria (dia^{-1})

K_m = Constante cinética de saturación de Monod (mg DQO/L)

En la ecuación en la conocida como de Lawrence y McCarty. Esta ecuación tiene la misma forma de la ecuación de Monod, y cumple para condiciones de abundancia, CA, y condiciones de inanición, CI, estas últimas las que se desarrollan en la mayoría de los TAR.

En CI, entonces $K_m \gg S$, y la ecuación (1) se convierte en la ecuación 2 de Eckenfelder, como se muestra a continuación:

$$\frac{dS}{Xdt} = KS \quad ec. (2)$$

Donde:

$$K = \frac{K_o}{K_m} = \text{Tasa de remoción de sustrato, } \left(mg \cdot \frac{dia}{L} \right)^{-1}$$

La remoción de sustrato también ha sido interpretada de la siguiente manera, como lo muestra la ecuación 3:

$$\frac{dS}{Xdt} = \frac{K_o S/X}{K_c + S/X} \quad ec. (3)$$

Donde:

K_o = Constante cinética, máxima tasa de remoción unitaria (dia^{-1})

K_c = Constante cinética de saturación de Contois (mg DQO/mg SSV)

Esta ecuación ha sido propuesta por Orozco y sirve para CA y CI.

Cuando se quiere trabajar sólo con las CI, que son las de nuestro interés, entonces $K_c \gg S/X$, y la ecuación 3 se convierte en la ecuación 4, expuesta seguidamente.

$$\frac{dS}{dt} = K_L S \quad \text{ec. (4)}$$

Donde:

K_L = Factor de síntesis (dia^{-1})

Conocida como la ecuación de McKinney

Las Ecuaciones (1) o (2) y las (3) ó (4) pueden ser usadas indistintamente. Aunque la interpretación del fenómeno de remoción de sustratos e plantea de modo diferente en ambos casos, la aplicación práctica produce resultados similares con cualquiera de las anteriores ecuaciones. Estas ecuaciones se aplican también para interpretar la remoción del sustrato orgánico total, soluble e insoluble (Orozco, 2005).

La relación dS/Xdt , se conoce como la tasa neta de remoción de sustrato y a menudo se le reconoce como U.

Las cuatro ecuaciones se pueden entonces resumir como sigue la ecuación (5):

$$U = \frac{K_o S'}{K_s + S'} \quad \text{ec. (5)}$$

Donde:

S' = Parámetro que define la remoción de sustrato, S o S/X .

K_o y K_s = Constantes cinéticas.

Estas mismas ecuaciones pueden aplicar al tratamiento anaerobio, pero con coeficientes cinéticos diferentes.

2.3.2 Producción de biomasa

La producción de biomasa o crecimiento bacteria se ha interpretado universalmente del siguiente modo, mostrado con la ecuación (6):

$$\frac{dX}{Xdt} = Y \frac{dS}{Xdt} - K_e \quad \text{ec. (6)}$$

Donde:

$\frac{dX}{Xdt} = \text{Tasa de crecimiento de biomasa} (\text{dia}^{-1})$

Y = Coeficiente estequiométrico de producción (mg SSV/mg DQO)

K_e = Coeficiente endógeno

Para tratamiento anaerobio aplica la misma ecuación, pero Y se reemplaza por el coeficiente de producción anaerobio Y_{an} .

El tiempo de detención celular de las bacterias en el reactor, o edad de lodos, θ_c se define con lo expresado en la ecuación (7):

$$\theta_c = \frac{X}{dX/dt} \quad ec. (7)$$

Quedando la ecuación (6) convertida en la ecuación (8).

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{dS}{Xdt} - K_e \quad ec. (8)$$

La edad de lodos define el tiempo que, en promedio, las bacterias permanecen en el reactor antes de ser arrojadas. A menudo, es deseable una relación directa entre $1/\theta_c$ y U, del modo siguiente a la ecuación (9):

$$\frac{1}{\theta_c} = Y_{obs}U \quad ec. (9)$$

Donde:

Y_{obs} = Coeficiente estequiométrico de producción observado (g SSV/g DQO)

El coeficiente de producción observado se relaciona con la edad de lodos como se expresa en la ecuación (10):

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + K_e\theta_c} \quad ec. (10)$$

Las ecuaciones anteriores describen con buen grado de aproximación el crecimiento de la masa celular causado por la remoción de sustrato soluble, el cual es usado por los microorganismos para su reproducción, crecimiento y necesidades metabólicas.

El crecimiento neto de biomasa, dX/Xdt , se conoce a menudo como G y su relación con U es a través de los coeficientes estequiométricos, Y y Y_{obs} . Estos coeficientes de producción relacionan los SSV de biomasa producidos con la remoción de una cantidad dada de sustrato soluble, ΔDQO . Sin embargo, a menudo Y y Y_{obs} incluyen los SSV producidos por la remoción de sustrato total, soluble e insoluble (compuesto de SSV biodegradable). Los SSV influentes se convierten en biomasa (SSV biológicos) a través de los procesos de descomposición, hidrólisis y acidificación (fermentación) de las partículas coloidales y en suspensión que ocurre en el TAR, en el cual éstas se incorporan dentro del protoplasma celular (Orozco, 2005).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se desarrolló en el municipio de los patios en la PTAR de las urbanizaciones de Tierra Linda, Iscaligua Y El Portal, contando con el respaldo de la EMPRESA PRIVADA DE SERVICIOS PUBLICOS. en pro de mejorar las condiciones de diseño y funcionamiento en el sistema de tratamiento.

Para cumplir al máximo los objetivos específicos propuestos se plantea realizar la siguiente metodología mostrada en el diagrama 1., la cual incluye en primer lugar un diagnóstico preliminar de la zona a estudiar, posteriormente una caracterización físico, química del vertimiento siguiendo protocolos estandarizados APHA (2005)., seguidamente se realizó un estudio del rendimiento hidráulico de los sistemas de tratamiento de Lagunaje por medio de la hidrodinámica y cinética del proceso de degradación de la materia orgánica. Por último, se propone alternativas de solución que permitan optimizar el proceso de funcionamiento y mejorar los actuales criterios de diseño, construcción y operación del sistema de lagunas de estabilización existente como TAR urbanas de las urbanizaciones Tierra Linda, Iscaligua y el Portal del municipio de Los Patios.

La caracterización del sistema se realizó durante 2 jornadas de muestreo. Aforos de caudal en la entrada del sistema y las salidas de las dos lagunas. Los análisis físico-químicos de las muestras tomadas en la 1ª jornada: pH, conductividad, oxígeno disuelto, SST, SSV DQO, DBO5 sulfatos y nitratos. Los aforos de caudal. Inicialmente se realizaron los aforos de caudal, utilizando la metodología que más se ajuste a las condiciones locales, que permitió calcular el caudal a la entrada y a la salida del sistema, donde se aplicaron los siguientes métodos. Mediciones de caudal en la entrada al sistema: Como el sistema no cuenta con unidad de aforo en la entrada, solo existen 2 caja de inspección que permiten dar paso a la tubería de 8 “, de un extremo de quebrada agua linda a la 1ª laguna. En este punto se toman los caudales que ingresan al sistema de tratamiento con el método de trayectoria, teniendo en cuenta lo siguiente.

- a) Tomar la velocidad del agua con trazador como el azul de metileno.
- b) Medir la lámina de agua en la tubería.
- c) Realizar los respectivos cálculos.

DETERMINACIÓN DE LA CINÉTICA REACCIÓN EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO.

El conocimiento del funcionamiento biológico de los microorganismos sería inútil para el ingeniero, sino fuera posible encontrar fórmulas y algoritmos que definan, al menos cual es el comportamiento de los sistemas biológicos en términos cuantificables y mesurables. Es así como se han tomado como base fundamental explicativa de todos los procesos los fenómenos cinéticos y estequiométricos de la remoción de sustrato, crecimiento de biomasa y consumo de oxígeno que ocurre en una planta de

tratamiento de aguas. Las relaciones cinéticas tratan de encontrar los parámetros que gobiernan o definen las tasas de cambio de las variables en un sistema biológico. Matemáticamente los parámetros que intervienen en estos fenómenos se expresan como:

S = Sustrato orgánico (mg de DQO o DBO/L)

X = Biomasa (mg SSVLM/L)

dS/dt = Tasa de remoción de sustrato (mg DQO/L.día)

dX/dt = Tasa de aumento de biomasa (mg SSVLM/L. día)

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Descripción del sistema de tratamiento

La urbanización Tierra Linda tiene básicamente un único punto de vertimiento del alcantarillado sanitario, a la laguna primaria de estabilización en tubería de PVC de ocho (8) pulgadas de diámetro.

Localizado al noroccidente del área de la urbanización Tierra Linda, distante aproximadamente 800m; donde las aguas residuales son tratadas biológicamente y su efluente vertido al Río Pamplonita. Figura 1.

4.2 Determinación de los coeficientes cinéticos k en las lagunas de oxidación de la empresa privada de servicios públicos tierra linda del municipio de los patios.

Los modelos utilizados para el diseño de lagunas normalmente están compuestos por el submodelo hidráulico y balances de masa con términos de generación y remoción de masa afectados por constantes cinéticas. A pesar de ser las lagunas de estabilización el método más ampliamente usado en el tratamiento de aguas residuales no se habían realizado estudios para determinar los valores de los coeficientes cinéticos para las condiciones locales, necesarias para optimizar el diseño, la construcción y el funcionamiento posterior (Ivanova y Sarmiento, 2014). Al no contarse con estos coeficientes, se adoptan los que resultan de zonas con características climáticas similares, lo que conlleva a resultados poco confiables, generalmente traducidos en mayores costos y bajos rendimientos.



Figura 1. Imagen satelital del sistema de tratamiento con las respectivas dimensiones

En este proyecto se realizó el estudio cinético utilizando tres modelos los cuales fueron el descrito por MICHAELIS-MENTON; MARAIS Y SHAW Y WHENER Y WHILHELM (FLUJO ARBITRARIO) CINETICA DE REMOCION Y TRANSFORMACIÓN DE LA MATERIA ORGANICA DE MICHAELIS MENTON

Tomando los valores de la DQO en la entrada al sistema simbolizada como S_a y DQO en salida-entrada como S_e para la 1ª laguna, una concentración de células expresada como los SSV y representa en X_b , el tiempo de retención hidráulico como PR de la (ec.3), al multiplicarla velocidad de remoción de sustrato (q) por el coeficiente Y se determina, la tasa de crecimiento celular por unidad de tiempo como se muestra la ecuación. (4).

En la Figura 2 describe una tendencia logarítmica similar a la planteada por Michaelis Mentón de la figura 1.7, para la 1ª laguna.

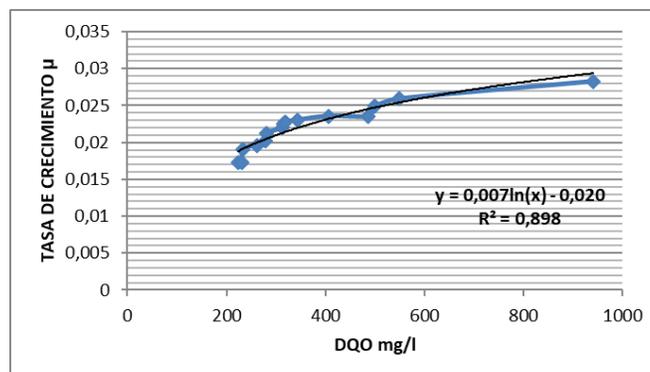


Figura 2 modelo cinético de Michaelis Mentón para la 1ª laguna de oxidación.

La forma lineal de este modelo se ilustra en la Figura 3 donde el coeficiente de correlación es igual a 0,933 indicando que los datos se ajustan a este comportamiento.

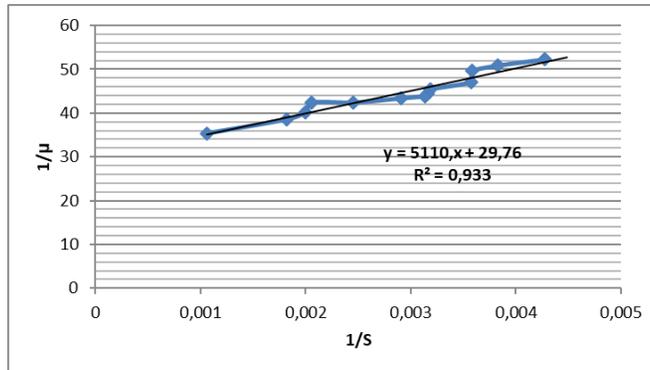


Figura 3. forma lineal del modelo cinético de Michaelis Mentón para la 1ª laguna de oxidación.

De acuerdo con la ecuación de la recta, la pendiente se iguala a $K_s/\tilde{\mu}$ y $\tilde{\mu}=0,03360$, obteniendo el valor de K_s de 171,70, es decir a esta concentración de sustrato se produce la mitad del máximo crecimiento bacterial.

El planteamiento de la cinética del mismo modelo en la 2ª laguna se muestra en la Figura4.

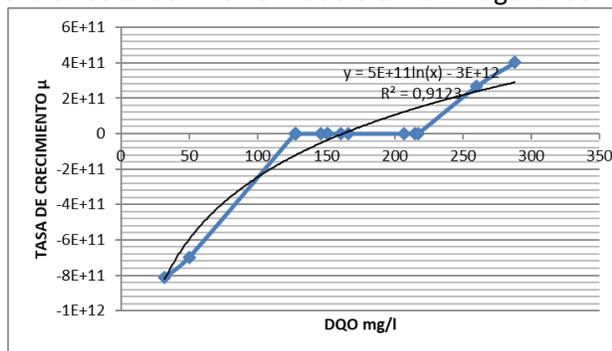


Figura 4. Modelo cinético de Michaelis Menton de la 2ª laguna de oxidación

El coeficiente de correlación de 0,912 indica la tendencia de los datos a un comportamiento logarítmico similar a la figura 2. En la Figura 5 se presenta la forma lineal con un coeficiente de 0,921.

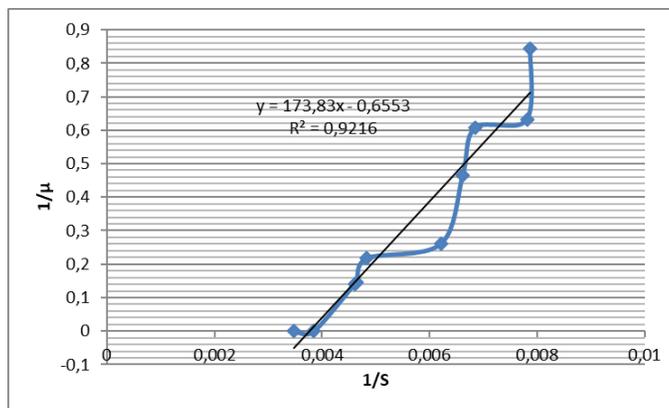


Figura 5. Modelo cinético de Michaelis Menton de la 2ª laguna de oxidación

Con la ecuación de la recta mostrada en la figura 7.4, la pendiente 173,8 se igual a K_s/\bar{u} donde \bar{u} es igual a 1,5267 y el valor de K_s es 265,34. Esta concentración de sustrato es mayor a la K_s de la 1ª laguna.

Lo cual indica que se necesitara mayores concentraciones de sustrato para la 2ª laguna y así adquirir una velocidad de remoción progresiva de los compuestos orgánicos; es decir a concentraciones bajas de sustrato la tasa de crecimiento celular disminuye porque el requerimiento de alimento para los procesos energéticos a nivel interno del sistema bacterial es mayor.

En la tabla 1 se puede observar los resultados obtenidos en experiencias reportados por distintos autores para las constantes de asimilación de sustrato. Se considera para el diseño de lagunas de estabilización valores aproximados de 1.08 para la constante θ .

Tabla 1. Valores reportados para las constantes cinéticas

Origen	K_{20c}	θ
CEPIS (7, 8)	0,17	1,085
Rosario	0,049	1,033
Chile N	0,17	1,085
Gloyna	1,085	
Salta	0,13	1,011
1º LAGUNA (STAR) TIERRA LINDA	0,052	1,08
2º LAGUNA (STAR) TIERRA LINDA	0,071	1,08

5. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos de la evaluación del rendimiento hidráulico de las lagunas de estabilización, se pueden destacar las siguientes conclusiones:

- En general se lograron los objetivos propuestos en este proyecto, principalmente se pudo obtener en la caracterización la eficiencia actual de funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa privada de servicios públicos S.A E.S.P de Tierra Linda Municipio De Los Patios con porcentajes de remoción de carga orgánica de un 73,27%.

- Para la descripción de este sistema de tratamiento, las profundidades fueron los datos principales en la determinación del tipo de sistema, como tal la laguna primaria se comporta como una laguna facultativa y la laguna secundaria como laguna de maduración.
- En promedio la eficiencia en la remoción de SST en la primera laguna es de 41,93% y en la segunda laguna de 47,67 % , un poco mayor pero no tan notorio como sucede con los SSV en cada laguna para la primera se obtiene una eficiencia de remoción de 27,93 % y en la segunda laguna un eficiencia de 11,36 %. Es evidente que la laguna primaria remueve más SSV que SST y la segunda remueve más SST que SSV. Evaluando estos parámetros de acuerdo al % de remoción en carga exigido La resolución 0631 de 2015 que es igual o mayor a 80 %, en el sistema se obtuvo un 71,02 %, de remoción en SST valor que no cumple con la norma requerida por la autoridad ambiental CORPONOR en los PSMV.
- Para sistemas de tratamiento con Lagunaje ya en operación, es de gran dificultad realizar parámetros de rediseños sin tener en cuenta el criterio principal al inicio de la puesta en marcha al tratamiento.
- De acuerdo con la cinética de MARAIS Y SHAW y la cinética de MICHAELIS MENTON, el valor de la constante de remoción de sustrato es mayor en la 2º laguna que en la 1º laguna, como también lo fue la concentración de sustrato que produce la mitad del máximo crecimiento, por esta razón que se deberán realizar análisis microbiológicos para determinar el comportamiento cinético con mayor precisión en la 2º laguna.

Referencias Bibliográficas

APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition. American Public Health Association, Washington, D.C:

Armando Cubillo Z. MECANISMOS BIOLÓGICOS QUE INTERVIENEN EN EL TRATAMIENTO POR LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.Lima, noviembre de 1981.

Bedoya Contreras John Fabricio, Universidad De La Salle Facultad De Ingeniería Ambiental Y Sanitaria, modelo de simulación de transporte de metales pesados en la cuenca baja del río Tunjuelo” Bogotá dc .2007.

Cuervo F., H. Fundamentos para el Análisis y Diseño de Proceso. Documento en prensa: capítulo Lagunas de estabilización. Medellín.

Camargo, W. C. (2016). MODELACION HIDROLOGICO-HIDRAULICA DE EVENTOS DE INUNDACION EN EL RIO BOGOTA (SECTOR TOCANZIPIA-CHIA) USANDO HEC-RAS. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo. Volumen (7), Numero (2). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v2.n2.2016.3267>

Del Plan De Saneamiento Y Manejo De Vertimientos De La EMPRESA PRIVADA DE SERVICIOS S.A. E.S.P. De Junio Del 2008.

Eckenfelder, W.W y Ford D. L.(1970). Water pollution control. Ed. Mc Graw - Hill. Mexico.

Escalante Violeta, Mendiola Rodríguez, Balderas Juventino , Constantes Cinéticas en Lagunas de Estabilización. XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. México. Tomo I, pp. 1-7 (1996).

Gutierrez, T., Castellanos, C. y Hernández, N. (2016). El ordenamiento territorial frente a las consecuencias de los cambios climáticos. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo. ISSN 1900-9178. Volumen (7), Numero (2). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v2.n2.2016.3338>.

Houang P. Schacgger M. Zoulalian (1989). Influence de la Geometría Ssur la Distribution Des Temps de Slojour et les Performances D'un Systeme Lagunaire Non Aere Isotherme. The Chemical Engineering Journal. Vol. 42, pp.

Lagunas De Estabilización De Aguas Residuales. Romero Rojas, Jairo Alberto 1 Ed. 2005.

Herrera, M. E. (2015). Evaluación del almidón de papa como floculante en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo. ISSN 1900-9178. Volumen (6), Numero (1). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v1.n1.2015.3243>

Ivanova, Y. y Sarmiento, A. (2014). Evaluación de la huella hídrica de la ciudad de Bogotá como una herramienta de la gestión del agua en el territorio urbano. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo. ISSN 1900-9178. Volumen (4), Numero (2), 1-5. DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v2.n2.2013.427>

Ley de fick: forma y características de difusión y distribución especial molecular. MANUAL DE HIDROMETRIA. Fuente psi. (Proyecto subsectorial de irrigación 2005).

Meneses, V. B., Álzate, D. y Mosquera, J. (2016). Sistema de optimización de las técnicas de planificación en agricultura de precisión por medio de drones. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo. ISSN 1900-9178. Volumen (7), Numero (2). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v2.n2.2016.3268>

Metcalf. Ingeniería de Aguas Residuales Tratamiento Vertido y Reutilización. Volumen 1. Madrid, McGraw-Hill Interamericana, 1995.

Moreno María (1990) A Tracer Study of the Hydraulics of Facultative Ponds. Wat. Res. Vol 24 No. 8 pp 1025-1030.

Moreno, C. y Rueda, L. (2016). La educación ambiental como herramienta para la recuperación de la cobertura vegetal, mediante prácticas agro-ecológicas en la comunidad minera asograstorres, asociación de gravilleros de Sabana de Torres. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*. ISSN 1900-9178. Volumen (7), Numero (1). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v1.n1.2016.3260>

Orozco, Jaramillo Álvaro, *Bioingeniería De Aguas Residuales* 2005 pgs: 101; 120-124;140-142.

Ossio Edmundo Ing, *Proyecto De Desarrollo Tecnológico De Las Instituciones De Abastecimiento De Agua Potable Y Alcantarillado (DTIAPA), Mecanismos Biológicos Que Intervienen En Las Lagunas De Estabilización, Principios Del Tratamiento O Estabilización..* Lima –Peru,15-26 De Septiembre De 1980.

Ortega, J. Y. (2016). Estructura ecológica principal de la cuenca del Río Pamplonita. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*. ISSN 1900-9178. Volumen (7), Numero (1). DOI: <https://doi.org/10.24054/19009178.v1.n1.2016.3258>

Plan Básico De Ordenamiento Territorial Del Municipio De Los Patios(200-2009), Capitulo 1 Generalidades.

Páez-Amaya, D., Arias-Hernandez, N.A. and Molina-Prado, M.L., Interfaz gráfica para el análisis de las fuerzas de captura en una pinza óptica usando las aproximaciones de Rayleigh y Mie. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 14(2), pp. 182-193, 2016. DOI: 10.24054/01204211.v2.n2.2016.2192

RAS 2000. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico, sistemas de tratamiento de aguas residuales, Titulo E.

Rojas, C. L., Flórez, E., & Serrano, J. C. (2019). Diseño del álabe de un aerogenerador horizontal de baja potencia. *BISTUA Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 17(1), pp. 219-229.

Rojo B., E. Aspectos Biológicos del Lagunaje. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Política Territorial y Obras Públicas, 1987.

Romero R., J. A. (2002). *Tratamiento de Aguas Residuales Teoría y Principios de Diseño*. Santafé de Bogotá, Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.

Rueda J, Hernández A. (2015). Growth of single-cristalline strontium titanate fibers using LHPG. *BISTUA Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 13(2), pp.24-28.
<https://doi.org/10.24054/01204211.v2.n2.2015.1796>

Saenz Forero, Rodolfo (1993). Consideraciones en relación con el uso de Lagunas de Estabilización para el Tratamiento de Aguas Residuales. *Repindex*. Pp 70-81.

Stewart M. Oakley, Ph.D. *LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN EN HONDURAS Manual de Diseño, Construcción, Operación y Mantenimiento, Monitoreo y Sostenibilidad*. Marzo 2005

Viviana Liberal, Carlos Cuevas, Aníbal Trupiano y Eduardo Bouhid, *DETERMINACION DE CONSTANTES CINETICAS EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE SALTA*, Universidad Nacional de Salta. Buenos Aires.

Vera, J. y Cañón, J. (2018). El valor agregado de un sistema de gestión ambiental más allá de la certificación. BISTUA Revista de la Facultad de Ciencia Básicas, 16(1), 86-91.

Yáñez Fabián PH.D. Lagunas De Estabilización A SESV Regional En Tratamiento De Aguas Residuales Centro Panamericano De Ing. Sanitaria Y Ciencias Del Ambiente (CEPIS) Lima-Perú.