

INFORME FINAL

Programa Universitario de Investigación en Recursos Naturales y Ambiente

(Nombre del programa universitario de investigación de la Digi)

Tratamiento de aguas residuales municipales por biorreactores fluidizados de biopelículas fijadas en soportes naturales derivados de cactáceas

Nombre del proyecto de investigación

DES7-2021

Código del proyecto de investigación

Facultad de Agronomía

Unidad académica o centro no adscrito a unidad académica avaladora

PhD. Carlos Alfonso Orozco Castillo
Ing.Quim. Victor Alberto López García-Salas
Ing. Agr. Franz Gerardo López Salgado
Br. Léster Alfredo Posadas Sepúlveda

Nombre del coordinador del proyecto y equipo de investigación contratado por Digi

Guatemala, 16 de mayo de 2022

Lugar y fecha de presentación del informe final dd/mm/año

Autoridades

Dr. Hugo René Pérez Noriega
Director General de Investigación

Ing. Agr. MARN Julio Rufino Salazar
Coordinador General de Programas

Nombre Coordinador(a) del Programa de Investigación
M.Sc. Andrea Rodas Moran

Autores

Dr. Carlos Alfonso Orozco Castillo

Dr. Sebastian Ignacio Charchalac Ochoa

Ing. Quim. Víctor Alberto López García-Salas

Ing. Franz Gerardo López Salgado

Br. Lester Alfredo Posadas Sepúlveda

Colaboradores:

Ing. Bryan Enrique López Pérez, CUNOC

Universidad de San Carlos de Guatemala, Dirección General de Investigación (Digi), 2021. El contenido de este informe de investigación es responsabilidad exclusiva de sus autores.

Esta investigación fue cofinanciada con recursos del Fondo de Investigación de la Digi de la Universidad de San Carlos de Guatemala a través de del código DES7-2021 en el Programa Universitario de Investigación en Recursos Naturales y Ambiente.

Los autores son responsables del contenido, de las condiciones éticas y legales de la investigación desarrollada.



Universidad de San Carlos de Guatemala
Dirección General de Investigación



FORMATO DE INFORME FINAL

Índice general

1	<i>Resumen y palabras claves</i>	5
2	<i>Introducción</i>	5
3	<i>Planteamiento del problema</i>	7
4	<i>Delimitación en tiempo y espacio</i>	8
	6.1 Delimitación en tiempo	8
	6.2 Delimitación espacial	9
5	<i>Marco teórico</i>	11
	• <i>Biopelícula penetrada completa: tiene una concentración constante de sustrato igual a la concentración de la solución a tratar.</i>	15
	• <i>Biopelícula profunda: tiene una concentración que disminuye hasta cero a través de la misma.</i>	15
	• <i>Biopelícula superficial: tiene una concentración que disminuye a través de la misma sin llegar a cero.</i>	15
6	<i>Estado del arte</i>	19
7	<i>Objetivos (generales y específicos aprobados en la propuesta)</i>	22
8	<i>Hipótesis (si aplica)</i>	22
9	<i>Materiales y métodos</i>	22
	10.1 Enfoque de la investigación	22
	10.2 Método	23
10	<i>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</i>	31

Referencias	45
11 Apéndice	49
Aspectos éticos y legales (si aplica)	50
12 Vinculación	50
13 Estrategia de difusión, divulgación y protección intelectual	50
14 Aporte de la propuesta de investigación a los ODS:.....	50
El proyecto aporta directamente a la temática de tratamiento de aguas residuales en Guatemala, y propone el uso de materiales naturales para reducir el aporte de micro plásticos provenientes de los sistemas convencionales de tratamiento, aportando al ODS 6: Agua limpia y saneamiento.....	
15 Orden de pago final.....	50
16 Declaración del Coordinador(a) del proyecto de investigación	51
17 Aval del Director(a) del instituto, centro o departamento de investigación o Coordinador de investigación del centro regional universitario	51
18 Visado de la Dirección General de Investigación	52

Índice de figuras

Imagen 1. Delimitación territorial.....	9
Figura 2. Cuencas	9
Figura 3. Modelación de biopelículas.	14
Figura 4. Diagrama de modelo de biopelículas.....	17
Figura 5. Fotografías que reflejan las actividades de campo realizadas en la región Quetzaltenango	24
Figura 6. Fotografías que reflejan las actividades de campo realizadas en la región de Baja Verapaz	26

Índice de gráficos

Cuadro 1. Punto A. Río Samalá	31
Cuadro 2. Punto B. Río Xequijel	31
Gráfico 1. Corrida 1:.....	36
Gráfico 2. Corrida 2:.....	37
Gráfico 3.....	38
Gráfico 4.....	38
Gráfico 5.....	39
Gráfico 6. Reactor tipo fluidizado	40
Gráfico 7. Remoción de material orgánico	41
Gráfico 8.....	41

Gráfico 9.....	42
Gráfico 10.....	42

1 Resumen y palabras claves

En años recientes la población del Occidente de Guatemala ha incrementado, aumentando la demanda de agua y servicios básicos, y paralelamente la producción de desechos; resalta la generación de aguas residuales, las que tienen un impacto ambiental significativo sobre los cuerpos receptores de agua, causando eutrofización, malos olores, cambio en el color y otros efectos nocivos que afectan la calidad de vida y salud de las personas en comunidades aledañas. Dada esta problemática y las condiciones económicas y sociales del país, se hace necesario desarrollar alternativas viables para el tratamiento de aguas residuales de forma eficiente, costos accesibles y replicables.

Este proyecto se enfocó en determinar la viabilidad técnica de uso de biorreactores de lecho fluidizado en condiciones aerobias y anaerobias, utilizando soportes naturales basados en materiales derivados de cactáceas propias de Guatemala como una mejora sobre los soportes convencionales de plástico, para el tratamiento de aguas residuales. El estudio se aplicó a aguas similares a las existentes en la Cuenca Alta del Río Samalá, las cuales fueron caracterizadas.

Se contempló cuatro etapas en la investigación: (1) la caracterización de las aguas residuales de la cuenca de interés; (2) la recolección, tratamiento y caracterización de dos materiales cactáceos a ser utilizados como soportes en los reactores fluidizados; (3) la evaluación de tratamiento en los biorreactores fluidizados en condiciones aerobias y anaerobias, y (4) el desarrollo de modelos matemáticos que describan los datos experimentales.

Los resultados principales de la investigación fueron la remoción del DQO en el agua residual sintética en un rango de 50% AL 63% utilizando los reactores de lecho fluidizado. Durante el tiempo de investigación el Río Samalá y Xequijel presentaron valores promedio de 96.38 y 277 con una desviación estándar de 63.08 y 198.27 para el DQO, 68.38 y 129.40 con desviación estándar de 39.02 y 92.72 para la DBO, 2.16 y 17.40 con desviación estándar de 1.89 y 3.30 para el nitrógeno y 3.55 y 11.11 con desviación estándar de 2.72 y 2.43 para el fósforo. El soporte natural y método más eficiente para el tratamiento fue el tuno con aireación, alcanzando un 86.76% de reducción de DQO. La reacción presentó una cinética de reacción con orden cero y una ecuación de $K = -1.75 \times 10^{-4} \pm 0.15$.

Palabras clave: Agua residual, biorreactor, biopelículas, cactáceas, aerobio, anaerobio.

2 Introducción

Se estima que el 99% los cuerpos de agua superficial de Guatemala se encuentran contaminados, (Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología de Guatemala [Insivumeh], 2017; Universidad Rafael Landívar [URL], 2012). Esto tiene graves implicaciones

en la calidad de vida de la población por la exposición a riesgos de enfermedades. Como respuesta para mitigar la polución ambiental se han implementado políticas ambientales como la Política Nacional de Agua (2011), el Acuerdo Gubernativo 236-2006 y legislación similar cuyo objetivo es promover la mejora de la calidad del agua superficial en el país.

En Guatemala existen tres grandes vertientes, la vertiente del Pacífico, la vertiente del Mar Caribe y la vertiente del Golfo de México. En la vertiente del pacífico se encuentra la cuenca del río Samalá. La cuenca del río Samalá se extiende sobre 35 municipios de cinco departamentos de Guatemala. El río Samalá es un cuerpo de agua natural de flujo permanente, un río de corriente corta, que tiene nacimiento en los departamentos de Quetzaltenango y Totonicapán en la Sierra Madre, que recorre la región del suroccidente del país hasta desembocar en el océano Pacífico. La cuenca del río Samalá se divide en tres subcuencas; la cuenca baja, intermedia y alta, siendo ésta última la de mayor extensión. Aunado a esto, la cuenca alta es sumamente relevante para el país, ya que en ella se localiza la segunda ciudad más importante de Guatemala, la ciudad de Quetzaltenango y también se localiza el municipio de Zunil, el cual es uno de los mayores productores y exportadores de hortalizas del país.

Según el Instituto de Fomento Municipal (INFOM), la mayoría de las municipalidades no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales, de las municipalidades que cuentan con planta no todas se encuentran en funcionamiento y la gran mayoría no cuentan con un proceso biológico. Un estudio de caracterización de efluentes domésticos determinó la concentración promedio para los siguientes parámetros: temperatura 22.6°C, pH 7.44; color 403.7 (UC), DBO5 253.6mg/L, DQO 422mg/L, sólidos totales 640.8mg/L, sólidos suspendidos 282.8mg/L, nitrógeno total 40.5mg/L, fósforo total 11.6mg/L, coliformes totales 9.7×10^{11} NMP/100mL y coliformes fecales 6.8×10^{11} NMP/100mL, con una relación DBO5/DQO de 0.57 (Peralta Salgado, 2015). Parámetros que se encuentran fuera de los máximos establecidos en el Acuerdo Gubernativo 236-2006. En el departamento de Quetzaltenango, existen 12 plantas de tratamiento de aguas residuales, de las cuales únicamente una cuenta con tratamiento biológico (INFOM, 2020). Sin embargo, la ciudad de Quetzaltenango a nivel municipal aún no cuenta con planta de tratamiento. De la misma forma, los datos existentes del agua residual que sería tratado por dicha planta tampoco son continuos ni existe una base unificada.

Es innegable la necesidad de tratamiento de las aguas residuales tanto para la mejora de la salud humana como para la reducción de los impactos ambientales generados, es necesario implementar procesos de tratamiento de agua residual para las descargas domésticas guatemaltecas que permitan depurar los efluentes generados y así contribuir a mitigar los posibles efectos ambientales.

Los procesos más extendidos para el tratamiento de agua residual son los biológicos, de los que históricamente destacan dos: el proceso aerobio tradicional de lodos activados y el proceso anaerobio de biodigestión; la diferencia de estos métodos es que el primero hace uso de oxígeno en sus procesos de consumo de materia orgánica y el segundo no, lo que causa una diferencia significativa en términos de tiempo de tratamiento y generación de lodos residuales.

Sin embargo, la eficiencia de estas tecnologías ha alcanzado su límite y se han desarrollado nuevas biotecnologías para alcanzar mejores tasas de tratamiento y menores huellas de consumo de energía y de infraestructura, así como para degradar contaminantes recalcitrantes que son

hidrófobos y generalmente de alto peso molecular (Pouran et al., 2014). Por lo tanto, en los últimos años hemos visto una mayor investigación hacia el desarrollo de tecnologías de tratamiento que puedan degradar cargas ordinarias, contaminantes recalcitrantes y al mismo tiempo cumplir con rentabilidad que las haga factibles.

Una de estas tecnologías son los denominados reactores de lecho fluidizado (conocidos como FBR). Estos son reactores de biopelículas, que se fijan en materiales denominados soportes o portadores, que están “libres” dentro del reactor, pudiendo ser en condiciones aeróbicas o anaeróbicas. La libertad de movimiento de estos portadores presenta varias ventajas con los reactores convencionales de biopelícula sobre soportes fijos. La tecnología de FBR ha demostrado ser eficaz (Tisa et al., 2014) como proceso biológico (Zou et al., 2016). Algunas de las características del FBR incluyen bajo costo de operación (Ahmadi et al., 2015), alta resistencia a alteraciones del sistema (Brackin et al., 1996), altas tasas de transferencia de masa y mezcla uniforme (Andalib et al., 2014). Muchos investigadores han estudiado las aplicaciones de FBR en el tratamiento de aguas residuales, particularmente procesos de oxidación avanzada (AOP) y procesos biológicos. Aunque la aplicación de los FBR en AOP es relativamente nueva, FBR se ha utilizado ampliamente en el tratamiento biológico de aguas residuales, con muchos biorreactores de lecho fluidizado (FBR) a gran escala.

En este sentido, se propone el uso de este tipo de biorreactores para el tratamiento de aguas residuales, y como innovación la utilización de materiales biológicos derivados de plantas cactáceas como soportes para el crecimiento de la biopelícula en los reactores. En México se han realizado pruebas similares en biorreactores no fluidizados, demostrando el potencial de las cactáceas como material soporte (Martinez, 2008). Esto para eliminar el uso de soportes plásticos convencionales, y se considera que las características físicas del material natural, particularmente su baja densidad, puede reducir la cantidad de energía utilizada para el flujo interno en los reactores. Asimismo, el residuo de dichos soportes serán productos biodegradables, en lugar de fracciones de microplásticos que los soportes convencionales puedan generar.

Los aportes de esta investigación tendrán un impacto a nivel nacional en las descargas a cuerpos receptores, ya que se presentarán datos de caracterización de aguas residuales en una cuenca vulnerable como lo es la del Samalá y se evaluarán biotecnologías con innovación para determinar soluciones adecuadas y pertinentes.

3 Planteamiento del problema

La cuenca alta del río Samalá, concentra buena parte de la actividad industrial del Occidente del país (Dardon sosa, González, Barrios, & Marín, 2002). Esto implica que el río Samalá recibe no solamente las descargas domésticas de las múltiples municipalidades asentadas en la cuenca sino también por aguas residuales de tenerías, textileras y otras. Derivado de esto, la calidad de agua de este cuerpo se ha visto disminuida de manera alarmante, al grado de convertirse en un río-drenaje. Esto afecta a las comunidades aguas abajo y a las zonas de agricultura que utilizan sus aguas para irrigación. (Dardón et al, 2002). Sin embargo, no existen datos detallados de la calidad de las aguas transportadas por el río Samalá, por lo que es necesario en primer lugar determinar estas características.

Existe entonces, consenso en que se necesitan tecnologías de tratamiento de aguas residuales más efectivas para la eliminación de contaminantes que se encuentran cada vez en mayor concentración en los efluentes domésticos e industriales. Por un lado, esto se debe a la necesidad de protección del medio ambiente, y por el otro a la necesidad de contar con tecnologías de tratamiento de aguas residuales rentables. Impulsadas por estos motivos, se han intensificado los esfuerzos para adoptar una producción más limpia utilizando estrategias como la descarga cero (Tabassum et al., 2015), modificaciones de procesos para producción más limpia (Zhang y Wang, 2015) y otros métodos apropiados. Tanto para gobiernos locales como para industrias, adoptar la descarga cero mediante la reutilización de aguas residuales es atractivo (Othaman et al., 2014) ya que puede reducir el costo de producción y garantizar la sostenibilidad ambiental. Se propone entonces la tecnología de biorreactores de lecho fluidizado (FBR), innovando al modificar el soporte convencional plástico por uno de materiales naturales. La adaptación de materiales de cactáceas para dicho uso debe ser examinada y evaluada en comparación con los soportes convencionales. Por último, se debe evaluar el tratamiento realizado por los biorreactores propuestos en las aguas residuales similares a las del río Samalá y desarrollar modelos matemáticos que permitan ayudar al diseño en el futuro de reactores a escalas reales.

En resumen, las preguntas que se buscó responder son:

- ¿Cuáles son las características de las aguas residuales domésticas localizadas en la cuenca alta del río Samalá?
- ¿Cómo se comparan los materiales cactáceos propuestos con soportes convencionales para biorreactores?
- ¿Cuál es el período de aclimatación de biorreactores fluidizados aeróbicos y anaeróbicos con soportes naturales de cactáceas?
- ¿Qué tan eficiente es el tratamiento propuesto en condiciones aeróbicas o anaeróbicas?
- ¿Cuáles son los modelos matemáticos que describen estos procesos de tratamiento?

4 Delimitación en tiempo y espacio

6.1 Delimitación en tiempo

El tiempo estipulado para esta investigación fue de once meses, dando inicio el 01 de Febrero del 2021, y derivado de retraso en la importación de algunos productos se extendió al mes de abril del año 2022. Los primeros meses fueron para obtener los primeros datos de caracterización del agua residual municipal, la selección de características del agua residual sintética a utilizarse en los experimentos con los biorreactores y la construcción de los biorreactores en el laboratorio e infraestructura auxiliar. Durante el siguiente mes se comprobó la metodología experimental, se realizó corrección de errores y selección de inóculo; en los siguientes cuatro meses se realizaron las pruebas de aclimatación y tratamiento a mediano

plazo, se evaluó la eficiencia en los biorreactores en condiciones variables de carga orgánica, temperatura y residencia hidráulica, y los dos últimos meses se realizaron repeticiones de condiciones extremo y promedio, para alimentar los datos estadísticos, modelación y discusión de resultados para la redacción y entrega del informe final.

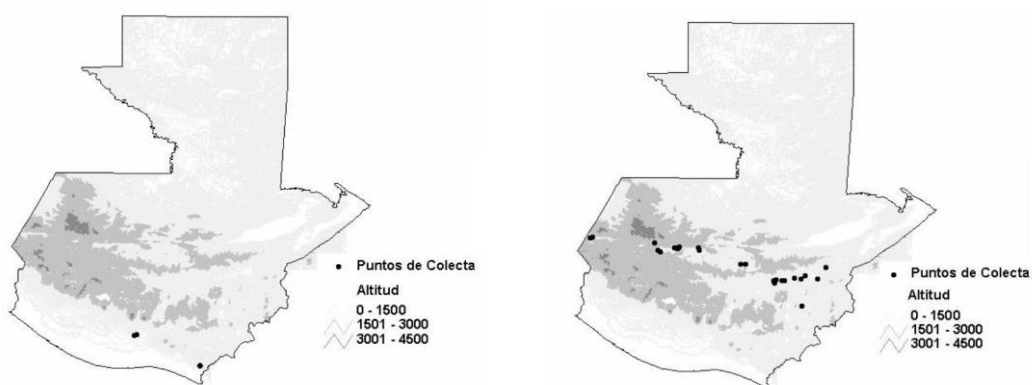
6.2 Delimitación espacial

La investigación por sus etapas comprenderá dos áreas:

- 1) Para la recolección de muestras de cactáceas para uso como soporte natural se indican las potenciales zonas en el oriente del país.

Figura 1

Delimitación territorial



Distribución de *O. guatemalensis* en Guatemala.

Distribución de *S. pruinosus* en Guatemala.

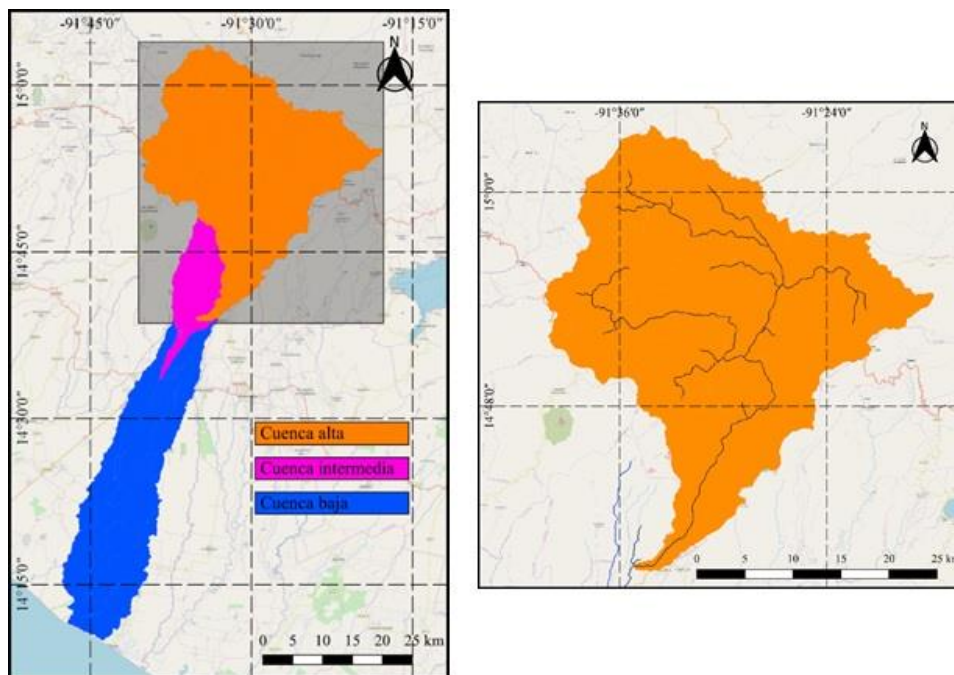
Nota. Adaptado de Veliz, 2008.

- 2) Para el trabajo con los biorreactores se trabajará en el área de la Cuenca Alta del Río Samalá en el Occidente de Guatemala. El punto de muestreo para agua residual se indica en la metodología.

El río Samalá es uno de los ríos más contaminados en Centroamérica, el estado en el que se encuentra es bastante grave y se necesita de una suma considerable de esfuerzos y recursos para poder descontaminarlo. El río y sus orillas han sido utilizadas como vertederos clandestinos, donde desechos sólidos, orgánicos e inorgánicos perjudican su estado.

Figura 2

Subcuencas de la cuenca del río Samalá y tributarios de la Cuenca Alta



Además, registros anteriores muestran que la contaminación en el río es recurrente a lo largo de los años. Algunos municipios han colocado biobardas (mallas) para que los desechos sólidos que son transportados por la corriente del río sean acumulados en puntos específicos para posteriormente ser extraídos y clasificados, para ser reciclados, vendidos o en último caso, simplemente son reubicados a basureros municipales. Los desechos más comunes son recipientes plásticos, bolsas de polietileno y/o plásticos y poliestireno expandido.

También se reportan descargas de aguas residuales cuantiosas de los departamentos de Totonicapán y Quetzaltenango. Específicamente de los municipios de San Carlos Sija, Cajolá, Sibilia, San Francisco La Unión, San Miguel Sigüilá, Cajolá, Concepción Chiquirichapa, San Juan Ostuncalco, San Mateo, La Esperanza, Cantel, Olinstepeque, Salcajá, Almolonga, Zunil y la cabecera departamental Quetzaltenango.

5 Marco teórico

Tratamiento de agua residual

Los procesos de tratamiento de agua residual se han extendido en los últimos años y los procesos más recientemente desarrollados para el tratamiento de las aguas residuales, están clasificados en tres grandes grupos, los cuales son:

Procesos mecánicos: este tipo de tratamiento hace uso de la gravedad como principal fuente de separación de sólidos y agua, entre estos procesos se puede mencionar a la separación por medio de tanques de sedimentación, flotación por aire disuelto y filtración profunda (Yousefzadeh et al, 2017).

Procesos biológicos: este tipo de tratamiento hace uso de microorganismos bacterianos para degradar la materia, entre estos procesos se pueden mencionar lodos activados (anoxia), reactores de aireación extendida (aerobio), depuración mediante biopelículas en procesos anaerobios (sin uso de oxígeno) (Yousefzadeh et al, 2017).

Procesos físico-químicos: estos procesos permiten la implementación de reactivos que hacen que la mayoría de sustancias sean depuradas mediante oxidaciones químicas, entre estas la adsorción, osmosis inversa, intercambio iónico, precipitación y floculación y oxidación avanzada (Yousefzadeh et al, 2017).

Los métodos físico-químicos son costosos, además de que en muchos casos solo sirven como tratamiento primario que elimina específicamente ciertos contaminantes, así que siempre será necesario un tratamiento adicional a éste. Los métodos biológicos representan una buena alternativa por la eficiencia en la remoción de diversos contaminantes, así como la transformación de estos en sustancias menos nocivas (a excepción de algunos casos) (Yousefzadeh et al, 2017).

La forma de tratamiento de aguas residuales más antigua es la biológica. Los contaminantes contenidos en las aguas residuales descargadas directamente al medio ambiente son removidos por algunos microorganismos pobladores del suelo ó agua (ríos, lagos, mares, etc.). Sin embargo, el medio ambiente no es capaz de tratar la cantidad cada vez mayor de agua residual. El uso consciente de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales comenzó en el año de 1920 con el desarrollo del proceso de lodos activados. Desde entonces, el tratamiento de aguas residuales fue continuamente desarrollado y mejorado. Ahora los procesos biológicos son un importante paso en la mayoría de las plantas tratadoras de aguas residuales (Yousefzadeh et al, 2017).

Biopelículas

Las biopelículas son bio-estructuras complejas que aparecen en todas las superficies que están regularmente en contacto con el agua. Son sistemas dinámicos estructuralmente complejos con atributos de organismos multicelulares primordiales y ecosistemas multifacéticos. La presencia de biopelículas puede tener un impacto negativo en el rendimiento de varios sistemas, pero también pueden usarse de manera beneficiosa para el tratamiento del agua (agua potable, aguas residuales municipales e industriales, cuerpos de agua dulce / salobre / salada, agua subterránea), así como en sistemas de recuperación de recursos biológicos basados en corrientes de agua. (Boltz, et al., 2017)

Los reactores de biopelícula utilizados principalmente para la eliminación de materia orgánica y nutrientes (es decir, nitrógeno y fósforo), antes del desarrollo de los reactores de biopelícula de lecho móvil, eran filtros de goteo biológico, reactores de biopelícula de película fija sumergidos aireados, reactores de lecho fluidizado, y contactores biológicos rotativos (Rittmann, 1982).

Estos tipos de sistemas presentan varios defectos, como no tener un volumen de trabajo efectivo en el caso de filtros de goteo o ser susceptibles a fallas mecánicas (es decir, RBC). Además, los reactores de lecho fluidizado sumergido aireados mostraron inestabilidad hidráulica frecuente y dificultades para tener una distribución uniforme de biopelículas en el soporte debido a los gradientes de concentración (Rusten et al., 2006).

Para superar estas limitaciones a finales de los 80 y principios de los 90, el reactor de biopelículas de lecho móvil se desarrolló en Noruega (Patente Europea no. 0,575,314; Patente de los Estados Unidos no. 5,458,779). Su desarrollo se originó por las autoridades noruegas para el control de la contaminación para abordar las necesidades de tener pequeñas plantas de tratamiento de aguas residuales, fáciles de instalar y operar en pequeñas comunidades (20-2000 personas).

Sin embargo, el interés en mejorar las plantas de tratamiento existentes y aumentar la capacidad volumétrica fue el mayor impulsor para el desarrollo de tecnologías más confiables basadas en biopelículas. Las tecnologías de biopelículas tuvieron que enfrentar fuertes limitaciones de difusión debido a la baja transferencia de masa que condujo a una velocidad de reacción reducida. Fue en este contexto que se generó la idea de tener portadores móviles que flotan libremente y se le vio como una alternativa y solución valiosa a los otros defectos del sistema.

Las ventajas de la tecnología de biopelículas de lecho móvil sobre las otras tecnologías basadas en biopelícula y los sistemas convencionales de lodo activado son:

- Mejora del rendimiento y la capacidad de tratamiento volumétrico en la planta de tratamiento de aguas residuales existente con costos adicionales mínimos

- El lodo no necesita recirculación porque la biomasa se retiene cómo biopelícula en los soportes portadores.
- Menos obstrucción y sin necesidad de retro-lavados (backwashing) en comparación con los reactores de película fija.
- La huella ecológica se reduce constantemente.
- La biopelícula es más resistente a la variación en las características de los afluentes que ingresan (e.g. cargas de choque, pH, temperatura y compuestos tóxicos) (Dezotti et al., 2011)

Modelación de biopelículas

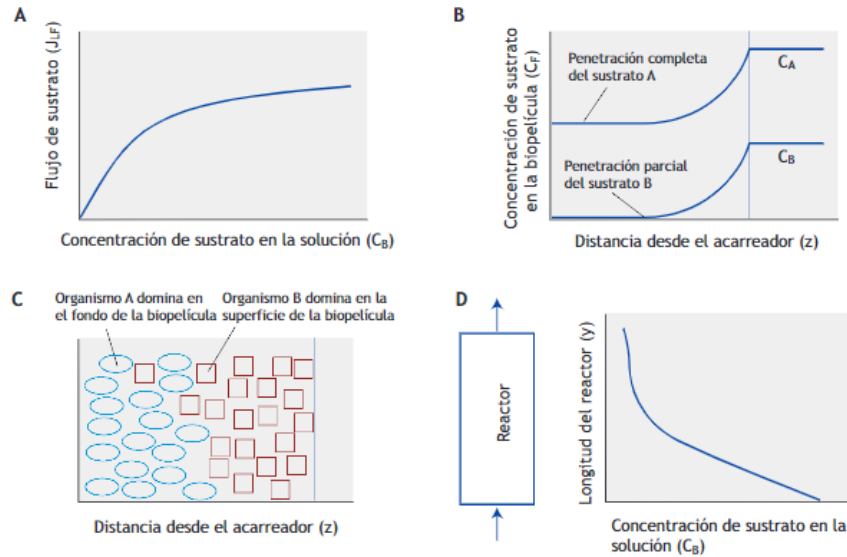
Los modelos de biopelículas son esenciales tanto para el estudio y el desarrollo de la investigación fundamental de biopelículas, como para el desarrollo y la implementación de reactores de biopelículas (Morgenroth, 2017). Wanner y colaboradores. (1986) presentaron una descripción consensuada y una comparación de los modelos de biopelículas. Este esfuerzo condujo al desarrollo generalizado y la aplicación de modelos de biopelículas unidimensionales como herramienta de ingeniería (Boltz et al., 2017). Sin embargo, los modelos multidimensionales (i.e. Picioreanu et al., 2004) han mejorado prácticamente todas las formas de investigación de biopelículas y desarrollo de sistemas. Ha existido una clara dicotomía entre el uso de modelos de biopelículas como recurso de investigación y el uso más reciente como herramienta de ingeniería.

Existen diferentes métodos para modelar el comportamiento de una biopelícula; la complejidad de estos variará de acorde a los supuestos que se asuman en el modelaje, y la precisión y exactitud del modelo dependerán directamente de su objetivo. Las siguientes características deben ser observadas al momento de realizar estos supuestos (Morgenroth, 2017): Flujo de sustrato en función de la concentración de sustrato en la fase líquida: esta característica influirá en el transporte de masa y la cinética microbiana en la biopelícula, por ende, en la tasa de conversión del sustrato. El modelo debe relacionar el flujo de sustrato en la biopelícula en función de la concentración de sustrato presente en la fase líquida:

- Difusión multi-componente: la interacción de múltiples compuestos con la biopelícula puede afectar la reacción con el sustrato limitante, este modelo debe predecir cómo será esta interacción.
- Distribución de microorganismos: la posición de la biomasa dentro el reactor afectará la eliminación de sustrato, por esto es importante conocerla.
- Funcionamiento global del reactor: es la integración de los flujos locales de sustrato para predecir el funcionamiento global del reactor.

Cada uno de estos modelos puede ser representado por los siguientes gráficos:

Figura 3
Modelación de biopelículas



Nota. Adaptada de (Yousefzadeh et al, 2017)

La relación entre la utilización del sustrato en el interior de la biopelícula y la acumulación dinámica de un solo sustrato limitante se encuentra dada por la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{\partial C_F}{\partial t} = D_F \frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2} - r_F$$

Donde:

C_F : es la concentración de sustrato en la biopelícula

x : la distancia desde la superficie de la biopelícula

t : tiempo

D_F : coeficiente de difusión

R : velocidad de conversión del sustrato por volumen de biopelícula

Dependiendo del orden de velocidad de reacción dentro la biopelícula, diferentes ecuaciones pueden ser utilizadas para calcular esta:

Tipo de velocidad de reacción	Expresión de velocidad
Orden cero	$r_F = k_{0,F} X_F$
Primer orden	$r_F = k_{1,F} C_F X_F$
Utilización de sustrato asumiendo una cinética de crecimiento de Monod	$r_F = \underbrace{\frac{1}{Y}}_{\text{Coeficiente estequiométrico (Y)}} \cdot \underbrace{\mu_{max} \frac{C_F}{K_C + C_F}}_{\text{Velocidad del proceso } (\rho)} X_F$
Expresiones generales de velocidad por componente $C_{F,i}$ que es afectado por múltiples procesos (j)	$r_{F,i} = \sum_{j=1}^n V_{i,j} \rho_j$

Tabla extraída de (Morgenroth, 2017).

Factores en el modelaje para biorreactores de biopelículas

La justificación y el interés en el modelaje del biorreactor se pueden explicar considerando que estos permiten la descripción del comportamiento interno del mismo.

La importancia del crecimiento microbiano adherido ha crecido en el tratamiento de efluentes durante la última década, sin embargo, es importante considerar diferentes conceptos que aplican en las biopelículas y sus modelos cinéticos (Liu & Pfeffer, 1989).

El principio básico de las biopelículas sugiere que en soluciones con concentraciones bajas de nutrientes, superficies sólidas pueden concentrar estos nutrientes por medio de adsorción. Los primeros modelos de biopelículas fueron basados en ecuaciones de difusión y mono sustrato, luego siendo modificados a un modelo de difusión en poro. Al utilizar este tipo de modelo, se descubrió que reacciones heterogéneas de orden cero en un sistema de poro, conducirán a reacciones tipo “Bulk” de medio orden, mientras que las reacciones de primer orden a reacciones heterogéneas de primer orden. Los modelos de biopelículas pueden ser separados en tres categorías dependiendo de la concentración de sustrato en la biopelícula.

- Biopelícula penetrada completa: tiene una concentración constante de sustrato igual a la concentración de la solución a tratar.
- Biopelícula profunda: tiene una concentración que disminuye hasta cero a través de la misma.
- Biopelícula superficial: tiene una concentración que disminuye a través de la misma sin llegar a cero.

La difusión del sustrato a través de la biopelícula y la eficiencia de conversión de este dependerá de la capacidad de las bacterias para alcanzar el sustrato, también se ve afectado por la difusión de los productos resultantes fuera de la solución, por ejemplo, el efecto que tendría el cambio del pH ocasionado por el proceso de desnitrificación. Este cambio en el pH podría afectar la

eficiencia de las bacterias para reaccionar con el sustrato. En el caso de una reacción anaeróbica, la acumulación de CO_2 o CH_4 tendrán efectos diferentes, el CO_2 es soluble y reducirá el pH mientras el metano podrá formar burbujas en la biopelícula. Es por eso que es importante tomar en cuenta estos factores al momento de modelar los biorreactores (Lindren, 1989).

Crecimiento fijo y crecimiento suspendido

El medio de soporte en el reactor de crecimiento adjunto retiene las bacterias y, por lo tanto, mejora la calidad del efluente al reducir la concentración total de sólidos en suspensión del efluente. Estas bacterias en el reactor de crecimiento adjunto forman una biopelícula y aumentan el tiempo de retención de lodos (TRL o SRT) drásticamente sobre el tiempo de retención hidráulico (TRH o HRT), reduciendo así el requisito de volumen del reactor para una eficiencia de conversión especificada (Liu & Pfeffer, 1989).

El reactor de crecimiento suspendido, por otro lado, puede aumentar el SRT separando y reciclando los sólidos del efluente del reactor (proceso de contacto) o la formación de una capa de lodo en el fondo de una capa de lodo anaeróbico de flujo ascendente del reactor de flujo ascendente (RAFA). Se han estudiado las diferencias químicas, microbiológicas y morfológicas de las biopelículas en tres reactores anaeróbicos diferentes (reactor de lecho compacto, reactor de lecho fluidizado y reactor anaerobio de flujo ascendente), sin embargo, no encontraron diferencias significativas entre estas tres biopelículas (Liu & Pfeffer, 1989).

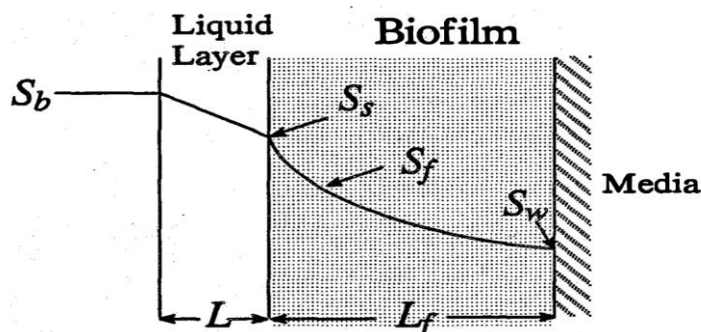
Hay dos ventajas principales de los procesos de crecimiento fijados:

1. Las tasas de carga y conversión pueden ser sustancialmente más altas en los sistemas de crecimiento fijos que en los sistemas convencionales completamente mixtos. Binot et.al. (1983) reportaron una carga volumétrica de 42 Kg DQO / $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ en procesos de película fija, mientras que otros han operado reactores anaeróbicos de biopelícula de lecho fluidizado bajo cargas volumétricas de hasta 72,4 kg DQO / $\text{m}^3 \cdot \text{d}$. Por el contrario, la carga máxima en un reactor RAFA se ha reportado como 36 KgCOD / $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ (Liu & Pfeffer, 1989).

2. La flexibilidad y estabilidad de los reactores de biopelícula los hacen muy resistentes a las cargas de choque. Kennedy y. van den Berg (1982) reportaron que un reactor anaeróbico de película fija puede recuperarse de una carga orgánica de choque de 94 kg DQO / $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ en cuatro días. Se determinó que el SRT largo hace que el sistema de crecimiento adherido sea muy estable y resistente a los cambios de temperatura, la carga orgánica y la concentración o composición del afluente (Liu & Pfeffer, 1989).

Figura 4

Diagrama de modelo de biopelículas



Adaptada de Liu et al., 1989.

Ley de Fick para describir movimiento de sustrato

$$J = -D_w \frac{dS}{dz} = \frac{D_w}{L} (S_b - S_s)$$

Tomado de Liu et al., 1989.

Donde:

\$J\$ = flux de sustrato

\$S\$ = razón limitante de sustrato

\$S_b\$ = concentración de sustrato en solución

\$S_s\$ = Concentración de sustrato en interfaz líquida

Reactores de biopelícula de lecho fijo de flujo ascendente

Coulter y colaboradores (1957) fueron los primeros en emplear un reactor de biopelícula de lecho fijo de flujo ascendente anaeróbico. Se utilizaron medios de roca para retener sólidos del efluente de un proceso de contacto anaeróbico. Young y McCarty (1968, 1969) introdujeron el término "filtro anaeróbico" en que supusieron que los sólidos no se adhieren fácilmente a la superficie de las piedras, sino que se encuentran sueltos en los espacios intersticiales. No fue hasta 1976 que Williamson y McCarty confirmaron que se formó una biopelícula de bacterias muy compactas en la superficie del material de empaque. El sustrato se difunde en la biopelícula donde es metabolizado por las bacterias. Después del trabajo de Young y McCarty se realizaron varios estudios para estudiar la aplicabilidad de este proceso.

Los reactores de biopelícula de lecho fijo son muy estables y la biopelícula no se daña con una pequeña cantidad de oxígeno. Los principales inconvenientes de este proceso son el largo período de puesta en marcha y la posibilidad de que el empaque se obstruya con sólidos inertes en suspensión o precipitados químicos (sulfuros metálicos, carbonato cálcico, etc.). Ehlinger y colaboradores (1987) reportó sobre como los exo-polisacáridos secretados por bacterias hidrolíticas y acidógenas son la principal causa de obstrucción. Se ha estimado que se requiere aproximadamente un año para alcanzar la capacidad máxima de un reactor de película fija.

Los reactores de lecho expandido y fluidizado tienen varias ventajas sobre los reactores de lecho fijo. Estos incluyen (1) ausencia de obstrucciones, (2) pequeña pérdida de carga, (3) ausencia de cortocircuitos, (4) mayor concentración de biomasa, (5) mejor eficiencia y (6) mayor área de superficie disponible por unidad de volumen de reactor. Se ha reportado sobre el tratamiento exitoso de residuos de baja concentración de concentración de COD hasta 200 mg / L mediante un reactor de lecho fluidizado. Sin embargo, el costo de bombeo es menor en el reactor de biopelícula de lecho fijo porque la tasa de reciclado del efluente es mucho menor que en el reactor de lecho fluidizado.

Por otro lado, Lindgren (1983) modeló con éxito un reactor de lecho compacto anaeróbico simplificando la cinética de Monod en cinéticas de orden cero y de primer orden para nitrógeno orgánico y DQO soluble, respectivamente. Este modelo cinético simplificado se aplicó tanto a las bacterias fermentativas como a las metanogénicas. Abramson (1987) modeló: reactores anaeróbicos de lecho compacto con una ecuación de dispersión que contiene términos para difusión, convección y reacción que produce una expresión cinética de primer orden.

Ehlinger et al., (1987) estudiaron los microorganismos dentro de los reactores anaeróbicos de lecho compacto y observaron que las especies bacterianas en estos reactores están determinadas principalmente por el K_s de las especies. Las altas concentraciones de sustrato dentro de los reactores favorecen el crecimiento de las especies bacterianas con valores altos de K_s y viceversa.

Se ha concluido que el régimen hidráulico en un reactor anaeróbico de lecho compacto sin reciclado es casi un patrón de flujo pistón ideal. Sin embargo, a medida que los sólidos biológicos se acumulan y los gases desprendidos provocan la mezcla, el régimen hidráulico se acerca más a un reactor completamente mezclado. Una corriente de reciclado puede mejorar aún más el grado de mezcla en un reactor anaeróbico de lecho compacto. DeWalle y Chian (1976) utilizaron un modelo completamente mixto para simular un reactor anaeróbico de lecho compacto con un efluente recirculado. Young (1983) sugirió que estos reactores realmente operan entre condiciones de flujo pistón y completamente mezcladas.

6 Estado del arte

Tipos de biorreactores con biopelículas para tratamiento de aguas residuales

Estudios anteriores de aplicaciones FBR en tratamientos de aguas residuales se centraron en la oxidación aeróbica y la desnitrificación. Con un mayor interés en procesos anaeróbicos, a principios de los años 80 se realizaron estudios sobre el uso de FBR en el tratamiento anaeróbico de aguas residuales con generación concomitante de metano. Heijnen et al. (1989) presentaron una revisión de vanguardia sobre la aplicación de FBR anaeróbicos en el tratamiento de aguas residuales. La revisión discutió el concepto básico de FBR anaeróbico, el desarrollo de procesos y los desafíos que enfrenta la tecnología. Los estudios informados alrededor de esa época se referían principalmente al rendimiento del proceso. Converti et al. (1990) estudiaron el desempeño de FBR en el tratamiento anaeróbico de aguas residuales de vino que contienen DQO alto y propusieron un modelo cinético para el proceso. De manera similar, Borja y colaboradores. (1995) evaluaron la reacción cinética de un FBR que trata los desechos del matadero con la generación correspondiente de metano. Haribabu y Sivasubramanian (2016) estudiaron la biodegradación de contaminantes orgánicos de las aguas residuales domésticas utilizando FBR y lograron una eliminación de DQO de 96.7% en condiciones óptimas. Wang et al. (2016) llevaron a cabo la digestión anaerobia del lodo primario (PS) y los desechos espesados activados (TWAS) usando FBR, e informaron que el sistema funcionó mejor que los procesos anaerobios convencionales. Se informó una desnitrificación autotrófica de alta velocidad utilizando FBR en la que se logró la eliminación completa de nitrato a un tiempo de retención hidráulica (HRT) de 10 min (Zou et al., 2016).

Germec y colaboradores (2020) reportó que los biorreactores tienen las ventajas de proporcionar alta densidad celular, aumentar la productividad, reduciendo el riesgo de lavado de los organismos, eliminación de la re-inoculación, la resistencia a la fermentación a largo plazo y aumentar la resistencia de los microorganismos en condiciones extremas. Por lo tanto, se han utilizado ampliamente en muchas aplicaciones, como el tratamiento de aguas residuales, la eliminación de productos químicos tóxicos, la biorremediación y la producción de productos de valor agregado altos.

Biorreactor de lecho fluidizado (FBR)

FBR ha sido ampliamente utilizado para tratamientos aeróbicos y anaeróbicos de aguas residuales. El sistema consta de partículas recubiertas de microorganismos en las aguas residuales que están suficientemente fluidizadas para mantener las fases completamente mezcladas (Vinod y Reddy, 2005). Los materiales de soporte de FBR normalmente tienen superficies específicas extremadamente grandes y alcanzan niveles de tratamiento en un tiempo más corto que los procesos de tratamiento biológico convencionales (Alfredo et al., 2013). Esto se debe a que la fluidización maximiza el contacto superficial entre los microorganismos y los

contaminantes. Se ha argumentado que el FBR ofrece la estabilidad y la facilidad de operación de un filtro de goteo y la alta eficiencia del proceso de lodo activado (Burghate e Ingole, 2013). Por ejemplo, se informó que el FBR operaba a una HRT más baja y daba un mejor rendimiento que un reactor de tanque agitado en la degradación de fenol (Gonzalez et al., 2001). La fluidización proporciona una transferencia de masa líquido-gas favorable, que promueve un buen contacto entre contaminantes y biomasa y una tasa de transferencia de oxígeno adecuada (Pen y Jose, 2008). Obviamente, la fluidización eliminará las rutas de flujo preferenciales, la obstrucción del lecho y otros problemas encontrados en los reactores de lecho fijo (Jaafari et al., 2014).

Aunque FBR es una tecnología bien establecida en plantas a gran escala, aún se realizan estudios a escala de laboratorio para mejorar el proceso, la aplicación de nuevos materiales y la integración con otras tecnologías. Por ejemplo, Kim et.al combinó recientemente FBR con biorreactores de membrana como una posible solución para el bloqueo de las membranas (Kim et al., 2011, 2016). El resultado de esta combinación demostró una eficacia mejorada del tratamiento, el licor mixto de sólidos suspendidos estable y la presión transmembrana reducida cuando FBR se combina con el biorreactor de membrana (Shin et al., 2014).

Se han utilizado procesos de dos y tres fases, con algunos investigadores explorando las ventajas de un biorreactor de lecho fluidizado inverso (IFBR). Haribabu y Sivasubramanian (2016) estudiaron la biodegradación de la materia orgánica en las aguas residuales domésticas utilizando IFBR y lograron una eliminación máxima de DQO del 96,7%. Se utilizó un FBR trifásico con un volumen de trabajo de 0.0125 m³ y que emplea soportes biológicos de baja densidad. Los medios de baja densidad tuvieron un efecto positivo en la velocidad mínima de fluidización y aumentaron la eficiencia del proceso.

Lin y colaboradores. (2010) investigaron la biodegradación del colorante estándar Reactive Blue 13 en un FBR anaeróbico / aeróbico de dos etapas y lograron eficiencias de eliminación de color y DQO de 86.9% y 90.4% respectivamente. Rajasimman y Karthikeyan (2007) investigaron el efecto de la TRH en la digestión aeróbica de las aguas residuales de almidón utilizando FBR con soporte de biomasa de baja densidad. La eliminación de DQO aumentó con el incremento de la TRH para toda la concentración inicial de sustrato, con una eliminación máxima (95,6%) a las 40 h de TRH.

Cuenca y colaboradores (2006) estudiaron la biodegradación anaeróbica de las aguas residuales contaminadas con combustible diesel utilizando FBR e informaron que las eficiencias de eliminación de diesel y DQO aumentaron con el aumento de la TRH para todas las condiciones investigadas. Mustafa y colaboradores (2014) estudiaron el tratamiento de lodos de aguas residuales municipales utilizando FBR anaeróbico e informaron que el rendimiento del tratamiento disminuyó al aumentar la tasa de carga orgánica (OLR). Se lograron eficiencias de

eliminación de sólidos suspendidos volátiles (VSS) de 88%, 79% y 24% a OLR de 4.2, 9.5 y 19 kg de DQO /m³/d, respectivamente. Se obtuvo una eficiencia de eliminación de DQO del 25% a una OLR de 19 kg de DQO / m³/d. Borja et al. (2004) llevaron a cabo la digestión anaeróbica mesófila de las aguas residuales de la producción de aislados de proteínas a partir de harina de garbanzo usando FBR e informaron que el porcentaje de eliminación de DQO disminuyó con el aumento de OLR.

Tipos de soportes utilizados y la opción de cactáceas

Las propiedades de los materiales de soporte o portadores, como el tamaño de partícula, la densidad y las características de la superficie pueden afectar el rendimiento del proceso de el FBR (Wirsum et al., 2001). La elección del material de soporte determina, en gran medida, la ingeniería del proceso (Jordening & Buchholz, 1999). El material de soporte de biofilm utilizado en la BR debería tener las siguientes propiedades: (i) debería ser adecuado para la adhesión de las células, (ii) debería mostrar una alta resistencia mecánica, (iii) debería ser barato y (iv) debería estar comúnmente disponible (Demirci et al., 2008). Cabe señalar que no todas las características de los soportes sólidos se pueden cumplir simultáneamente. Las características del material de soporte de la biopelícula, como la carga superficial, la hidrofobicidad, la porosidad, la rugosidad, el diámetro de las partículas y la densidad influyen significativamente en la adhesión y posterior unión de las células (Cheng et al., 2010). Sin embargo, los efectos de estas propiedades sobre el metabolismo celular y, por lo tanto, sus efectos sobre la eficiencia y la capacidad de biotransformación no se han revelado.

Aunque respecto a que el soporte sea inerte, no debería ser una regla, puesto que algunas veces el no ser inerte resulta benéfico para los procesos; se ha encontrado que utilizar materiales minerales de soporte (arcillas) mejora la metanogénesis, debido a que estos lentamente liberan iones al medio, los cuales provocan modificaciones en las condiciones ambientales, tales como cambios en el pH. Sorlini y colaboradores (1990); Sanchez y colaboradores (1994) y Muñoz y (1997) observaron dicho efecto al utilizar diabasa (roca volcánica) como soporte, pero no al utilizar soporte sintético como el cloruro de polivinilo.

Pareek y colaboradores (1998), estudiaron la hidrólisis de materiales lignocelulósicos (papel de oficina y periódico) bajo condiciones sulfidogénicas y metanogénicas, obteniendo bajos porcentajes de mineralización. En general, la celulosa es muy resistente a la biodegradación debido a su fuerte estructura cristalina y a la interferencia por otros constituyentes de la biomasa tales como hemicelulosa y lignina, aunque se ha reportado la biodegradación anaerobia de estos tres compuestos, pero en sus formas puras. Recientemente se demostró que los troncos secos de coyonostle, una cactácea común en México, (*Opuntia imbricata*), están compuestos de 28.68%

($\pm 6.27\%$), 34.02% (± 5.04) y 37.64% (± 6.31) de hemicelulosa, celulosa y lignina, respectivamente. Los tres compuestos estructurales del soporte pueden ser degradados mediante la digestión anaerobia, pero en porcentajes muy bajos y solo cuando se utilizan como única fuente de carbono, debido a que los microorganismos degradarán la fuente de carbono más fácilmente asimilables. Por tal motivo se considera factible evaluar su uso en reactores fluidizados.

7 Objetivos (generales y específicos aprobados en la propuesta)

Objetivo general:

Determinar la viabilidad técnica de biorreactores fluidizados que utilizan biopelículas fijadas en soportes naturales para el tratamiento de las aguas residuales municipales.

Objetivos Específicos

- a) Determinar las características de las aguas residuales municipales transportadas por el río Samalá.
- b) Determinar las características de los soportes naturales derivados de cactáceas.
- c) Determinar la eficiencia del tratamiento de aguas residuales por biorreactores fluidizados utilizando soportes naturales.
- d) Desarrollar modelos matemáticos y determinar los coeficientes que describan los procesos de tratamiento de los biorreactores fluidizados.

8 Hipótesis (si aplica)

No aplica

9 Materiales y métodos

9.1 Enfoque de la investigación

El estudio se basó en la evaluación de datos medibles y verificables sobre la calidad del agua residual municipal, así como su tratamiento con métodos biotecnológicos, cuya eficiencia también se determinará con referencia a ensayos cuantificables; se determinó que la investigación es con un enfoque cuantitativo.

9.2 Método

El proceso experimental se encuentra detallado en el Flujograma Metodológico detallado en el apéndice, este ayudará a una mejor comprensión de lo planificado. En resumen, se realizarán cuatro etapas, que aproximadamente corresponden a uno de los objetivos específicos:

- 1) Caracterización de las aguas residuales y aclimatación de las bacterias
- 2) Recolección y tratamiento de soportes naturales para fijación de las biopelículas
- 3) Experimento en biorreactores para tratamiento de las aguas residuales utilizando las bacterias aclimatadas
- 4) Modelación matemática de los procesos dinámicos de tratamiento

Instalaciones:

Se utilizó dos laboratorios de la Universidad de San Carlos de Guatemala:

- Laboratorio de Biotecnología, Facultad de Agronomía. Este cuenta con equipo para análisis biológico, genético y de monitoreo ambiental. Asimismo, se cuenta con experiencia en el análisis de cactáceas. (El Investigador principal es el coordinador de este laboratorio)
- Laboratorio de Calidad de Agua, Centro Universitario de Occidente. Este cuenta con equipo para análisis de aguas residuales, equipo para muestreo y almacenaje. Se tienen espacios para investigación y personal experimentado. (El Investigador Asociado es jefe de este laboratorio).

ETAPA 1

Caracterización de las aguas residuales

Toma y composición de muestras

El muestreo se realizó en el punto de unificación entre el río Xequijel y Río Samalá, ubicado en jurisdicción de Cantel, Quetzaltenango, donde se prevé se construya la planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad de Quetzaltenango. Las coordenadas aproximadas son: 14°50'38.9"N 91°28'49.0"W. Este punto es fácilmente accesible desde el CUNOC. Se verificarán parámetros *in situ* y se realizarán muestreos compuestos en períodos de 8 horas. Para esto se utilizará un equipo automatizado marca American Sigma 1350. Posteriormente las muestras serán trasladadas y se preservarán las alícuotas para los análisis que no se deban realizar de forma inmediata.

Análisis de las muestras

Las muestras se tomaron tres días diferentes en intervalos de 10 min por 4 horas para tener mayor representatividad del agua. Se realizó análisis de 10 parámetros, los cuales fueron: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (Ntot), fósforo total (Ptot), sólidos sedimentables, color, pH, turbidez, nitritos, nitrados, y sólidos suspendidos totales, se utilizaron los estándares SM 5210-D, SM 5220-D, SM 4500-NO3-E, SM-4500-NO2-B, SM 3540F, SM 2120(3-200), SM-4500H+, SM 2130, SM 4500E, SM4500B y SM2540-D, respectivamente. Se calculó la media y desviación estándar como parte del análisis estadístico de las muestras. Las principales fuentes de error son causadas por las variaciones en el agua del río ocasionadas por las lluvias, el error aleatorio del método y error humano.

Figura 5.

Fotografías que reflejan las actividades de campo realizadas en la región Quetzaltenango



ETAPA 2

Recolección y tratamiento de soportes naturales para fijación de las biopelículas

Colecta de material de cactáceas procedente de los municipios de Baja Verapaz y áreas aledañas

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología consistió en reconocer los sitios donde se encuentran especies de cactáceas en áreas semiáridas de municipios de Baja Verapaz; así como coleccionar muestras; para lo cual se utilizaron guantes de cuero, machetes y sacos de almacenamiento de muestras.

Los resultados se describen de la siguiente forma: Se identificaron las coordenadas de los sitios de colecta en caso sea necesario tener más muestras del mismo material. Así también se procedió a identificar cada muestra colectada, indicando sitio de colecta, tipo de planta colectada, parte vegetal colectada, fecha de colecta, no. de muestra y otros datos adicionales que pudiesen ser de interés.

Se inició la colecta el jueves 8 de julio de 2021, en las áreas del municipio de Salamá; del municipio de San Miguel Chicaj, y del de Rabinal, Baja Verapaz. Se pernoctó en la cabecera municipal de Rabinal. El día viernes 9 de julio municipio de 2021, se reconocieron sitios y se hicieron colectas en áreas de los municipios de San Jerónimo y Granados, del departamento de Baja Verapaz, habiendo pernoctado en la localidad de Granados. El día sábado 10 de Julio de 2021, se hizo reconocimiento y colecta en las áreas del municipio de Purulhá, departamento de Baja Verapaz del departamento de Baja Verapaz, de donde se retornó a la Ciudad de Guatemala. En cada municipio se recorrieron áreas aledañas.

A continuación, se muestra el cuadro detallado del itinerario realizado:

A continuación, se muestra el cuadro detallado del itinerario realizado:	Kilómetros Recorridos	Valor en Quetzales	Valor en Facturas
Itinerario			
USAC - Salamá	161	193.20	
Salamá - San Miguel Chicaj	9.8	11.76	
San Miguel Chicaj - Rabinal	17.5	21	
Rabinal - San Jerónimo	3.8	4.56	

Informe final proyecto de investigación 2021

Dirección General de Investigación –DIGI-

San Jerónimo - Granados	67.8	81.36	
Granados - Santa Cruz El Chol	10.6	12.72	
Santa Cruz El Chol - Purulhá	98.7	118.44	400
Purulhá - Baja Verapaz,	58.7	70.44	
Salcajá - Quetzaltenango	10.3	12.36	
Areas aledañas	100	120	200
Quetzaltenango - USAC	197	236.40	250
Total de kilómetros	735.2	Q. 882.24	

Figura 6

Fotografías que reflejan las actividades de campo realizadas en la región de Baja Verapaz



Preparación del soporte para utilizarse en los experimentos

Los brazos, los cuales presentan una estructura cilíndrica primeramente fueron cepillados para eliminar la mayor parte de los sólidos que no son parte en sí de la estructura. Después, serán cortados en pequeñas piezas de ≈ 7 cm de largo por 1 cm de ancho. Seguido de este procedimiento estas piezas fueron lavadas, remojadas por espacio de 1 semana, enjuagadas nuevamente y puestas a hervir en agua destilada; posteriormente fueron esterilizadas en una autoclave a 121°C con una presión de 15 psi. Después de este procedimiento, las piezas fueron puestas a secar en un horno de convección forzada a 100°C por 8 horas, manipuladas con pinzas para evitar su contaminación. Para ser utilizadas fueron pesadas después de ser secadas. La relación de masa/volumen para los biorreactores fue determinada experimentalmente. Previo a ser puestas en operación en los reactores, serán rehidratadas por un lapso de 3 días con agua destilada para evitar que cuando absorban el agua residual sintética experimental. Después de los 3 días, el agua no absorbida por el soporte fue decantada. De tal manera que los reactores ya estarán listos para las pruebas batch o de mediano plazo. Esta metodología se basó en Martínez, 2008.

ETAPA 3

Tabla 1

Composición de aguas residuales sintéticas

Fuente: Rodríguez et. al., 2012.

Compuesto	Cantidad (mg/L)	Observaciones
Leche en Polvo	100	La descremada es más rica en sales minerales, pero tiene menos contenido de grasa. Si no tiene azúcar, evaluar la necesidad de agregar glucosa. No usar deslactosada.
Gelatina Sin Sabor	35	Si además es sin azúcar, evaluar la necesidad de agregar glucosa a la mezcla.
Almidón	170	Se puede usar Fécula de Maíz, comercialmente conocida como "maicena".
Sal común	7	NaCl
Azúcar	28	Glucosa ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$)
Úrea	3	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$
Fosfato Bicálcico	40	$\text{CaHPO}_4 - 2\text{H}_2\text{O}$
Sulfato de Magnesio	2,5	Conocida comercialmente como Sal de EPSON.
Inóculo de microorganismos	10 a 15 g SSV/L ó 70 mL/L	Se puede usar lodo activado de un reactor de aguas residuales existente.
Jabón de Tocador	3 gotas	Líquido y No Antibacterial. Para algunos ensayos, puede prescindirse de él.
Aceite de Soya	15 gotas	Puede prescindirse de él en algunos ensayos.

Tabla 2

Características del agua residual sintética

PARÁMETRO	Valor – Muestra 1 (mg/L)	Valor – Muestra 2 (mg/L)	Valor – Muestra 3 (mg/L)	Valores Medios (mg/L)
DQO	386	361	375	374
Sólidos Disueltos Totales	40	40	40	40,0
pH	7,11	7,24	7,20	7,20
Nitrógeno Amoniacal (NH ₃)	1,7	1,7	1,6	1,7
Nitritos (NO ₂)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nitratos (NO ₃)	0,0	0,0	0,0	0,0
Fósforo Libre (P)	4,0	6,5	5,4	5,3
Fosfatos (PO ₄)	14,3	19,8	16,5	16,9
Pentóxido de Fósforo (P ₂ O ₅)	9,2	14,8	11,4	11,8

Fuente: Rodríguez et. al., 2012.

Referencias

Rodríguez, I., Lozano, W., (2012). Revista de Didacta Ambiental. INVESTEA. No 11, p.14-53.

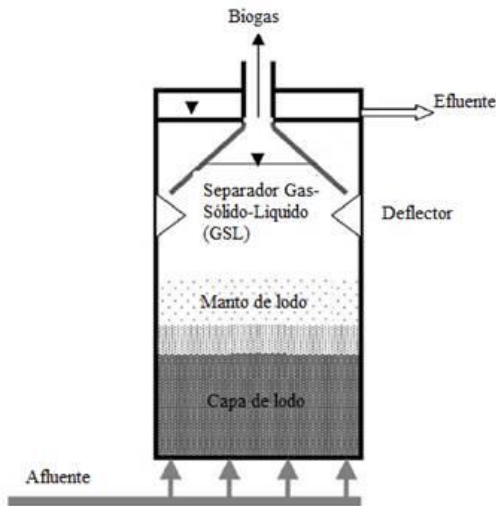
Experimento en biorreactores para tratamiento de las aguas residuales utilizando las bacterias aclimatadas

Construcción de biorreactores

Se utilizaron dos tipos de configuraciones experimentales, tipo batch y de tipo continuo.

Reactor tipo anaerobio de flujo ascendente (RAFA/UASB)

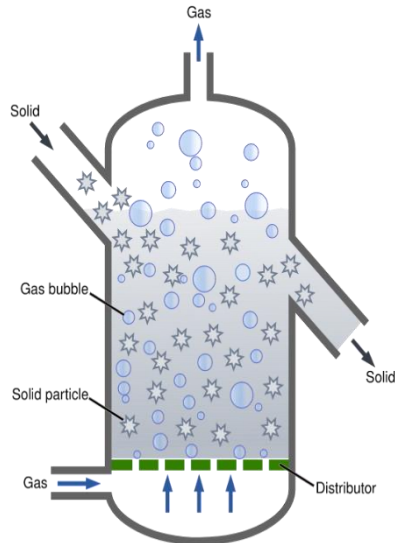
- Mediana eficiencia
- Eliminación de carga orgánica y baja producción de lodo
- Mayor eficiencia con “packing” (material para crecimiento de biopelícula).
- Baja demanda de energía (aunque opera mejor en temperaturas mayores a 30°C)
- Sensible a cambios repentinos



Esquema básico de un reactor tipo RAFA

Reactor aerobio fluidizado

- Alta eficiencia
- Eliminación de carga orgánica
- Mayor eficiencia con “packing” (material para crecimiento de biopelícula).
- Alta demanda de energía para aireación
- Adaptable a cambios repentinos



Esquema básico de un reactor aerobio fluidizado

Soporte convencional

Para las etapas iniciales y como una medida de control, se utilizó un soporte plástico convencional accesible en el mercado.

Soporte de material derivado de cactáceas

Los experimentos propiamente se realizaron utilizando los materiales producto de la segunda etapa, o sea, piezas de cactáceas cortadas, lavadas, esterilizadas y rehidratadas. La relación de masa/volumen del biorreactor se determinaron experimentalmente.

Período de aclimatación

Los biorreactores fueron sembrados con 1 litro de lodos activados provenientes de una planta de tratamiento ubicada en San José Chacayá, Sololá. Adicionalmente se utilizó agua residual sintética de la formula indicada previamente. Los soportes y agua residual sintética serán agregados gradualmente y se operará en estas condiciones por una semana. Se mezclará el agua residual con el agua inóculo en proporción ascendente con el fin de permitir una aclimatación escalonada, con tiempos de retención controlados con bombas peristálticas. Los muestreos se realizaron diariamente durante la fase de aclimatación, monitoreando la DQO. Cuando se verificó una remoción estable de DQO se consideró a la población bacteriana aclimatada e iniciaron las pruebas de corta y mediana duración.

Las variables controladas fueron:

- Tiempo de Retención Hidráulica (20 horas)
- Carga orgánica (de 1 y 2 veces la concentración obtenida del agua residual sintética)
- Temperatura (controlada a 30°C por medio de un baño maría)
- Relación masa soporte/volumen agua residual (determinada una relación de volumen aproximada de 1:10)

Los parámetros medidos (tanto de entrada como salida) fueron:

- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)
- Nitrógeno
- Fósforo
- Solidos suspendidos

Los períodos de duración de cada condición experimental debiesen ser un mínimo de 30 días. Sin embargo, se recurrió a tiempos menores derivado de la limitante de tiempo disponible y a que se determino que el inóculo de bacterias obtenido de la planta de tratamiento era altamente activo.

ETAPA 4

Modelación matemática de los procesos dinámicos de tratamiento

Los datos generados fueron analizados estadísticamente para determinar diferencias significativas en eficiencia de los procesos, en función de las variables propuestas en la etapa 3. Se aplicaron las teorías

Informe final proyecto de investigación 2021

Dirección General de Investigación –DIGI-

de modelación a los datos generados del funcionamiento de los biorreactores, los cálculos se realizaron utilizando el paquete de análisis de datos de MICROSOFT EXCEL.

10 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

10.1 Calidad de agua del río Samalá

Por medio de las Tablas 1 (punto A) y 2 (punto B), se presentan los parámetros fisicoquímicas de los puntos establecidos en la investigación. Asimismo se presenta la media y la desviación estándar, encontrándose con un DQO promedio de 96.38 con una desviación estándar de 63.08.

Tabla 1

Punto A. Río Samalá

Fecha	DQO	DBO	Ntot(mg/L)	Ptot(mg/L)	Sólidos sedimentables (mL/L)	Color (UPtCo)	pH	Turbidez (U)	Nitrato (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Sólidos suspendidos totales (g/L)
13/08/2021	175	105	1.0	4.30	2.5	4180	7.57	488	0.06	3.0	0.928
19/08/2021	173	103	1.4	8.95	4.5	5290	7.68	594	0.105	2.0	1.096
26/08/2021	50	40	2.0	1.88	0.5	528	7.66	96.8	0.086	0.0	0.146
9/09/2021	40	36	2.4	1.70	1.0	485	7.54	101	0.0064	3.8	0.271
20/09/2021	135	80	0.8	4.50	0.5	171	7.47	14.3	0.0039	0.0	0.040
24/09/2021	50	40	1.0	2.55	0.4	293	7.63	27.8	0.051	1.1	0.080
1/10/2021	20	20	2.1	1	0.7	295	7.56	60.4	0.124	1.1	0.119
29/03/2022	128	123	6.6	4.15							0.076
Media	96.38	68.38	2.16	3.55	1.44	1606.00	7.59	197.47	0.06	1.57	0.38
Desv. Est	63.08	39.02	1.89	2.72	1.53	2164.79	0.07	238.82	0.05	1.45	0.44

Tabla 2

Punto B. Río Xequijel

Fecha	DQO	DBO	Ntot(mg/L)	Ptot(mg/L)	Sólidos sedimentables (mL/L)	Color (UPtCo)	pH	Turbidez (U)	Nitrato (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Sólidos suspendidos totales (g/mL)
9/09/2021	185	80	13.6	9.6	2	1069	6.14	171	0.0082	2.6	0.928
20/09/2021	40	20	15.9	16.95	0.5	685	6.78	80.7	0.004	3.6	0.133
24/09/2021	581	250	21.3	11.25	0.7	650	7.13	63.3	0.01	1.2	0.111
1/10/2021	294	100	20.4	8.3	1	806	6.89	80.9	0.007	3.6	0.232
29/03/2022	285	197	15.8	9.46							0.253
Media	277.00	129.40	17.40	11.11	1.05	802.50	6.74	98.98	0.01	2.75	0.33
Desv. Est.	198.37	92.72	3.30	3.43	0.67	189.82	0.42	48.72	0.00	1.14	0.34

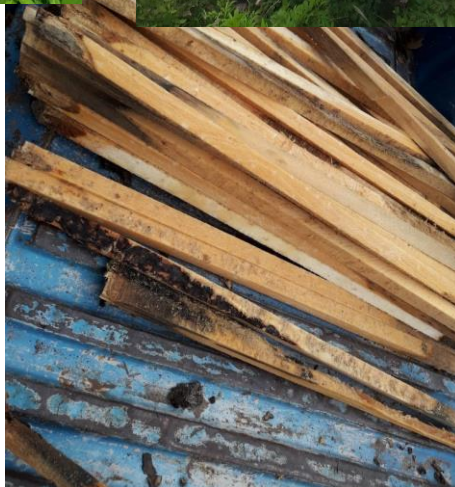
11.2 Soportes generados de cactácea

Los materiales fueron preparados de la siguiente forma:

- a. Material cactáceo en campo



1 x 1



- c. Material cortado en cubos de aproximadamente 1" x 1"



d. Material lavado y secado



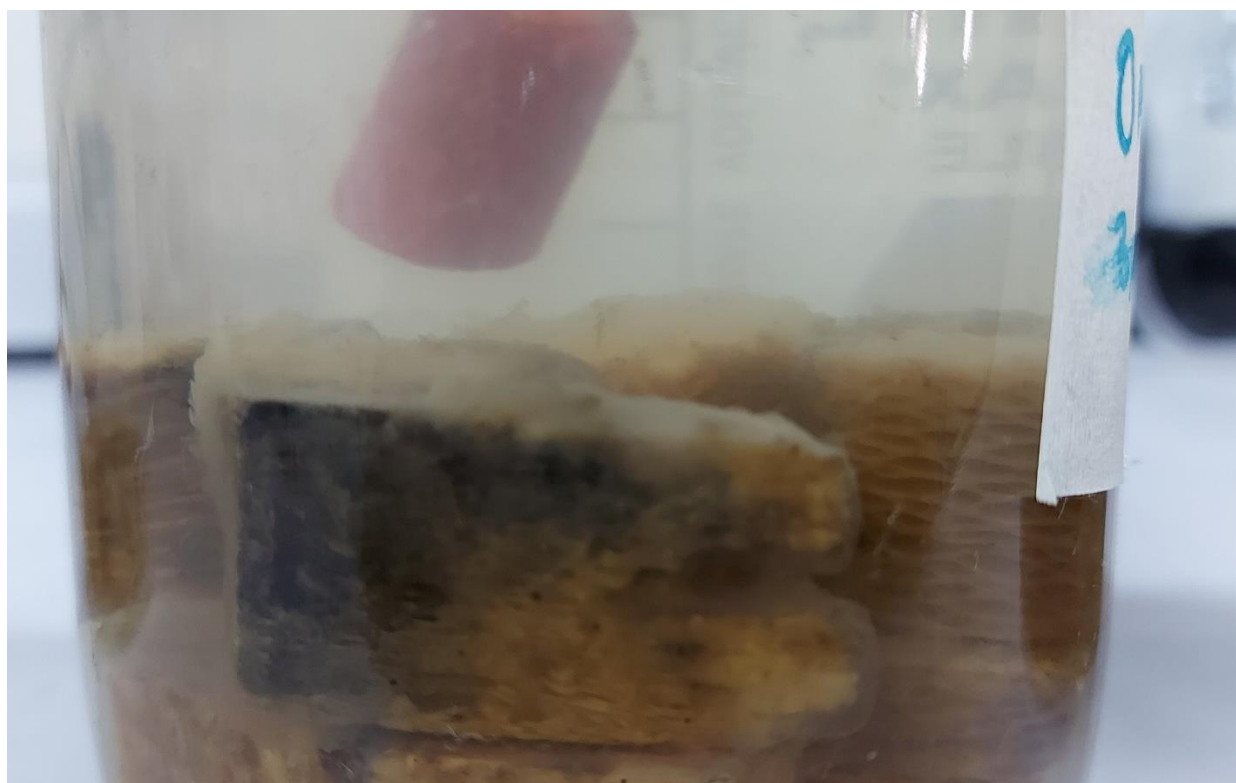
e. Material listo para uso en reactores



f. Material colocado en reactor tipo fluidizado



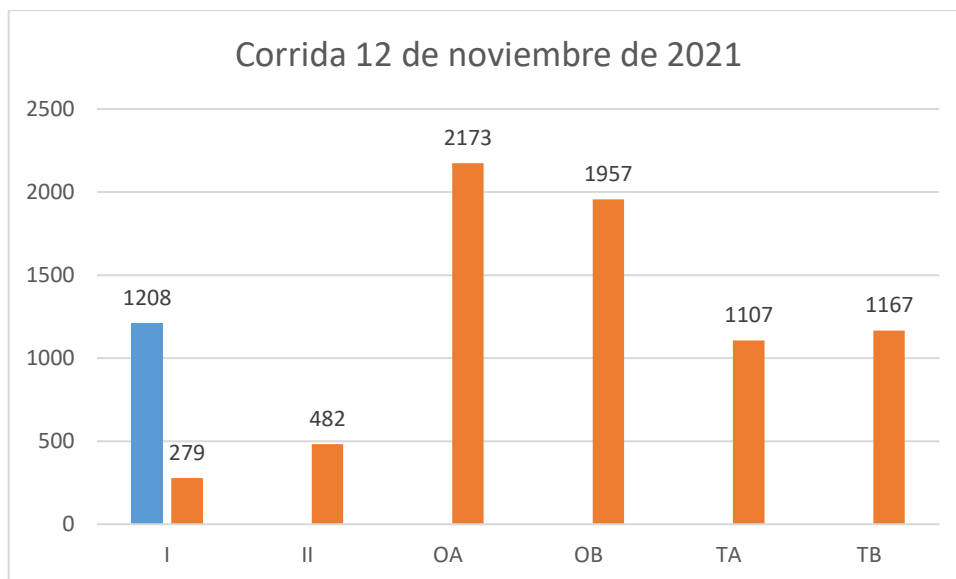
g. Crecimiento de biopelícula en reactor anaerobio y aerobio



11.3 Resultados de corridas en biorreactores

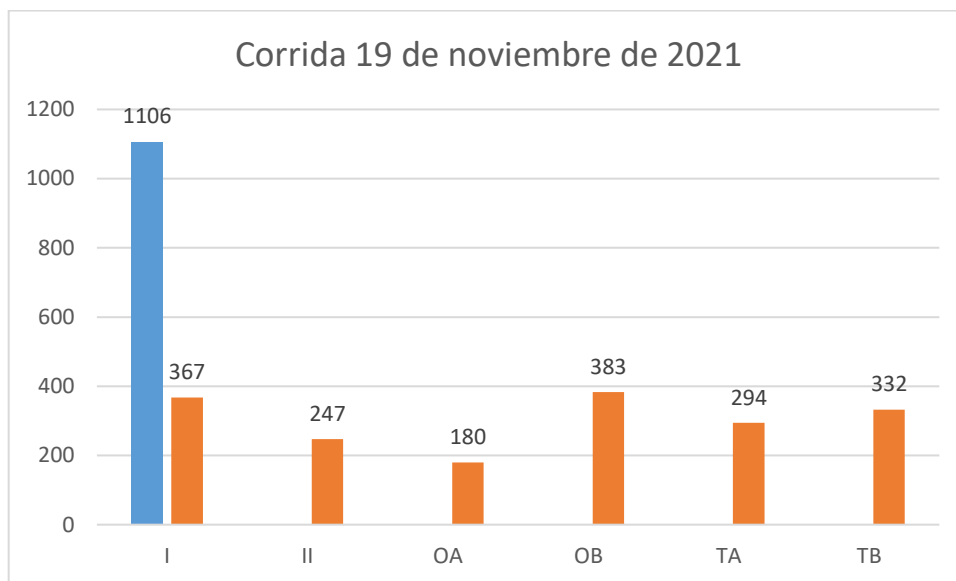
11.3.1 Corridas tipo batch

Gráfico 1. Corrida 1:



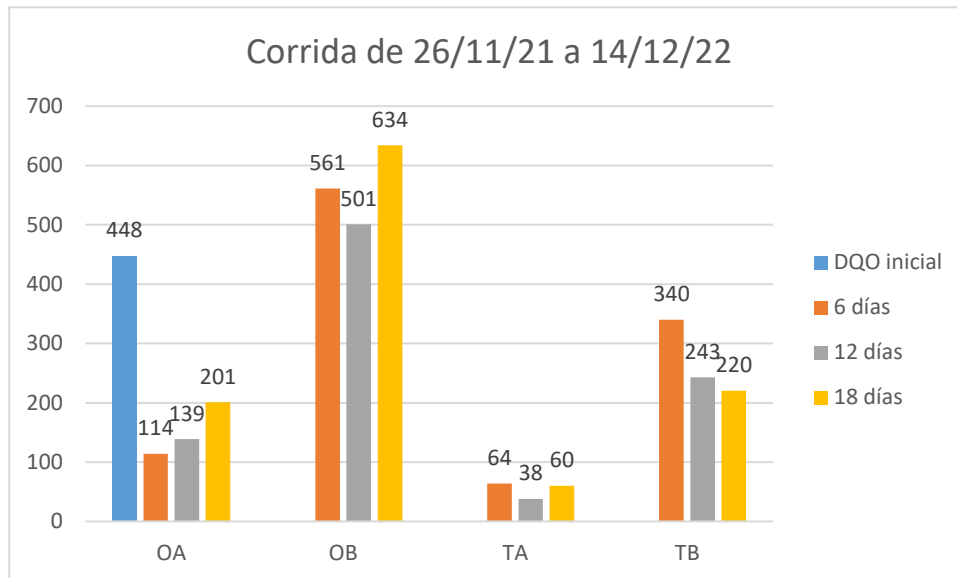
La muestra inició con una DQO de 1208, se colocó 350mL de la solución madre en seis frascos para ser tratados de diferente manera. La barra de color azul representa el parámetro inicial de la muestra madre. El literal I contó con un tratamiento aerobio sin sustrato de madera, obteniendo una DQO de 279, el literal II contó con un tratamiento anaerobio sin sustrato y su reducción fue a 482, los literales OA y OB fueron tratados con sustrato de Opuntia y tratamiento aerobio y anaerobio, obteniendo un aumentando su DQO a 2173 y 1957 respectivamente, los literales TA y TB fueron tratados con sustrato de Tuno en condiciones aerobias y anaerobias, en ambos se observó una reducción de la DQO luego de una semana de tratamiento, obteniendo valores de 1107 y 1167 respectivamente. En las muestras donde se utilizó sustrato, al agregarlo, este aportó resina al sistema, influyendo así en los resultados de DQO, en las pruebas consiguientes el sustrato fue lavado para evitar la presencia de resina en el sistema.

Gráfico 2. Corrida 2:



La muestra inició con una DQO de 1106, se colocó 350mL de la solución madre de agua residual sintética en seis frascos para ser tratados de diferente manera, estos fueron tratados de la misma manera que en la corrida anterior. El tratamiento que presentó una mayor reducción de DQO fue el tratamiento aerobio tanto al utilizarse con opuntia como con tuno, al comparar sustratos la opuntia presentó un mejor rendimiento en cuanto a reducción de DQO en el tratamiento aerobio, mientras el tuno un mejor rendimiento en el anaerobio.

Gráfico 3.



Al realizar una prueba durante más tiempo bajo las mismas condiciones se observó que el sustrato con mejor rendimiento en reducción de DQO fue el tuno, tanto en condiciones aerobias como anaerobias, sin embargo, existió un fenómeno a los 18 días donde la DQO aumentaba de nuevo, en las muestras se pudo observar partículas que fueron desprendidas por la madera utilizada como sustrato, especialmente en las que se utilizó Opuntia, con el tiempo este sustrato comienza a soltar partículas de madera, esta podría ser la razón del aumento de DQO luego de los 18 días.

Gráfico 4.

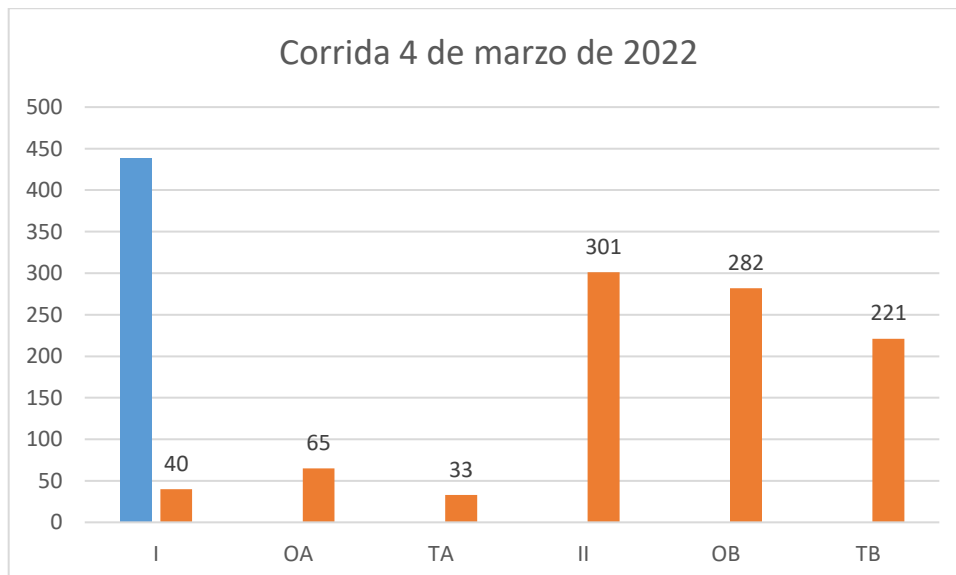
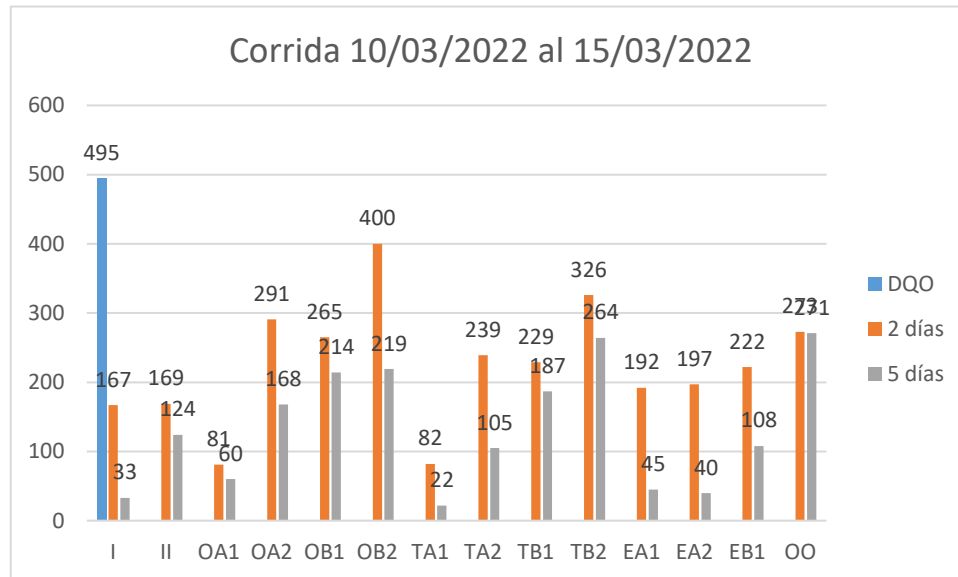
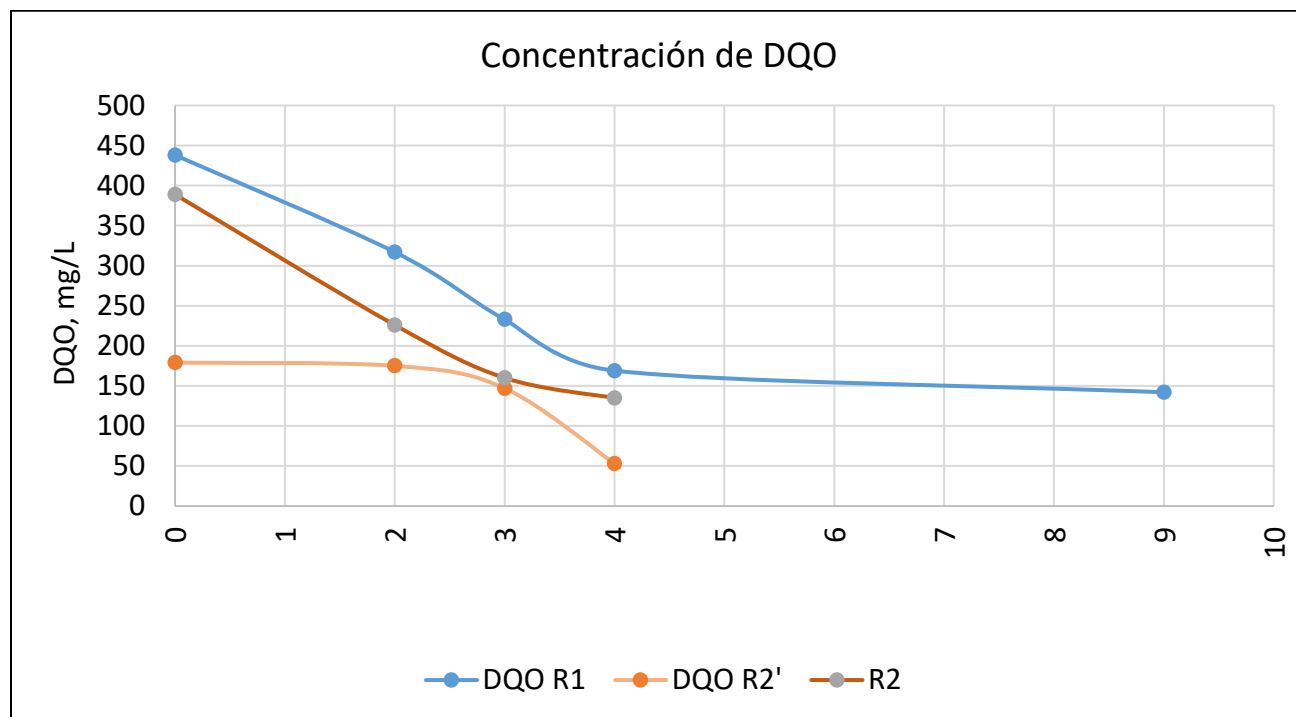


Gráfico 5.



Por último, se repitió una vez más el experimento, pero en duplicado, los resultados fueron similares y el tuno aerobio presentó una reducción mayor al resto. Sin embargo, las muestras cuyo sustrato había sido utilizado más veces mostraron una mayor reducción de DQO luego del tratamiento. Con base en estos resultados se puede concluir que el tuno en condiciones anaerobias fue el tratamiento más eficiente, y que la eficiencia del tratamiento se verá afectada por las repeticiones de uso del sustrato, esto posiblemente al crecimiento bacteriano en las paredes del mismo.

Gráfico 6. Reactor tipo fluidizado



% Remoción DQO en 4 días

Total = 63.4 %

Disuelto = 70.4%

11.3.2 Reactores a largo plazo

Gráfico 7. Remoción de material orgánico

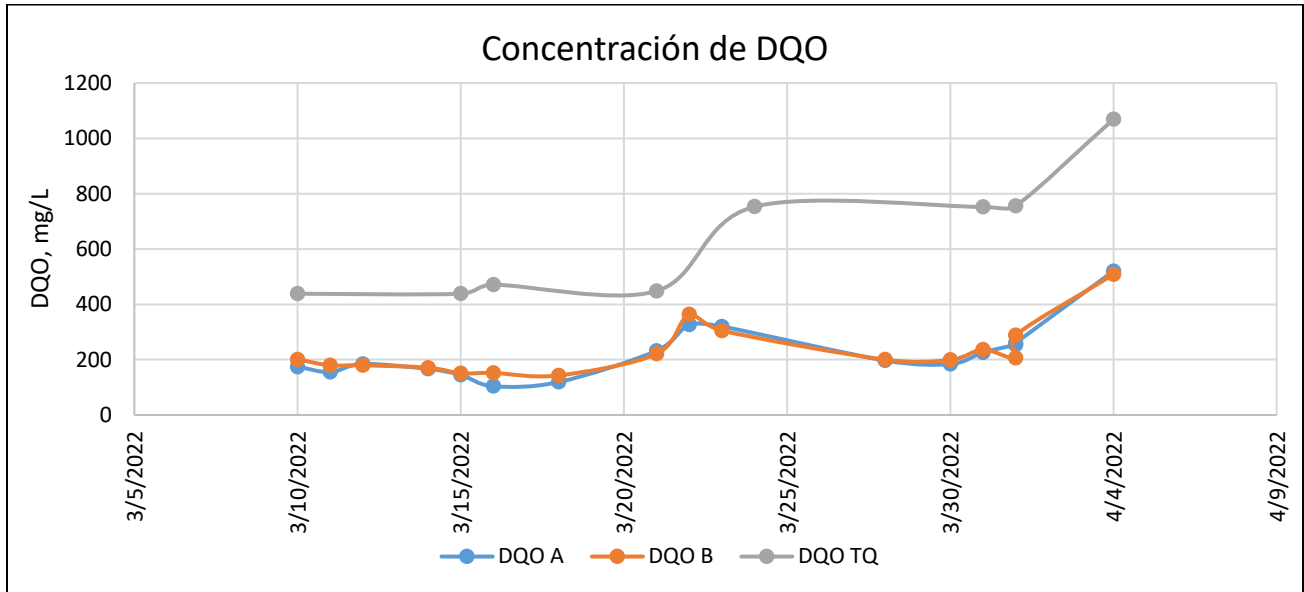
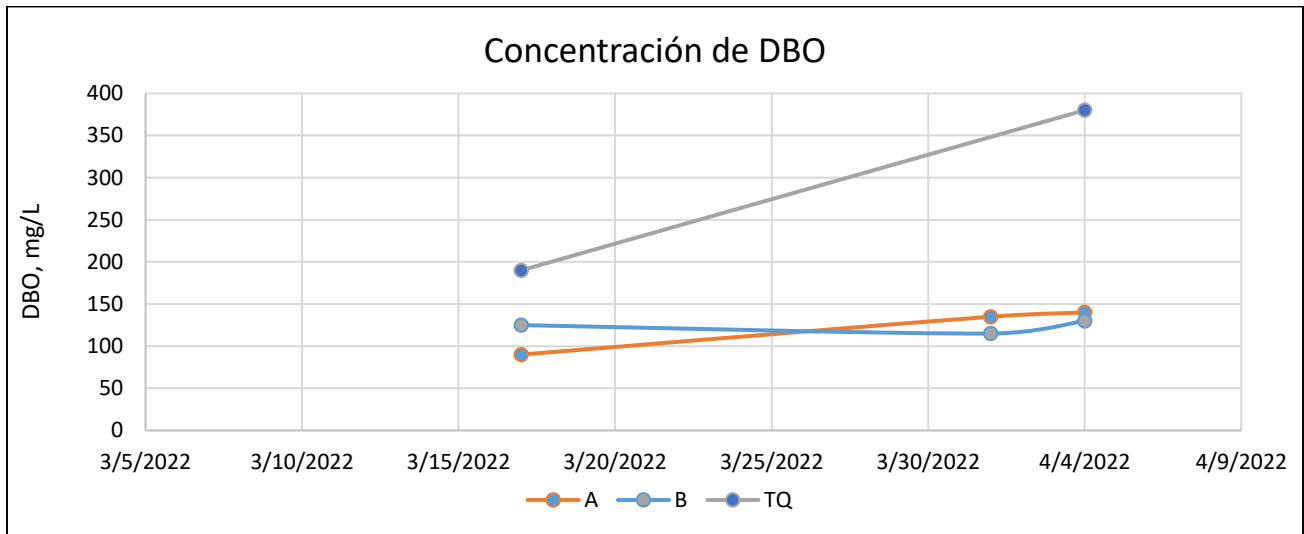


Gráfico 8.



Remoción de nutrientes N y P

Gráfico 9.

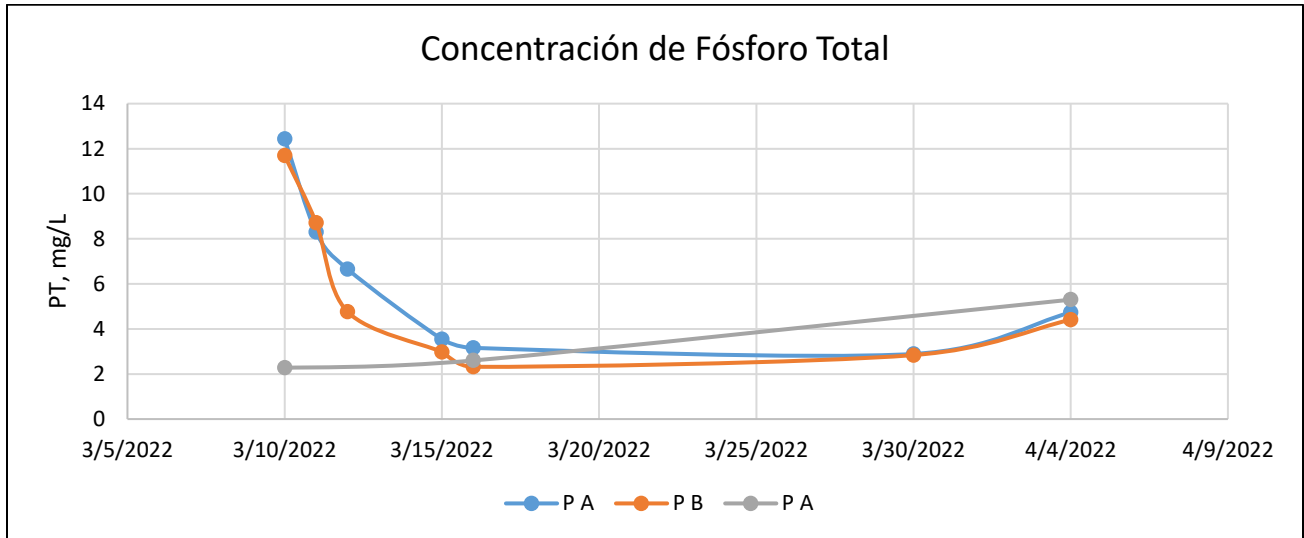
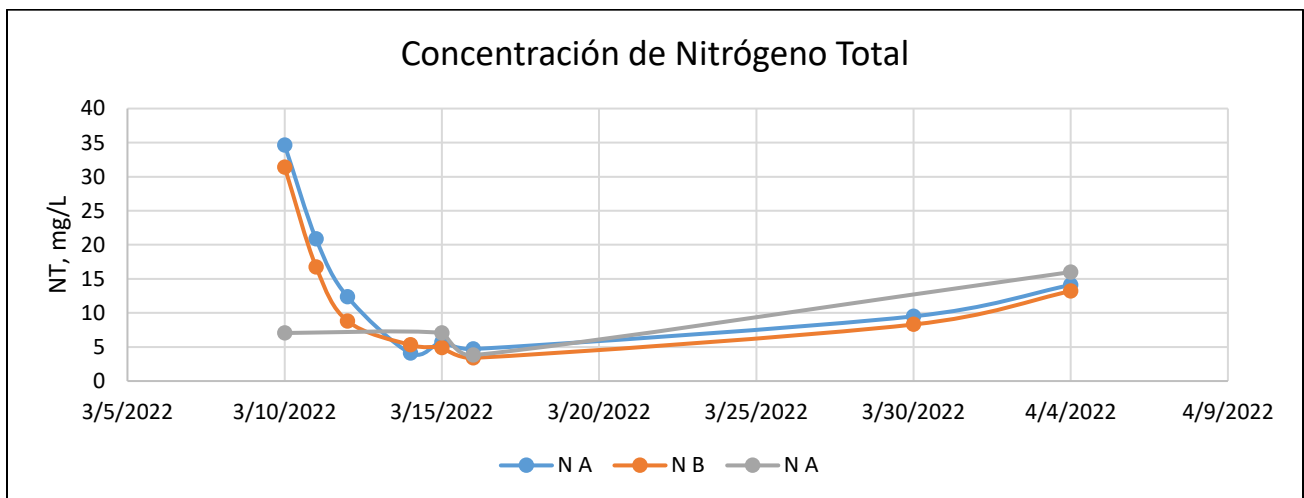


Gráfico 10.



Baja remoción de N y P.

Para estos debe ser una combinación de ambientes aerobios/anaerobios/anóxicos.

Posiblemente solo se elimina un porcentaje de los nutrientes particulados.

El pico inicial se puede deber a la etapa de ajuste y la salida de biopelícula muerta.

$$K = 1.75 \times 10^{-4} \pm 0.15$$

La velocidad de reacción fue de -1.75 mientras que la reacción fue de orden 0 a las condiciones trabajadas.

Los resultados obtenidos muestran congruencia al ser comparados con los comportamientos descritos en la literatura, especialmente al comportamiento descrito por Ehlinger y colaboradores (1987), en el cual los reactores de biopelículas eran muy estables, pero con un proceso largo de maduración, lo cual puede ser corroborado en las diferentes gráficas, donde las corridas iniciales no presentaron una reducción significativa, y en algunos casos incluso aumento en algunos parámetros, ocasionados por la presencia de resina de la madera utilizada. Al comparar los rendimientos en los reactores de lecho fluidizado y los de lecho fijo, se observa el comportamiento descrito por Ehlinger y colaboradores (1987) y Lindgren (1983), comparando el rendimiento de los reactores de lecho fijo y los de lecho fluidizado, se puede observar que los reactores de lecho fluidizado alcanzaron una madurez más rápido que los de lecho fijo, también fueron más eficientes en la reducción de contaminantes.

En general, los resultados presentados muestran al tuno como el sustrato más eficiente en cuanto a tratar el agua residual sintética, especialmente reduciendo DQO, pero también nitrógeno y fósforo. Esto puede ser debido a que el tuno tiene una estructura menos porosa en comparación al opuntia, lo que podría facilitar no solo el crecimiento bacteriano sino también evitar que partículas de este se desprendieran afectando así las mediciones, como se pudo observar durante el experimento. Es importante mencionar que una fuente de error en el experimento fue la presencia de materia orgánica en la superficie del agua a tratar, esta podría ocasionar alguna contaminación durante la realización de las mediciones. Es recomendable realizar filtraciones para evitar la contaminación de la toma de muestra. El objetivo de la investigación fue alcanzado, demostrando así que podría ser posible utilizar biopelículas fijadas en cactáceas para el tratamiento de aguas residuales municipales

CONCLUSIONES

- Se determinó que, a escala de laboratorio, la remoción de DQO del agua residual sintética utilizando biorreactores fluidizados con biopelículas fijadas en soportes de cactáceas fue de entre 50% a 63% por lo que podría ser viable utilizarlos como una alternativa.
- Se caracterizó el agua del Río Samalá y Xequijel obteniendo valores promedio de 96.38 y 277 con una desviación estándar de 63.08 y 198.27 para el DQO, 68.38 y 129.40 con desviación estándar de 39.02 y 92.72 para la DBO, 2.16 y 17.40 con desv. Est. de 1.89 y 3.30 para el nitrógeno y 3.55 y 11.11 con desviación estándar de 2.72 y 3.43 para el fósforo, como valores principales de la investigación.

- El soporte natural y método más eficiente para tratar las aguas residuales fue el Tuno con aireación con un 86.75% de reducción de DQO, seguido por la Opuntia con aireación con un 77.29%, el tuno anaerobio con un 51.36% y el opuntia anaerobio con un 18.21%
- La eficiencia del tratamiento de aguas residuales por biorreactores fluidizados utilizando soportes naturales estuvo en el rango de 50% a 63%.
- La reacción estudiada fue de orden cero con una ecuación $K = -1.75 \times 10^{-4} \pm 0.15$

Referencias

- Ahmadi, M., Ramavandi, B., & Sahebi, S. (2015). Efficient Degradation of a Biorecalcitrant Pollutant from 16 Wastewater Using a Fluidized Catalyst-Bed Reactor. *Chemical Engineering Communication*, 202, 1118–1129. doi:10.1080/00986445.2014.907567
- Alfredo, J. B., López, J.S., & Rodríguez, P.U. (2013). Fluidized bed Series: Secondary Treatments [WWW 24 Document]. Technol. Fact Sheets Effl. Treat. Plants Text. Ind. URL 25 <http://www.thermopedia.com/content/46/?tid=104&sn=1297>
- Abramson, S. D. (1986-1987). A Predictive Model for Anaerobic Filters Treating Low Strength Domestic Wastewaters. *Journal of Environmental Systems*, 16(3), 201-232.
- Ambrocio, E. (2019). Caracterización de arena en bancos de materiales en el municipio de Quetzaltenango para la utilización en sistemas de biorreactores en tratamiento de agua residual. Quetzaltenango: Universidad San Carlos de Guatemala.
- Andalib, M., Elbeshbishy, E., Mustafa, N., Hafez, H., Nakhla, & G., Zhu, J. (2014). Performance of an 33 anaerobic fluidized bed bioreactor (AnFBR) for digestion of primary municipal wastewater 34 treatment biosolids and bioethanol thin stillage. *Renewable Energy*, 71, 276-285. doi:10.1016/j.renene.2014.05.039
- Bal, A. S., & Dhagat, N. N. (2001). Upflow anaerobic sludge blanket reactor--a review. *Indian journal of environmental health*, 43(2), 1–82.
- Brackin, M. J., Mckenzie, D.E ., Hughes, B. M., & Heitkamp, M.A. (1996). Laboratory-scale evaluation of 2 fluidized bed reactor technology for biotreatment of maleic anhydride process wastewater. *Journal of industrial microbiology*, 16(4), 216-223.
- Binot, R.A., Bol, T., Naveau, H.-P., & Nyns, E.-J. (1983). Biomethanation by Immobilized Fluidised Cells, *Water Science and Technology*, 15(8/9), 103-115.
- Burghate, S. P., Ingole, & N. W. (2013). Fluidized Bed Biofilm Reactor – A Novel Wastewater Treatment 10 Reactor International. *Journal of Research in Environmental Science and Technology*, 3(4), 145-155.
- Cheng, K., Demirci, A., & Catchmark, J. (2010). Advances in biofilm reactors for production of value-added 1532 products. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 87(2), 445-456.
- Converti, A., Borghi, M. Del, & Ferraiolo, G. (1990). The fluidized bed reactor in the anaerobic treatment of 4 wine wastewater. *Bioprocess Eng.* 5.
- Cuenca, M. A., Veluzi, J., Lohi, A., & Upreti, S.R. (2006). Anaerobic biodegradation of diesel fuel10 contaminated wastewater in a fluidized bed reactor. *Bioprocess Biosyst Eng*, 29–37. doi:10.1007/s00449-006-0053-4

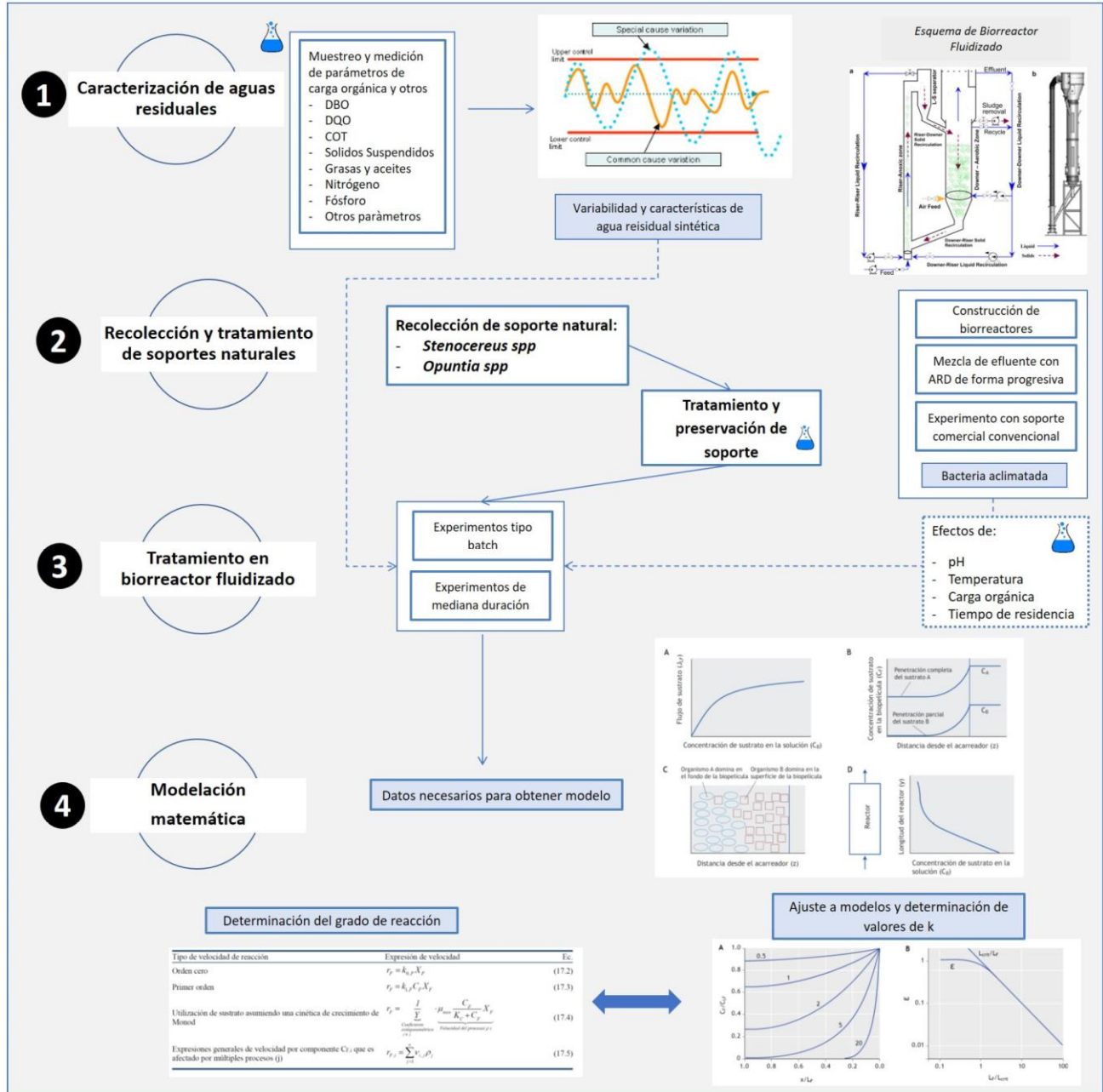
- Demirci, A., Pongtharankul, T., & Pometto, A. (2008). Applications of biofilm reactors for production of value added products by microbial fermentation. *Biofilms in the Food Environment*, 167-190.
- DeWalle, F.B., & Chian, E.S.K. (1976). Genetics of Substrate Removal in a Completely Mixed Anaerobic Filter", *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. XVIII, No. 9, Sept. 1976, p1257-1295.
- Dezotti, M., Geraldo, L., & Bassin, J.P. (2011). *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment*.
- Ehlinger, F., Audic, J.M., Verrier, D., & Faup, G.M. (1987). The Influence of the Carbon Source on Microbiological Clogging in an Anaerobic Filter. *Water Science and Technology*, 19(1/2), 1987, p261-273.
- Germec, M., Karhan, M., Demirci, A., & Turhan, I. (2020). Implementation of flexible models to bioethanol 1623 production from carob extract-based media in a biofilm reactor. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1624 1-17.
- Gonzalez, G., Herrera, M.G., Garcia, M.T., & Pena, M.M. (2001). Biodegradation of phenol in a continuous 14 process : comparative study of stirred tank and fluidized-bed bioreactors. *Bioresour Technology*, 76, 15, 245–251.
- Haribabu, K., & Sivasubramanian, V. (2016). Biodegradation of organic content in wastewater in fluidized 22 bed bioreactor using low-density biosupport. *Desalin. Water Treatment*, 3994. 23 doi:10.1080/19443994.2014.992978
- Heijnen, J.J., Mulder, A., Enger, & W., Hoeks, F. (1989). Review on the application of anaerobic fluidized 27 bed reactors in waste-water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 41. doi:10.1016/0300-9467(89)80029-2
- Jaafari, J., Mesdaghinia, A., Nabizadeh, R., & Hoseini, M. (2014). Influence of upflow velocity on 35 performance and biofilm characteristics of Anaerobic Fluidized Bed Reactor (AFBR) in treating 36 high-strength waste water. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 1-10.. doi:10.1186/s40201-014-0139-x
- Jordening, H.-J., & Buchholz, K. (1999). Fixed Film Stationary Bed and Fluidized Bed Reactors, in: Rehm, 5 H.-J., Reed, G. (Eds.), *Biotechnology: Environmental Processes I*. Wiley-VCH Verlag, GmBH, 6 Weinheim, Germany, pp. 493–512. doi:10.1002/9783527620999.ch241
- Kennedy, K.J., & van den Berg, L. (1982). Stability and Performance of Anaerobic Fixed Film Reactors During Hydraulic Overloading at 10-35°C, *Water Research*, 16(8), 1391-1398.
- Kim, J., Kim, K., Ye, H., Lee, E., Shin, C., McCarty, P.L., Bae, J. (2011). Anaerobic fluidized bed 20 membrane bioreactor for wastewater treatment. *Environmental science & technology*, 45(2), 576-581 doi:10.1021/es1027103

- Latif, M. A., Ghufran, R., Wahid, Z. A., & Ahmad, A. (2011). Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. *Water research*, 45(16), 4683-4699.
- Lin, J., Zhang, X., Li, Z., & Lei, L. (2010). Biodegradation of Reactive blue 13 in a two-stage anaerobic/aerobic fluidized beds system with a *Pseudomonas* sp. isolate. *Bioresource technology*, 101(1), 34-40.
- Lindgren, M. (1983). Mathematical modeling of the anaerobic filter process. *Water Science and Technology*, 15(8-9), 197-207.
- Liu, B., & Pfeffer, J. (1989). Modeling for Anaerobic Fixed Bed Biofilm Reactors. Urbana: Department of Civil Engineering University of Illinois.
- Mustafa, N., Elbeshbishy, E., Nakhla, G., & Zhu, J. (2014). Anaerobic digestion of municipal wastewater sludges using anaerobic fluidized bed bioreactor. *Bioresource technology*, 172, 461-466.
- Othman, M. R., Hassan, M. A., Shirai, Y., Baharuddin, A. S., Ali, A. A. M., & Idris, J. (2014). Treatment of effluents from palm oil mill process to achieve river water quality for reuse as recycled water in a zero emission system. **Journal of Cleaner Production**, 67, 58-61. doi:10.1016/j.jclepro.2013.12.004
- Pen, R.I.Æ.F.J., Jose, X.S.Æ. (2008). Feasibility study of degradation of phenol in a fluidized bed 29 bioreactor with a cyclodextrin polymer as biofilm carrier. *Biodegradation*, 19, 589–597. 30 doi:10.1007/s10532-007-9164-0
- Pouran, S. R., Raman, A. A. A., & Daud, W. M. A. W. (2014). Review on the application of modified iron oxides as heterogeneous catalysts in Fenton reactions. *Journal of Cleaner Production*, 64, 24-35. doi:10.1016/j.jclepro.2013.09.013
- Rajasimman, M., & Karthikeyan, C. (2007). Aerobic digestion of starch wastewater in a fluidized bed bioreactor with low density biomass support. *Journal of hazardous materials*, 143(1-2), 82-86.
- Rittmann, B. E. (1982). Comparative performance of biofilm reactor types. *Biotechnology and bioengineering*, 24(6), 1341-1370. <https://doi.org/10.1002/bit.260240609>.
- Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., & Lygren, E. (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural engineering*, 34(3), 322-331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>.
- Sanchez J.M., Arijo S., Muñoz M.A., Moriñigo M.A., & Borrego J.J. (1994). Microbial colonization of different support materials used to enhance the methanogenic process. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 41(4), 480-486.

- Shin, C., McCarty, P. L., Kim, J., & Bae, J. (2014). Pilot-scale temperate-climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR). *Bioresource Technology*, *159*, 95-103. doi:10.1016/j.biortech.2014.02.060
- Sorlini, C., Ranalli, G., Merlo, S., Bonfanti P. (1990). Microbiological aspects of anaerobic digestion of swine slurry in upflow fixed bed digesters with different packing materials. *Biological Wastes*, *31*(3), 231–239.
- Tabassum, S., Zhang, Y., & Zhang, Z. (2015). An integrated method for palm oil mill effluent (POME) treatment for achieving zero liquid discharge—a pilot study. *Journal of Cleaner Production*, *95*, 148-155. doi:10.1016/j.jclepro.2015.02.056
- Tisa, F., Raman, A. A. A., & Daud, W. M. A. W. (2014). Applicability of fluidized bed reactor in recalcitrant compound degradation through advanced oxidation processes: a review. *Journal of environmental management*, *146*, 260-275.
- Vinod, A. V., & Reddy, G. V. (2005). Simulation of biodegradation process of phenolic wastewater at higher concentrations in a fluidized-bed bioreactor. *Biochemical engineering journal*, *24*(1), 1-10. doi:10.1016/j.bej.2005.01.005
- Wang, Z., Kim, M., Nakhla, G., & Zhu, J. (2016). Anaerobic fluidized bed digestion of primary and thickened waste activated sludges. *Chemical Engineering Journal*, *284*, 620-629. doi:10.1016/j.cej.2015.08.155
- Wirsum, M., Fett, F., Iwanowa, N., & Lukjanow, G. (2001). Particle mixing in bubbling fluidized beds of binary particle systems. *Powder Technology*, *120*(1-2), 63-69. doi:10.1016/S0032-5910(01)00348-5
- Xavier, J. B., Picioreanu, C., & Van Loosdrecht, M. C. (2005). A framework for multidimensional modelling of activity and structure of multispecies biofilms. *Environmental microbiology*, *7*(8), 1085-1103. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00787>.
- Yousefzadeh, S., Ahmadi, E., Gholami, M., Ghaffari, H. R., Azari, A., Ansari, M., ... & Rezaei, S. (2017). A comparative study of anaerobic fixed film baffled reactor and up-flow anaerobic fixed film fixed bed reactor for biological removal of diethyl phthalate from wastewater: a performance, kinetic, biogas, and metabolic pathway study. *Biotechnology for biofuels*, *10*(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0826-9>
- Zhang, R., & Wang, A. (2015). Modification of wool by air plasma and enzymes as a cleaner and environmentally friendly process. *Journal of Cleaner Production*, *87*, 961-965. doi:10.1016/j.jclepro.2014.10.004
- Zou, G., Papirio, S., Lakaniemi, A. M., Ahoranta, S. H., & Puhakka, J. A. (2016). High rate autotrophic denitrification in fluidized-bed biofilm reactors. *Chemical Engineering Journal*, *284*, 1287-1294. doi:10.1016/j.cej.2015.09.074

11 Apéndice

FLUJOGRAMA METODOLOGICO



Aspectos éticos y legales (si aplica)

No aplica

12 Vinculación

Se trabajó en conjunto con una empresa de la curtiembre en Quetzaltenango. Asimismo, se solicitó acceso para muestras del río Samalá a la Planta Hidroeléctrica de Santa María del INDE.


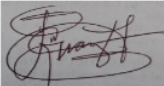

13 Estrategia de difusión, divulgación y protección intelectual

Se compartió el proyecto de investigación con estudiantes a nivel posgrado de la Maestría de Ingeniería Ambiental Especialidad Sanitaria y la Maestría de Ciencia y Tecnología del Recurso Hídrico del CUNOC los resultados del proyecto de investigación. Se motivó a continuar estos temas de investigación en las tesis de los maestrantes, pues los laboratorios involucrados cuentan con el equipamiento para poder realizar más trabajos similares o como continuación a lo realizado.

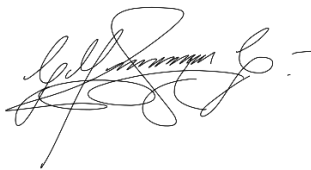
14 Aporte de la propuesta de investigación a los ODS:

El proyecto aporta directamente a la temática de tratamiento de aguas residuales en Guatemala, y propone el uso de materiales naturales para reducir el aporte de micro plásticos provenientes de los sistemas convencionales de tratamiento, aportando al ODS 6: Agua limpia y saneamiento

15 Orden de pago final

Nombres y apellidos	Categoría (investigador /auxiliar)	Registro de personal	Procede pago de mes (Sí / No)	Firma
Lester Alfredo Posadas Sepúlveda	Auxiliar II	20190880	SI	
Ing. Franz Gerardo López Salgado	Investigador	20060118	SI	
Ing. Quím. Víctor Alberto López García Salas	Investigador	20210571	SI	

16 Declaración del Coordinador(a) del proyecto de investigación

<p>Dr. Carlos Alfonso Orozco Castillo Coordinador de Proyecto DES7-2021</p>	 <p>Firma</p>
<p>Fecha: 16/05/2022</p>	

El Coordinador de proyecto de investigación con base en el *Reglamento para el desarrollo de los proyectos de investigación financiados por medio del Fondo de Investigación*, artículos 13 y 20, deja constancia que el personal contratado para el proyecto de investigación que coordina ha cumplido a satisfacción con la entrega de informes individuales por lo que es procedente hacer efectivo el pago correspondiente

17 Aval del Director(a) del instituto, centro o departamento de investigación o Coordinador de investigación del centro regional universitario

De conformidad con el artículo 13 y 19 del *Reglamento para el desarrollo de los proyectos de investigación financiados por medio del Fondo de Investigación* otorgo el aval al presente informe mensual de las actividades realizadas en el proyecto “*Tratamiento de aguas residuales municipales por biorreactores fluidizados de biopelículas fijadas en soportes naturales derivados de cactáceas*” en mi calidad de Director del Instituto de Investigaciones Agronómicas y Ambientales, mismo que ha sido revisado y cumple su ejecución de acuerdo a lo planificado.

Informe final proyecto de investigación 2021


Dirección General de Investigación –DIGI-




Vo.Bo. Ing.Agr. Carlos Fernando López Búcaro
Director del Instituto de Investigaciones Agronómicas y Ambientales – IIA – FAUSAC

Fecha: 16/05/2022

18 Visado de la Dirección General de Investigación

<p>Vo.Bo. M.Sc. Andrea Rodas Coordinador del Programa Universitario de Investigación en Recursos Naturales</p>	 Firma
Fecha: 16/05/2022	

<p>Vo.Bo. Ing. MARN. Julio Rufino Salazar Pérez Coordinador General de Programas Universitarios de Investigación</p>	 Firma <p>Ing. MARN Julio Rufino Salazar Pérez Coordinador General de Programas de Investigación, Digi-Usac</p>
Fecha: 16/05/2022	