

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA



Biofiltros Empacados con Compósitos de Poliuretano/Polipirrol/Polianilina Sintetizados
por Plasma en el Tratamiento de Agua Residual Municipal

Por:

KENNYA EVELIN AGUILAR MONRREAL

Tesis

Presentado como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

Saltillo, Coahuila, México

Junio 2018

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA
DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA

Biofiltros Empacados con Compósitos de Poliuretano/Polipirrol/Polianilina Sintetizados
por Plasma en el Tratamiento de Agua Residual Municipal

Por:

KENNYA EVELIN AGUILAR MONRREAL

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

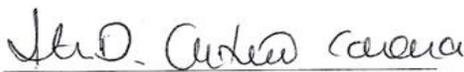
Aprobada por el Comité de Asesoría:



Dra. Silvia Yudith Martínez Amador
Asesor Principal



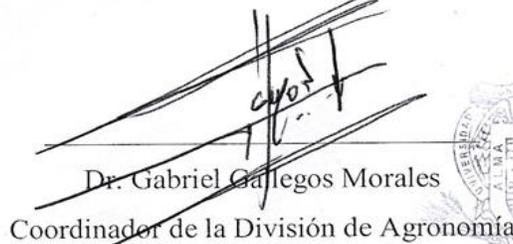
Dr. Víctor Manuel Ovando Medina
Asesor Principal Externo



Dra. Iveth Dalila Antonio Carmona
Coasesor



M.C. Laura María González Méndez
Coasesor



Dr. Gabriel Gallegos Morales
Coordinador de la División de Agronomía



Salttillo, Coahuila, México. Coordinación
de la División de Agronomía

Junio 2018

DEDICATORIA

A mis padres:

Leticia Monrreal Ríos

Miguel Alfredo Aguilar Sifuentes

Por su apoyo incondicional, éste logro es tanto mío como de ustedes.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro mi *alma máter* por abrirme las puertas y permitirme adquirir nuevos conocimientos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACYT**) por el apoyo otorgado para realizar tesis de licenciatura (**#27008**) a través del proyecto **PDCPN-2015/384**.

A la Dra. Silvia Yudith Martínez Amador por el apoyo y orientación durante mi tesis y a lo largo de mi carrera.

Al Dr. Víctor Manuel Ovando Medina por haberme dado la oportunidad y confianza de colaborar en su proyecto.

A la Dra. Iveth Dalila Antonio Carmona por sus conocimientos compartidos tanto en laboratorio como en clase.

A la M.C. Laura María González Méndez por su aportación en mi formación académica

Al Dr. Pedro Pérez Rodríguez por su apoyo desinteresado y su compañía durante estos 3 años.

ÍNDICE

RESUMEN	x
INTRODUCCIÓN	11
OBJETIVOS.....	13
Objetivo general.	13
Objetivos específicos.	13
HIPÓTESIS	14
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO	15
1.1 RECURSO HÍDRICO	15
1.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	17
1.3 TIPOS DE AGUAS RESIDUALES.....	19
1.3.1 Agua residual municipal	20
1.3.2 Agua residual industrial	21
1.4 TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL	21
1.4.1 Tratamientos físicos	24
1.4.2 Tratamientos químicos	24
1.4.3 Tratamientos biológicos	24
1.4.3.1. Procesos aerobios.....	25
1.4.3.2. Procesos anóxicos	26
1.4.3.3. Procesos anaerobios	26
1.5 DIGESTIÓN ANAEROBIA	28
1.5.1 Hidrólisis	29
1.5.2 Acidogénesis	29
1.5.3 Acetogénesis.....	30

1.5.4 Metanogénesis	30
1.6 BIORREACTORES.....	30
1.7 SOPORTES.....	31
1.7.1 Soportes naturales	31
1.7.2 Soportes sintéticos	32
1.7.2.1 Espuma de poliuretano	33
1.7.2.2 Polipirrol (PPy).....	34
1.7.2.3 Polianilina (PANi)	35
1.8 BIOPELÍCULAS	36
1.8.1 Formación de la biopelícula	36
1.8.2 Ventajas de la biopelícula	38
1.8.3 Desventajas de la biopelícula	38
1.8.4 Sistema de comunicación entre bacterias.....	39
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA	40
2.1 LOCALIZACIÓN.....	40
2.2 PLASMA-POLIMERIZACIÓN DE LOS COMPÓSITOS.....	40
2.3 CARACTERIZACIÓN MORFOLOGICA DE LOS COMPÓSITOS POR MICROSCOPIA OPTICA DE BARRIDO (SEM).....	43
2.4 FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA EN LOS COMPÓSITOS	43
2.5 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL EN SISTEMA BATCH	44
2.6 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL	44
2.6.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	44
2.6.2 Nitratos.....	46
2.6.3 pH	47
CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	48

3.1 DETERMINACIÓN DE LA MORFOLOGÍA DE LOS SOPORTES MEDIANTE MICROSCOPIA DE BARRIDO ELECTRÓNICO (SEM)	48
3.2 REMOCIÓN DE DQO	49
3.3 REMOCIÓN DE NITRATO.....	52
3.4 pH	56
CONCLUSIONES	57
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Valores medios anuales de los componentes del ciclo hidrológico en México...6	6
Figura 1.2. Caudal de aguas residuales municipales tratadas en México.....21	21
Figura 1.3. Tipos de tratamientos en aguas residuales..... 23	23
Figura 1.4. Digestión anaerobia.....27	27
Figura 1.5. Biopelícula soportada en fibra de ixtle.....31	31
Figura 1.6. Formación de biopelícula bacteriana en la superficie de un compósito de Poliuretano, grafito y polipirrol.....32	32
Figura 1.7. Estructura química del poliuretano.....33	33
Figura 1.8. Estructura química del polipirrol..... 34	34
Figura 1.9 Estructura química de la polianilina.....34	34
Figura 1.10 Etapas del desarrollo de la biopelícula.....37	37
Figura 2.1. Reactor de plasma utilizado para la polimerización de los polímeros semiconductores.....39	39

Figura 2.2. Compósitos sintetizados vistos en un microscopio óptico	41
Figura 2.3. Soportes pre-acondicionados para el tratamiento de aguas residuales municipales.....	41
Figura 2.4. Reactores en proceso para la formación de la biopelícula.....	42
Figura 2.5. Reactores batch utilizados para el tratamiento de agua residual municipal.....	43
Figura 2.6. Centrifugado de las muestras y adición de los reactivos para la determinación de la DQO.....	44
Figura 3.1 Imágenes de SEM de los diferentes compósitos de PU-PPy-PANi obtenidos mediante plasma-polimerización a diferentes magnificaciones. a) y b) T1 c) y d) T2 e) y f) T3 g) y h) T4 i) y j) T5.....	49
Figura 3.2 Comportamiento de la demanda química de oxígeno.....	52
Figura 3.3 Comportamiento del ión nitrato.....	54
Figura 3.4 Comportamiento del pH.....	56

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Contaminantes de importancia en aguas residuales.....	18
Tabla 2.1. Tratamientos establecidos para la parte experimental	41
Tabla 3.1. Eficiencia de remoción de la DQO utilizando biofiltros empacados con compósitos de PU-PPy-PANi	50
Tabla 3.2. Cinética del comportamiento de nitratos en un sistema batch anaerobio	53
Tabla 3.3 Sistemas utilizados en el tratamiento de aguas residuales domésticas.....	55

ABREVIATURAS

PU: Espuma de poliuretano

PPy: Polipirrol

PANi: Polianilina

PET: Tereftalato de polietileno

BD: Polibutadieno

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno

DQO: Demanda Química de Oxígeno

POA: Proceso de Oxidación Avanzada

AME: Actividad metanogénica específica

DA: Digestión anaeróbica

PEC: Polisacáridos extracelulares

RESUMEN

La presente investigación fue realizada en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, localizada en Saltillo, Coahuila, México, con el objetivo de utilizar compósitos plasma polimerizados de poliuretano/polipirrol/polianilina para el tratamiento de agua residual municipal en sistemas batch. El experimento se llevó a cabo a temperatura ambiente y fueron evaluados compósitos de: PU-PPy-PANi (40 wtts/55 min), PU-PPy-PANi (30 wtts/45 min), PU-PPy-PANi, (plasma de aire), PU-PPy-PANi (ácido acrílico) y PU sin recubrimiento utilizado como testigo. Los mejores resultados se obtuvieron en el tratamiento 4 (plasma de aire) donde fue detectada una eficiencia de remoción de DQO del 60.5% y una remoción de nitrato de 100%. Por lo cual, se deduce que la aplicación del recubrimiento de PPy-PANi sintetizado a partir del método de plasma de aire incrementa el área superficial y la biocompatibilidad del material fomentando el crecimiento de películas bacterianas, así como el desarrollo de microorganismos afines al sustrato.

Palabras clave: Biofiltros, poliuretano, polipirrol, polianilina, tratamiento de aguas residuales, polímeros semiconductores.

INTRODUCCIÓN

La depuración biológica de las aguas residuales consiste en la eliminación de la contaminación biodegradable por una comunidad de organismos vivos (generalmente bacterias) la cual se mantiene en un ambiente controlado. Esta biomasa (comunidad bacteriana) puede encontrarse en forma de cultivo en suspensión, o bien, adherida a diferentes materiales actuando como filtros biológicos.

El principio básico de los biofiltros o filtros biológicos es utilizar soportes de tamaño pequeño, los cuales deben de contar con una gran área superficial, dando resultado a la biodegradación (en condiciones aerobias, anóxicas o anaerobias) como también a la retención de sólidos. La utilización de los biofiltros como opción de tratamiento de aguas residuales surge a partir de 1950. Estos sistemas tienen ventajas específicas, tales como: resistir las variaciones del caudal para una mayor estabilidad, baja pérdida de sólidos biológicos, no requieren inóculo para su puesta en marcha, proporcionan mayor libertad de diseño, construcción y operación, pueden ser aplicados al tratamiento de agua residual concentradas y diluidas; sin embargo, son más adecuados para las aguas residuales con baja concentración de sólidos, ya que la obstrucción del medio de soporte del filtro aumenta con la concentración de sólidos suspendidos en el influente (Galindo *et al.*, 2016).

Se han utilizado diversos polímeros sintéticos como soportes para la inmovilización de microorganismos con el objetivo de tratar aguas residuales principalmente de naturaleza doméstica y agrícola contemplando la carga orgánica que presentan: polietilentereftalato (PET), caucho sintético (polibutadieno, BD), espuma de poliuretano (PU), entre otros, además de polímeros conductores. Se han reportado estudios con biofiltros empacados con espuma de poliuretano como soporte, por ejemplo, Kuan *et al.*, (2005) sintetizaron un compuesto de nanotubos de carbono y poliuretano donde los nanotubos de carbono fueron modificados para promover la adhesión de éstos a la superficie del poliuretano mediante un enlace covalente.

Uno de los métodos de síntesis poco habituales de los polímeros conductores es la polimerización por plasma, el cual consiste en la producción de materiales poliméricos al

aplicar un gas parcialmente ionizado (plasma). Utilizando esta técnica se puede sintetizar un polímero, el cual se deposita sobre todas las superficies expuestas al plasma. La polimerización por plasma es una forma alternativa para la preparación de materiales sintéticos distintos a los polímeros convencionales y constituyen una nueva especie de compuestos con características específicas (Flamm & Auciello, 2012).

Los polímeros conductores como el polipirrol y la polianilina han recibido gran atención debido a su fácil preparación, además de su buena estabilidad química, así como su alta conductividad. Estos dos polímeros son de los más estudiados debido a sus buenas propiedades conductoras, su método de obtención el cual es sencillo y barato, y por último su estabilidad térmica y ambiental.

OBJETIVOS

Objetivo general.

Evaluar el desempeño de biofiltros empacados con compósitos de poliuretano/polipirrol/polianilina sintetizados por plasma en el tratamiento de agua residual municipal.

Objetivos específicos.

1. Evaluación de un compósito de poliuretano/polipirrol/polianilina, sintetizado por plasma, en la inmovilización de microorganismos
2. Estimar el desempeño de los biofiltros empacados con compósitos poliuretano/polipirrol/polianilina en régimen batch

HIPÓTESIS

La utilización de un compósito de poliuretano/polipirrol/polianilina sintetizado por plasma en la inmovilización de microorganismos promoverá la remoción de materia orgánica en el agua residual municipal, debido al incremento del área superficial y de la composición química del material utilizado, lo que favorecerá la adhesión de microorganismos.

CAPÍTULO I.

MARCO TEÓRICO

1.1 RECURSO HÍDRICO

El agua es imprescindible para todos los aspectos de la vida, es un elemento esencial para todos los seres vivos del planeta, además es un derecho humano fundamental. El 97.2% del agua en el planeta Tierra es salina y solo el 2.5% corresponde a agua dulce; de ese 2.5%, 30% es subterránea, 68% está en los glaciares y otras capas de nieve y solo el 1.2% es superficial y se encuentra en ríos, lagos y otras formas de agua de superficie (Gómez-Duarte, 2018).

La gran importancia que tiene la conservación de los recursos naturales ha despertado en el hombre, la búsqueda de métodos para cuidarlos y recuperarlos, para que puedan ser aprovechados por los seres vivos; de aquí que uno de los recursos de vital importancia para el hombre, como lo es el agua, sea objeto de estudio (Da Cámara *et al.*, 2014).

El ciclo del agua está muy relacionado con su distribución y disponibilidad en las distintas regiones del planeta, por lo que hay una gran diferencia entre los recursos hídricos, establecida por las condiciones geográficas y climáticas, lo que provoca una distribución de forma desigual, que depende de la latitud y la altitud.

Dentro de las actividades humanas, el recurso hídrico es muy importante, tanto para el desarrollo económico como el bienestar social. En promedio se necesitan 3.000 litros de agua por persona para generar los productos necesarios para la alimentación diaria (ONU Water., 2010).

Los recursos hídricos en México y en el mundo, se encuentran bajo una creciente presión debido al crecimiento acelerado de la población; la urbanización; el incremento en el consumo de agua en los hogares, agricultura e industria; la contaminación de los cuerpos de agua superficial, así como subterránea; la distribución desigual del recurso hídrico y los graves períodos secos. Dando como resultado que la demanda de agua dulce sea cada vez

mayor, lo cual nos ha forzado a buscar nuevas fuentes de abastecimiento de agua (De la Peña *et al.*, 2013).

Las aguas subterráneas abastecen de agua potable por lo menos al 50% de la población mundial y representan el 43% de toda el agua utilizada para el riego (FAO, 2010). A nivel mundial, 2.500 millones de personas dependen exclusivamente de los recursos de aguas subterráneas para satisfacer sus necesidades básicas diarias de agua (UNESCO, 2012).

Se estima que el 20% de los acuíferos mundiales está siendo sobreexplotado lo que va a tener graves consecuencias, como el hundimiento del suelo y la intrusión de agua salada.

Anualmente México recibe aproximadamente 1,449,471 millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, se estima que el 72.5% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 21.2% escurre por los ríos o arroyos, y el 6.3% restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos. Tomando en cuenta los flujos de salida (exportaciones) y de entrada (importaciones) de agua con los países vecinos, el país cuenta anualmente con 446,777 millones de metros cúbicos de agua dulce renovable (CONAGUA, 2016).

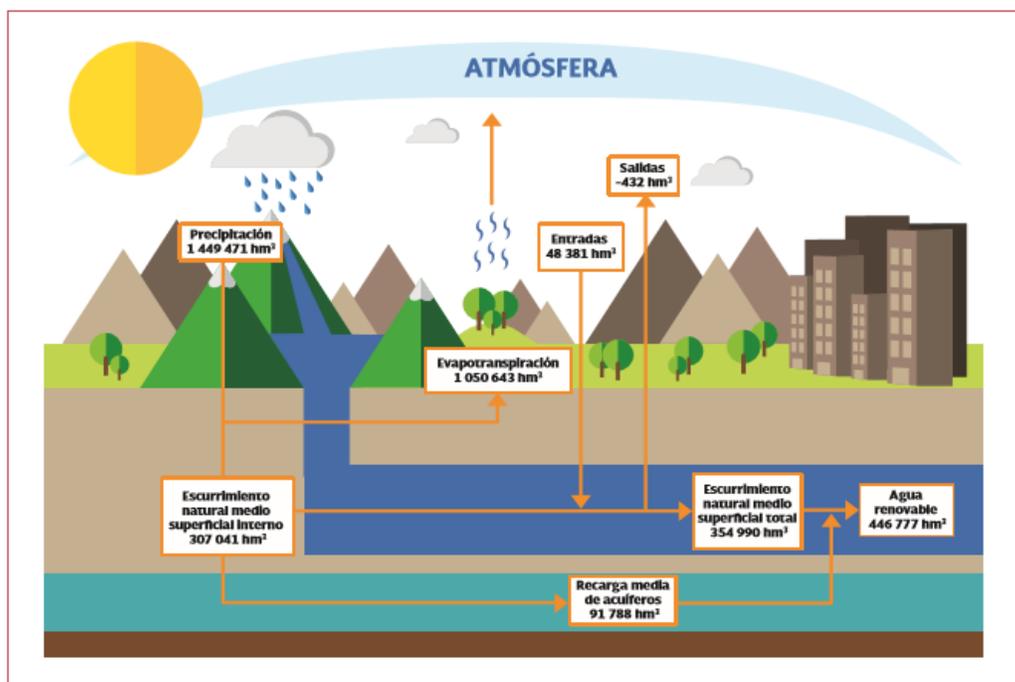


Fig. 1.1 Valores medios anuales de los componentes del ciclo hidrológico en México, (CONAGUA, 2016)

A pesar de la escasez de este recurso, los humanos siguen satisfaciendo sus necesidades sin tomar en cuenta el impacto sobre los demás seres vivos. Las diferentes actividades productivas al generar diversos desechos son las fuentes principales de contaminación de los diferentes cuerpos de agua donde la flora y fauna acuáticas se ven severamente afectadas. Este líquido vital puede ser suficiente para todos los seres vivos que ocupamos el planeta incluyendo a los actuales 7.4 mil millones de consumidores humanos y los que se acumularán en las siguientes dos décadas, antes de que la población se estabilice, hacia 2050, en los 9 mil millones de personas. Pero esta disponibilidad futura del agua no podrá alcanzarse si mantenemos las vigentes formas irracionales de uso de los ecosistemas y el consumo desmedido de la misma (Rafael *et al.*, 2017).

1.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Al comienzo del siglo XXI, la humanidad enfrentó un gran problema en cuanto a la cantidad y calidad del agua. Esto es causado por factores como el crecimiento continuo de la población, la rápida industrialización, el aumento en la producción de alimentos y del nivel de vida. Además del agotamiento de este recurso causado por lo mencionado anteriormente, no se contaba con maneras de poder reutilizar el agua, por lo que todo ello agrava bastante la escasez de los recursos hídricos.

Al problema de la creciente escasez de agua, hay que añadir la contaminación del agua, este recurso se ve amenazado por el vertimiento no controlado de aguas residuales ya que una de las prácticas más comunes de disposición final de las aguas residuales ha sido la disposición directa sin tratamiento en los cuerpos de agua superficiales y en el suelo. Actualmente se estima que más de 2.500 millones de personas en el mundo viven sin un sistema adecuado de saneamiento, por lo que cada día 2 millones de toneladas de aguas residuales municipales y otros efluentes son drenados hacia los cuerpos de agua receptores donde su inadecuado tratamiento ha provocado enfermedades y contaminación ambiental, particularmente importantes en países tropicales por la alta incidencia de enfermedades infecciosas, cuyos agentes patógenos se dispersan en el ambiente de manera eficiente a través de las excretas o las aguas residuales crudas, y los problemas ambientales, por afectar la conservación o

protección de los ecosistemas acuáticos y del suelo, lo que contribuye a la pérdida de valor económico del recurso y del medio ambiente (Hernández *et al.*, 2014).

Los contaminantes de agua incluyen, por un lado, microorganismos bacterianos, virales, fúngicos y parasitarios y, por el otro, sustancias químicas simples o complejas. Dentro de las sustancias químicas que más riesgo pueden causar a la salud de la población están los metales pesados, las sustancias radiactivas, los insecticidas, los fertilizantes, los derivados del petróleo, los residuos tóxicos industriales, los jabones, las drogas lícitas e ilícitas, entre otras.

El agua no solo se contamina de forma natural por microorganismos, sino también por diferentes sustancias o por otras vías que involucran actividades antropogénicas como son, las actividades agropecuarias, las industrias altamente productivas (minería, petrolera, láctea, textil, automotriz, siderúrgica etc.) y la contaminación humana (generación de basura, desechos orgánico y generación de aguas residuales municipal) (Monge & Brenes 2016).

El problema de contaminación del agua y del ambiente está llegando a niveles críticos, en especial en países de bajos y medianos recursos en donde las grandes o medianas ciudades no cuentan con plantas de tratamiento de agua y donde los ríos contaminados terminan afectando a las poblaciones cercanas y destruyen a su paso los recursos naturales de flora y fauna hasta llegar al océano. De acuerdo con la National Oceanic and Atmospheric Administration, 1,400 millones de libras de basura terminan en el mar cada año. Así, los océanos también sufren contaminación por metales pesados, químicos, drogas, insecticidas, sustancias radioactivas y demás contaminantes hidrosolubles (Yáñez, 2018).

La depuración de aguas residuales requiere de soluciones eficientes y económicas, que respondan a las necesidades específicas de saneamiento de acuerdo a la disponibilidad de recursos de cada país.

Debido a que las aguas residuales son la principal fuente de contaminación mundial, ha cobrado importancia la búsqueda de nuevas alternativas para su tratamiento, así como mejorar los procesos de tratamiento ya establecidos (Lizardo *et al.*, 2014).

El agua recolectada de pueblos y ciudades debe devolverse al medio ambiente en condiciones tales que no la deteriore. Durante las últimas décadas, la humanidad ha sufrido una serie de problemas relacionados con la disposición de desechos líquidos provenientes del uso

doméstico, comercial, industrial y agrícola. Muchas veces, las masas receptoras de estos desechos líquidos son incapaces de absorber y neutralizar la carga contaminante. Por este motivo las aguas residuales, antes de su descarga, deben recibir algún tipo de tratamiento que modifique sus condiciones generales (Rojas, 2012).

1.3 TIPOS DE AGUAS RESIDUALES

Por agua residual se entiende a la acción y efecto en la que el humano introduce sustancias contaminantes, formas de energía o inducir condiciones en el agua de modo directo o indirecto; implica alteraciones perjudiciales de su calidad con relación a los usos posteriores o con su función ecológica. El agua residual está conformada de componentes físicos, químicos y biológicos; es una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos, suspendidos o disueltos. La modificación de los diferentes parámetros se debe a que el agua es un solvente polar que permite la disolución de varios compuestos orgánicos e inorgánicos que disminuyen la calidad de este recurso (Díaz-Cuenca *et al.*, 2012).

Tabla 1.1 Contaminantes de importancia en aguas residuales (Bermúdez & López, 2016).

Contaminantes	Razón de importancia	Parámetro de análisis
Sólidos suspendidos	Estos dan lugar al desarrollo de depósitos de lodo y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático	Sólidos suspendidos totales SST (mg/L)
Materia orgánica	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales. Si es descargada sin tratamiento al medio ambiente, su estabilización biológica puede llevar al consumo de las fuentes de oxígeno natural y al desarrollo de condiciones sépticas.	La materia orgánica por lo general se mide en función de la DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y a DQO (demanda química de oxígeno).

Patógenos	Los organismos patógenos que están presentes en las aguas residuales pueden transmitir enfermedades contagiosas.	Coliformes fecales y huevos de helminto
Nutrientes	Tanto el nitrógeno como el fosforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten favorecen el crecimiento de una vida acuática no deseada.	Macronutrientes Micronutrientes
Metales pesados	Los metales pesados son normalmente adicionados mediante actividades humanas. Tienen una alta persistencia en el ambiente, lo que incrementa su posibilidad de acumulación toxicidad.	Espectroscopia de absorción atómica.

1.3.1 Agua residual municipal

Son aquellas que fueron utilizadas con fines higiénicos (baños, cocinas, lavanderías), consisten básicamente en residuos humanos que llegan a las redes de alcantarillado por medio de descargas. Se estima que solo el 0.1% son de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos, ésta pequeña fracción de sólidos es la que presenta los mayores problemas en su tratamiento y su disposición.

Entre los compuestos que se pueden encontrar en el agua residual municipal pueden citarse: microorganismos, urea, albúmina, proteínas, ácidos acético y láctico, bases jabonosas y almidones; aceites animales, vegetales y minerales; gases: sulfuro de hidrogeno (H₂S), metano (CH₄), etc.; sales: bicarbonato, sulfatos, fosfatos, nitritos, nitratos, etc. Los materiales orgánicos son contaminantes caracterizados por su degradabilidad a través de gentes biológicos, mientras que los compuestos inorgánicos no pueden ser sintetizados u oxidados

por microorganismos por lo que necesitan de métodos fisicoquímicos para eliminarlos (Tello, 2017).

1.3.2 Agua residual industrial

Las aguas residuales industriales presentan una gran cantidad de contaminantes donde los metales pesados son los principales, tales como el cromo, níquel, cadmio, plomo y mercurio. Estas sustancias tóxicas tienden a persistir indefinidamente en el medio ambiente, comprometiendo el bienestar y equilibrio no solo de la fauna y la flora existente en dicho ecosistema, sino también de la salud de las personas residentes en las comunidades aledañas, mediante su acumulación e ingreso a la cadena trófica (Tejada-Tobar *et al.*, 2014).

Dentro de los principales sectores industriales, que son fuente de contaminación de metales pesados se encuentran: la minería, industria de cemento, colorantes, curtiduría, galvanoplastia, producción de acero, material fotográfico, pinturas corrosivas, producción de energía, fabricación de textiles, conservación de madera anodizado de aluminio entre otras.

En respuesta a esta creciente demanda ambiental para la descontaminación de aguas residuales de la industria se han desarrollado en los últimos años nuevas tecnologías, que tienen en cuenta en su aplicación factores fundamentales como la naturaleza y las propiedades fisicoquímicas del sistema; la factibilidad de reuso, la economía y la eficiencia de los procesos y sus rangos de aplicación (Forero *et al.*, 2005).

1.4 TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

El tratamiento de aguas residuales es el conjunto de operaciones unitarias de tipo físico, químico o biológico cuya finalidad es la eliminación o reducción de la contaminación, así como la de las características no deseables de las aguas, bien sean naturales, de abastecimiento, de proceso o residuales llamadas, en el caso de las urbanas, aguas negras (Muñoz, 2008).

Esta actividad es fundamental ya que ayuda al cuidado de la salud humana y medio ambiente (Casierra, *et al.*, 2016). El objetivo del tratamiento es abatir o disminuir la contaminación de los cuerpos receptores de agua, o disminuir el consumo de agua mediante su reutilización. Hoy día existen tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, las cuales dependen en

gran medida del tipo de efluente, así como del grado de tratamiento requerido para su reutilización.

La implementación de sistemas integrados de tratamiento y el uso de aguas residuales municipales deberá considerar la calidad del agua en sus tres dimensiones: sanitaria, agronómica y ambiental. La calidad sanitaria estará determinada por las concentraciones de parásitos, representados por los huevos de helmintos y los coliformes fecales como indicador de los niveles de bacterias, así como virus causantes de enfermedades entéricas al ser humano. La calidad agronómica estará relacionada con las concentraciones de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio y oligoelementos), así como de aquellos elementos limitantes o tóxicos para la agricultura, como la salinidad y cantidades excesivas de boro, metales pesados y otros. Finalmente, la calidad ambiental en principio involucra todos los indicadores antes mencionados y otros. En la práctica, estará más relacionada con las concentraciones de sólidos, materia orgánica, nutrientes y elementos tóxicos que pueden generar impactos negativos en los cuerpos de agua (Veliz *et al.*, 2009).

En México, el agua ha sido reconocida como un asunto estratégico y de seguridad nacional, y se ha convertido en elemento central de las actuales políticas ambientales y económicas, así como también un factor clave del desarrollo social. Como se puede observar, en la figura 1.2, notamos la evaluación del caudal tratado anualmente y donde en el año 1993 se trataban apenas 33.7 m³/s de agua residual contaminada con distintos tipos de sustancias persistentes y dañinas para el ser humano, mientras que para el año 2012 se alcanzó un flujo de 99.8 m³/s, observando un crecimiento lineal de esa tendencia.

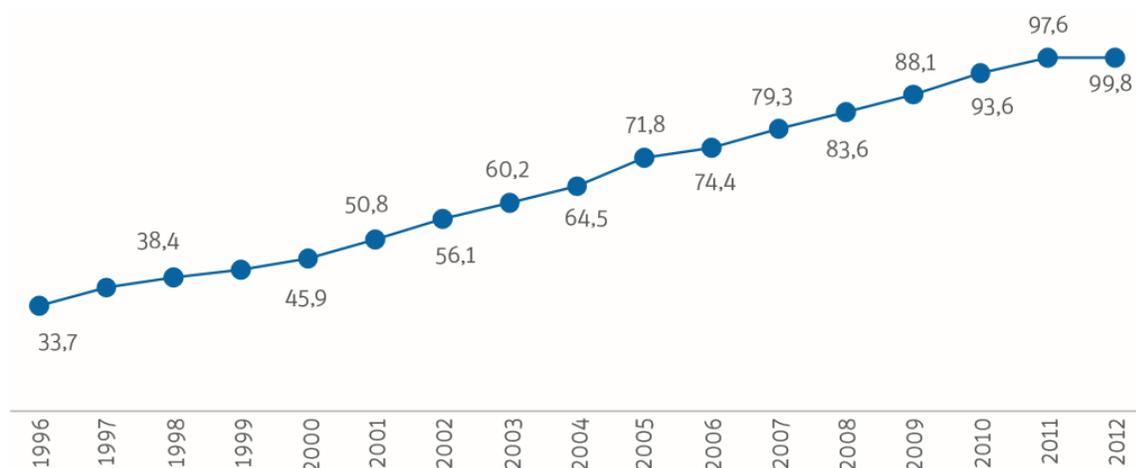


Fig. 1.2 Caudal de aguas residuales municipales tratadas en México (m³/s) (De la Peña *et al.*, 2013).

La mayoría de los países de altos recursos tiene conciencia del problema de contaminación ambiental y lo que implicaría para sus pobladores la afectación de sus recursos hídricos naturales. En dichos países hay medidas de prevención y control de la contaminación de agua con base en una legislación que prohíbe a las empresas e industrias la liberación de desechos contaminantes a los ríos. Además, se canalizan las aguas residuales para que no contaminen recursos hídricos naturales o artificiales y se establecen plantas de tratamiento de agua en las ciudades grandes y de mediano tamaño, las cuales limitan el nivel de los contaminantes. Aunque muchos países de bajos y medianos recursos también poseen políticas regulatorias, en su mayoría estas no logran implementarse (Gómez-Duarte, 2018).

Hoy en día se dispone de tecnologías de depuración de agua residual capaces de reducir la contaminación de los efluentes, en general los sistemas de tratamiento de agua tienen como objetivo remover partículas (arcillas, patógenos, células de cianobacterias) y sustancias disueltas (contaminantes químicos, metales pesados, cianotoxinas), así como la protección del medio receptor, el ahorro y mejor aprovechamiento del recurso mediante su reutilización (Álvares & Mavares, 2012).

El agua residual es sometida a procesos físicos, químicos, biológicos o combinaciones de los mismos hasta alcanzar la calidad requerida. Dichos tratamientos pueden estar incluidos en cualquier etapa ya sea primaria, secundaria o terciaria (Figura 1.3); incluso pueden llegar a combinar dos tratamientos diferentes en una etapa u omitir uno de ellos. Los métodos y tecnologías que se apliquen serán establecidos según el grado de purificación que se requiera, los tratamientos son más complejos y costosos cuanto mayor sean los requerimientos de calidad. Es importante conocer el origen del vertido (industrial, municipal, comercial, etc.) para valorar la cantidad de contaminantes e incidencia en el medio ya que, dependiendo del tipo de problema, se realizan varias etapas que pueden incluir un pretratamiento, tratamiento, postratamiento y desinfección (Sens *et al.*, 2013).

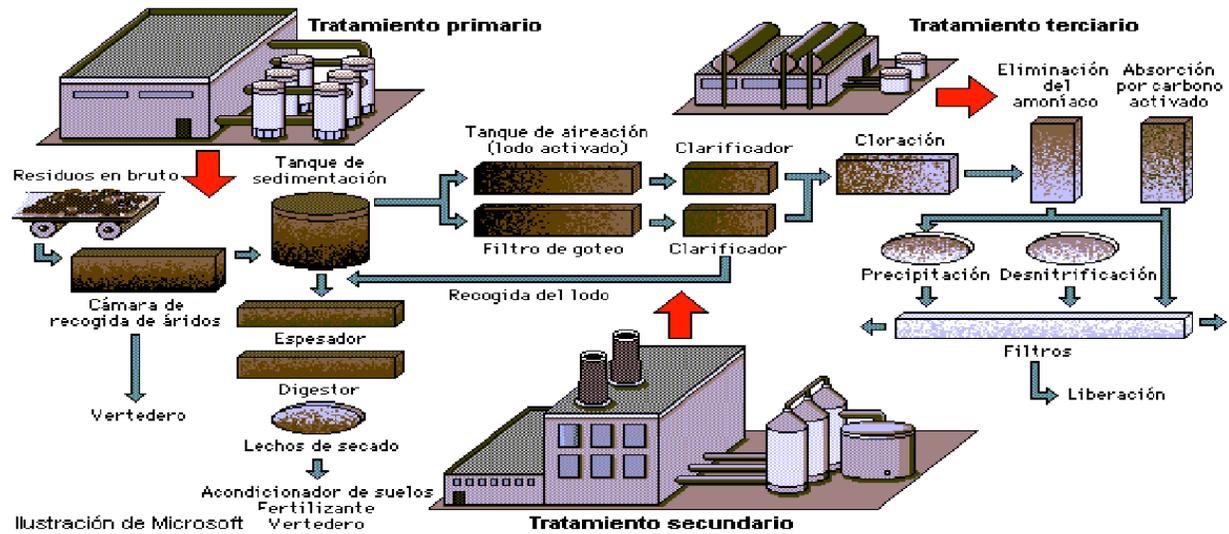


Fig. 1.3 Tipos de tratamientos en aguas residuales (Estanques, 2014).

1.4.1 Tratamientos físicos

Tiene como objetivo la remoción (por medios físicos o mecánicos) del material sedimentable o flotante, y con esto una fracción importante de la carga orgánica que puede representar entre el 25% y el 40% de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y el 40% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). (Mamani, 2014). En este tipo de tratamientos se encuentran: sedimentación primaria, flotación, precipitación química, filtros gruesos, oxidación química y adsorción.

1.4.2 Tratamientos químicos

Los procesos químicos (que fueron los primeros empleados en el tratamiento de aguas para su potabilización) son cada vez más empleados en la depuración de aguas residuales, y junto a varios procesos físicos completan el tratamiento secundario y terciario de aguas usadas (Marín, 2011). Los principales procesos químicos aplicados actualmente son: coagulación química, neutralización, oxidación-desinfección, procesos de Oxidación Avanzada, intercambio iónico.

1.4.3 Tratamientos biológicos

Comprende tratamientos biológicos convencionales en el cual el material orgánico se digiere y se convierte. La aplicación de los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales se remonta al siglo XVII cuando se empezaron a usar sistemas rústicos para el

control de la contaminación y de los riesgos sanitarios y de salud pública asociados a la disposición de dichos desechos. Los procesos biológicos pueden ser aerobios o anaerobios, dependiendo del aceptor de electrones.

Cuando se habla de la aplicación de procesos biológicos, se hace referencia casi exclusiva a los tratamientos de aguas residuales, donde se busca como objetivo principal eliminar los componentes definidos como contaminantes, molestos o con efectos nocivos para el medio ambiente, de manera tal que se pueda ajustar, el agua residual, a la calidad de agua vertida a las especificaciones legales existentes. De esta manera, la mejor forma de tratar las aguas residuales dependerá de una serie de factores característicos, tales como: el caudal, la composición, las concentraciones, la calidad requerida o esperada del efluente, las posibilidades de reutilización de esta, las posibilidades de vertido a depuradoras municipales, tasas de vertido, etc.

El tratamiento biológico es una opción de depuración para las aguas residuales la cual se basa en la capacidad que tienen los microorganismos para convertir la materia orgánica (en suspensión o disuelta) en tejido celular nuevo y diferentes gases. El oxígeno juega un papel importante en el tratamiento biológico de aguas residuales ya que la ausencia o presencia del oxígeno condiciona el tipo de microorganismos que se encargaran de degradar y eliminar la materia orgánica presente. En función a esto, los tratamientos pueden ser anaerobios (ausencia de oxígeno) como por ejemplo tanques sépticos, y aerobios (presencia de oxígeno) como el tratamiento por lodos activados (Mejía-López *et al.*, 2017).

1.4.3.1. Procesos aerobios

El proceso de tratamiento aerobio se ha empleado para la degradación de la materia orgánica de aguas residuales con éxito; los microorganismos que intervienen para la estabilización de los residuos necesitan oxígeno para su crecimiento. El oxígeno debe estar disponible en la forma de oxígeno libre disuelto, éste es el reactivo esencial para los procesos aerobios, cuando los organismos utilizan los nutrientes orgánicos, consumen al mismo tiempo el oxígeno disuelto; si no se repone el O₂ el crecimiento microbiano se detiene, ya que los organismos mueren por falta de oxígeno, a estos tipos de microorganismos se les llama aerobios obligados. La disponibilidad del oxígeno disuelto libre disuelto es, por lo tanto, el

factor clave que limita la capacidad de autopurificación de una corriente de agua o la eficiencia del proceso biológico aerobio.

Los procesos aerobios son bioquímicamente eficientes y rápidos, generando productos secundarios que casi siempre son químicamente simples y altamente oxidados, como anhídrido carbónico y agua, por otra parte, se forma nueva materia microbiana como resultado de su reproducción (Pérez *et al.*, 2011).

1.4.3.2. Procesos anóxicos

Son los procesos de tratamiento biológico por el cual el nitrógeno de los nitratos se transforma en nitrógeno gas en ausencia de oxígeno. Son los sistemas en los que el aceptor final de electrones no es el oxígeno ni tampoco la materia orgánica. En condiciones anóxicas el aceptor final de electrones suelen ser los nitratos, los sulfatos y el hidrógeno. Cuando el aceptor final de electrones es el nitrato, como resultado del proceso metabólico, el nitrógeno de la molécula de nitrato es transformado en nitrógeno gas. Así pues, este metabolismo permite la eliminación biológica del nitrógeno del agua residual (Pérez *et al.*, 2011).

1.4.3.3. Procesos anaerobios

Son los procesos de tratamiento biológico que solo se dan en ausencia de oxígeno. Es un mecanismo de degradación de biomasa por el cual las moléculas orgánicas complejas son descompuestas en sus componentes energéticos individuales de forma espontánea (sin adición de energía) por la acción de microorganismos (Díaz *et al.*, 2002).

La aplicación de procesos anaerobios para el tratamiento de agua residual urbana se ha convertido últimamente en una tecnología de gran interés debido a sus ventajas en comparación con los procesos aerobios. Sin embargo, el efluente de los procesos anaerobios contiene concentraciones importantes de nitrógeno, fósforo, sulfuro y metano disuelto, siendo necesario su tratamiento. El metano es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 25 veces mayor que la de dióxido de carbono (Strous, 2010). El sulfuro de hidrógeno es un gas tóxico y corrosivo que causa problemas ambientales y económicos. Los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo tienen valores establecidos antes de su vertido.

Algunas ventajas del proceso anaerobio son descritas a continuación:

- Producción de metano, gas combustible utilizado como fuente de energía.
- Menor consumo de energía comparado con los tratamientos aeróbicos, resultando en costos operacionales más reducidos.
- La fracción de materia orgánica convertida en células bacterianas es relativamente baja (cerca de 10%) en relación al tratamiento aerobio (cerca de 50%). esto significa que la cantidad de fango biológico formado es menor, resultando en menores problemas de disposición de los mismos.
- Las unidades de tratamiento son cerradas evitando la generación de olores.
- Tolerancia a elevadas cargas orgánicas.

Estudios realizados desde la década del 90 a escala de laboratorio y planta piloto, han demostrado la potencialidad de la tecnología anaerobia para el tratamiento de estas aguas residuales (Rojas, 1999); sin embargo, se ha evidenciado inestabilidad del proceso debido fundamentalmente a factores ambientales (pH, alcalinidad bicarbonática, ácidos grasos volátiles y capacidad buffer) y tipo de inóculos disponibles (cantidad y calidad). Estos factores, junto con las características del agua residual (composición, concentración, nivel de degradación) y aspectos de diseño y de operación afectan significativamente el arranque y la estabilidad de los reactores biológicos.

El control de estos factores garantiza una mayor actividad de la biomasa y, por consiguiente, mejores eficiencias de remoción de la materia orgánica. Desde el punto de vista del inóculo, el tiempo de arranque de los reactores anaerobios será menor si el inóculo utilizado tiene una alta actividad metanogénica específica (AME) y está adaptado a los sustratos presentes en el agua residual (Torres *et al.*, 2007).

Los sistemas de tratamiento anaerobios son alternativas cada vez más consolidadas y utilizadas, especialmente en el tratamiento de efluentes de media y alta carga. A pesar de esto, se presentan deficiencias en la remoción de nutrientes y microorganismos patógenos, razón por la cual los efluentes de estos sistemas muchas veces no cumplen con las normas establecidas por las legislaciones ambientales. Por lo tanto, las unidades de post-tratamiento son importantes para ajustar el agua residual municipal tratada a las exigencias de las normas ambientales de cada país y proporcionar protección a los cuerpos receptores donde se vierten. La función principal del post-tratamiento es completar la eliminación de la materia orgánica,

así como eliminar altas concentraciones de nutrientes (N y P) y los organismos patógenos presentes en la muestra (virus, bacterias, protozoos y helmintos) (Chernicharo, 2013).

1.5 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaeróbica (D.A) es un proceso bioquímico que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales, el cual consiste en la degradación de materia orgánica donde un grupo de diferentes tipos de microorganismos promueven la transformación de compuestos orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) en productos más simples, como metano, gas carbónico, gas sulfhídrico y amonio (Alcocer & Francia, 2015). En el proceso biológico de la digestión anaerobia se presenta un proceso de bioconversión del cual se puede obtener beneficios para el tratamiento de residuos orgánicos como: recuperación de energía en forma de biogás, producción de fertilizantes orgánicos y control de emisiones de gases de efecto invernadero, convirtiendo esta tecnología en energía renovable (Huerta, 2016).

La D.A. ocurre en ambientes anóxicos que se encuentran en la naturaleza como: estiércol, residuos de procesamiento de alimentos, sedimentos, intestinos de los mamíferos, y pantanos. El proceso de digestión anaerobia puede ser simplificado en cuatro fases principales, como se muestra en la figura 1: Hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis.

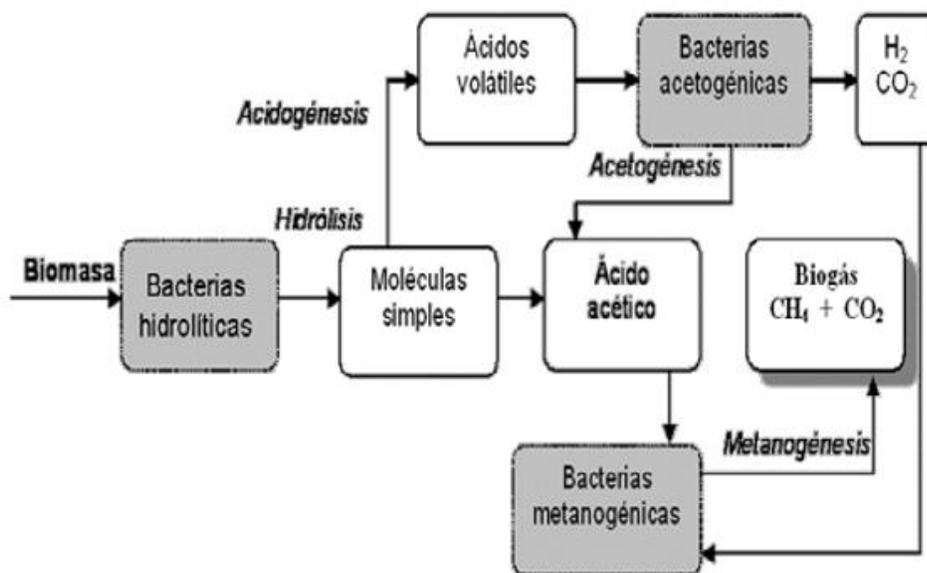


Fig. 1.4 Digestión anaerobia (Belmonte & Pérez., 2015).

1.5.1 Hidrólisis

Esta es la primera etapa en los procesos de digestión anaerobia, las moléculas más grandes y complejas del sustrato (lípidos, polisacáridos, proteínas, grasas y ácidos nucleicos, entre otros) son despolimerizados y transformadas en moléculas más sencillas. Esta etapa es generalmente el paso limitante de la digestión anaeróbica cuando la materia orgánica sólida es utilizada como sustrato. Este paso es llevado a cabo por anaerobios estrictos como bacteroides, clostridium y bacterias facultativas como estreptococci. Esta primera etapa es muy importante debido a que grandes moléculas orgánicas son demasiado grandes para ser absorbidas y utilizadas directamente por los microorganismos como sustrato/fuente de alimento.

La velocidad de descomposición durante la etapa de la hidrólisis depende de la naturaleza del sustrato. La transformación de celulosa y hemicelulosa generalmente es más lenta que la descomposición de proteínas.

Para llevar a cabo la biodegradación, ciertos microorganismos secretan diferentes tipos de enzimas, llamadas enzimas extracelulares que “cortan” moléculas grandes en pedazos más pequeños para que los microorganismos pueden tomar dentro de la célula y utilizarla como una fuente de energía y nutrición. Los microorganismos que rompen diferentes azúcares son llamados sacarolíticos, mientras que los que rompen proteínas son llamados proteolíticos (Gonzales *et al.*, 2015).

1.5.2 Acidogénesis

Una parte de los monómeros producidos por la hidrólisis son absorbidos por diferentes bacterias facultativas y obligatorias, se degradan en ácidos orgánicos de cadena corta como ácido butírico, propiónico, acético, hidrógeno y dióxido de carbono. La concentración de hidrógeno formado como producto intermedio en esta etapa influye en el tipo de producto final formado durante el proceso de fermentación. Por ejemplo, si la presión parcial de hidrógeno fuera demasiado alta, esta podría disminuir la cantidad de componentes reducidos. En general, durante esta fase, azúcares simples, ácidos grasos y aminoácidos son convertidos en ácidos orgánicos y alcoholes (Adekunle & Okolie, 2015).

1.5.3 Acetogénesis

Esta etapa es primordial en el proceso debido a que los productos obtenidos en la fase acidogénica se consumen como sustrato para los demás microorganismos y se transforman en precursores del metano (ácido acético, ácido fórmico, hidrogeno y gas carbónico). Los productos que no pueden ser directamente convertidos a metano por las bacterias metanogénicas son convertidos en sustratos metanogénicos, ácidos grasos volátiles y alcoholes los cuales son oxidados en sustratos metanogénicos como acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Es importante que los microorganismos que llevan a cabo las reacciones de oxidación anaeróbica colaboren con el siguiente grupo, microorganismos formadores de metano. Esta colaboración depende de la presión parcial de hidrógeno presente en el sistema. Bajo condiciones de oxidación, los protones son utilizados como aceptores finales de electrones que conllevan a la producción de H₂. Sin embargo, estas reacciones de oxidación solamente pueden ocurrir si la presión parcial de H₂ es baja, lo que explica por qué la colaboración con los metanógenos es muy importante ya que continúan consumiendo el H₂ para producir metano (Adekunle & Okolie, 2015).

1.5.4 Metanogénesis

En la fase metanogénica, la producción de metano y dióxido de carbono a partir de productos intermedios se lleva a cabo por bacterias metanogénicas (organismos anaerobios estrictos). La metanogénesis es un paso crítico en la totalidad del proceso de digestión anaeróbica, ya que es la reacción bioquímica más lenta del proceso (Cazier *et al.*, 2015).

Estas bacterias realizan la síntesis del metano especialmente a partir de hidrógeno, y de gas carbónico:



Y a partir de ácido acético:



1.6 BIORREACTORES

El desarrollo de reactores biológicos ha permitido generar unidades de tratamiento compactas, las cuales alcanzan altos niveles de eficiencia y presentan un desempeño más estable que los sistemas convencionales. La configuración de estos reactores permite

incrementar el tiempo de retención celular y la concentración la biomasa asociada al proceso (fija y en suspensión), lo cual posibilita aplicar altas cargas orgánicas. Esto se logra a través de un mecanismo de inmovilización pasiva de la biomasa sobre un material soporte, lo cual posibilita la generación de una biopelícula, estructura que presenta una alta actividad microbiana, que al entrar en contacto con el efluente permite alcanzar elevadas tasas de biodegradación.

1.7 SOPORTES

La selección de un medio de soporte con características físicas y químicas adecuadas influye sobre la adherencia de la biopelícula; éstas son porosidad (con el fin de permitir un intercambio constante de materiales), estabilidad química y biológica, facilidad de operación y regeneración, superficie específica (superficie amplia para la adherencia celular), resistencia a enzimas, solventes y a cambios de presión, entre otras (Solano & Rangel, 2006). Los microorganismos se adhieren en la superficie de estos creando una película biológica. Las dimensiones del material de soporte dependen de la naturaleza del agua residual a tratar, para garantizar el máximo contacto entre la biopelícula y el contenido de materia orgánica del afluente (Cruz, 2009).

La utilización del material de soporte depende de la disponibilidad local, costo, características mecánicas (resistencia a la compresión), altura de los filtros y los esfuerzos resultantes del peso del mismo sustrato, rugosidad de la superficie y densidad. Su principal finalidad es permitir la acumulación de grandes cantidades de biomasa, con un consecuente aumento de tiempos de retención celular, actuar como una barrera física evitando que los sólidos sean arrastrados en el efluente y mejorar el contacto entre los constituyentes del afluente y los sólidos biológicos contenidos en el biofiltro (Dorado *et al.*, 2010).

1.7.1 Soportes naturales

Con el desarrollo de nuevo material de soporte para microorganismos, los procesos de biopelículas han recibido más atención para tratar aguas residuales domésticas e incluso aguas residuales industriales. (Zhang *et al.*, 2010). Entre los materiales de soportes naturales

más comunes se encuentran: bambú, ixtle, coyonoxtle, caña de azúcar, loofah, fibra de coco y cochas de ostras.

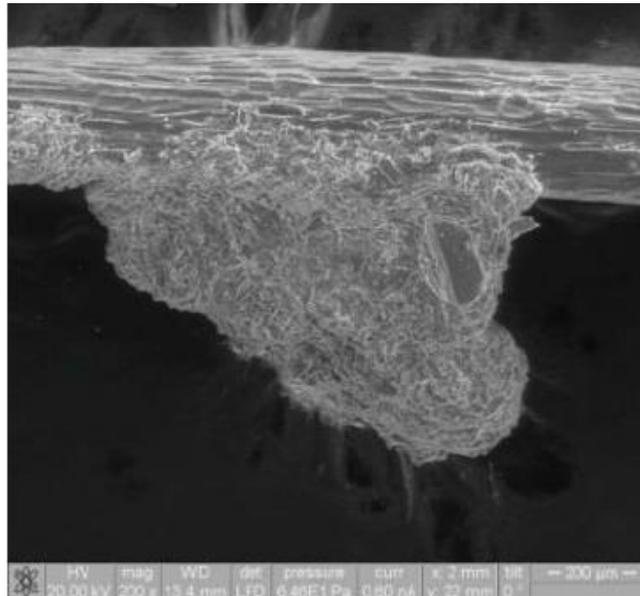


Fig. 1.5 Biopelícula soportada en fibra de ixtle (Vázquez-Solano *et al.*, 2014)

1.7.2 Soportes sintéticos

Por otra parte, también han sido empleados un gran número de polímeros sintéticos, entre ellos, espuma de poliuretano, cloruro de polivinilo y polipropileno, los cuales atienden a las características mencionadas anteriormente, y cuya implementación ha permitido alcanzar diferentes grados de eficiencia en procesos de tratamiento. Consecuentemente, dada la gran variedad de polímeros sintéticos existentes, muchos de los cuales constituyen componentes mayoritarios de una amplia gama de productos descartables de uso cotidiano, determinar su capacidad para la inmovilización de biomasa microbiana representa una interesante estrategia de aprovechamiento alternativo de dichos materiales, optimizando el desempeño de sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales.

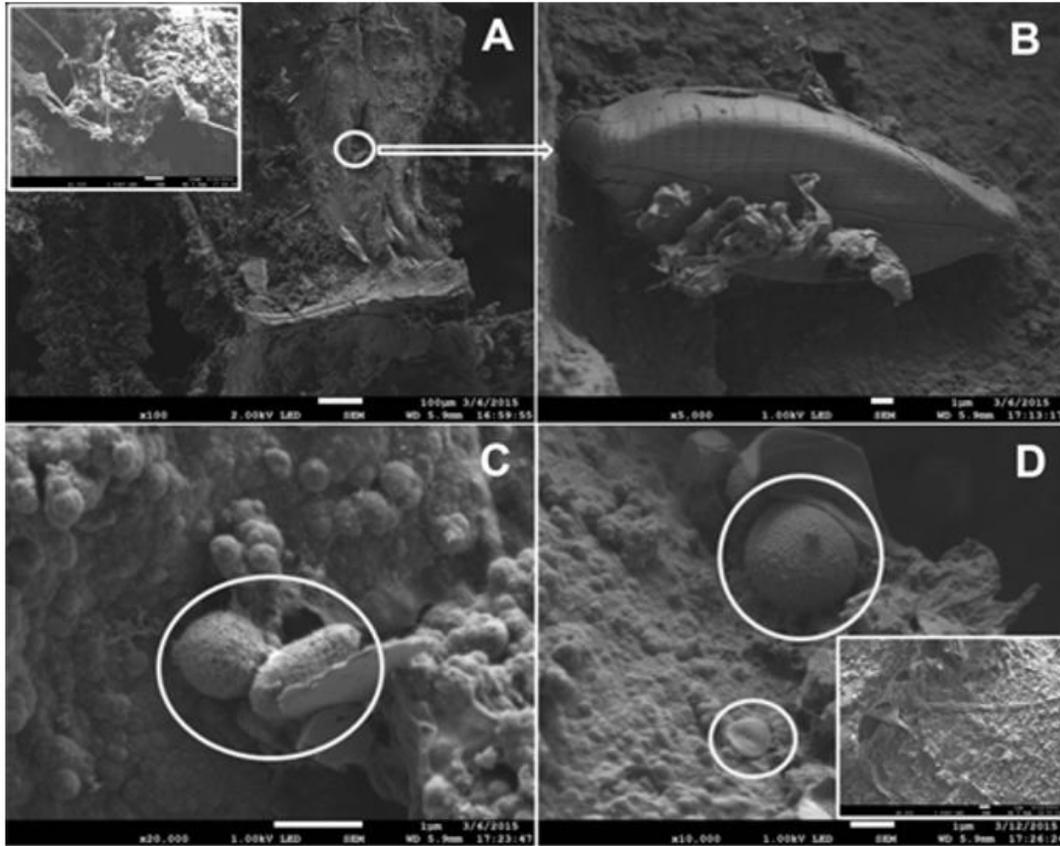


Fig. 1.6 Formación de biopelícula bacteriana en la superficie de un compuesto de Poliuretano, grafito y polipirrol (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2016).

1.7.2.1 Espuma de poliuretano

La reacción química entre un grupo isocianato ($R-N=C=O$) y un alcohol ($R'-OH$) da lugar a la formación de un uretano ($RNH-COOR'$); específicamente en la preparación de espumas

de poliuretano (PU), los isocianatos pueden ser aromáticos, alifáticos o ambos, mientras que los dialcoholes son oligómeros del tipo éter o éster. Dependiendo de la selección de cada uno de ellos, se obtienen espumas con propiedades físicas, mecánicas y térmicas muy específicas como dureza, resistencia a la compresión y a la elongación, entre otras. En sí, las espumas de PU son fáciles y baratas de producir; en el mercado existe toda una gama de presentaciones para emplearse en múltiples aplicaciones; sin embargo, uno de los inconvenientes de estos materiales, y de gran preocupación para la sociedad es la alta resistencia que presentan a la degradación, lo que los convierte en materiales altamente contaminantes (Padrón-Gamboa *et al.*, 2004).

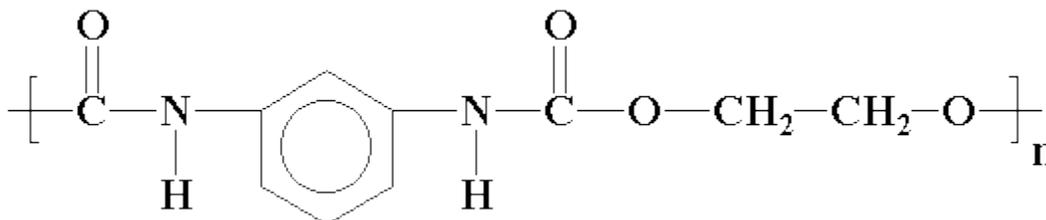


Fig.1.7 Estructura química del poliuretano

1.7.2.2 Polipirrol (PPy)

El polipirrol es un polímero conductor con estructura basada en una cadena extensa carbonada de monómeros de pirrol (Figura 1.8), que contiene enlaces sencillos y dobles o triples conjugados, deslocalizados, que permiten el paso de un flujo de electrones, de manera que sería posible conseguir la conducción eléctrica. A pesar de ello, esta disponibilidad electrónica no es suficiente para que la macromolécula adquiriera una conductividad eléctrica alta, lo que implica la utilización de otros métodos que mejoren la conductividad de estos polímeros como la presencia de un ión dopante (Peceros, 2018).

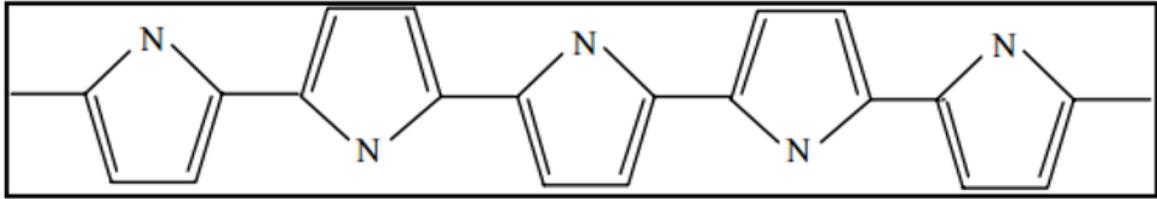


Fig. 1.8 Estructura química del polipirrol

1.7.2.3 Polianilina (PANI)

La polianilina es el producto polimérico de la anilina en condiciones ácidas, la cual está constituida por un anillo aromático y dos electrones libres en el nitrógeno, la unión de estos le concede propiedades conductoras muy buenas. La producción de este polímero es de bajo costo por lo que en la actualidad se revisten circuitos para mejorar la eficiencia y conductividad de estos. La polianilina como polímero conductor es uno de los materiales más prometedores a investigar debido a su facilidad de síntesis, bajo costo del monómero y por poseer una buena estabilidad (Acevedo *et al.*, 2014).

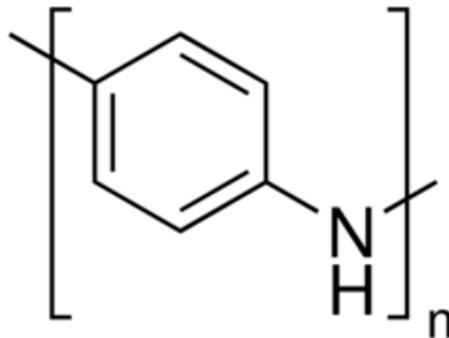


Fig. 1.9 Estructura química de la polianilina

1.8 BIOPELÍCULAS

Las biopelículas son comunidades complejas de microorganismos que pueden ser de una sola especie o de varias, dentro de una matriz extracelular y adheridos a superficies bióticas o abióticas (Sánchez *et al.*, 2014). Están compuestas principalmente por polisacáridos, proteínas y algunas veces pueden contener lípidos, ácidos nucleicos y otros biopolímeros. En los sistemas de tratamiento basados en biopelícula, la mayoría de los microorganismos tienden a unirse entre sí, a adherirse a diversas superficies sólidas, a reproducirse y a crecer mediante la producción de polisacáridos extracelulares (PEC).

Suele emplearse un medio de soporte para la formación de la biopelícula, por lo general los más utilizados son los plásticos que poseen alta superficie específica ($650 \text{ m}^2/\text{m}^3$ para este estudio), lo cual favorece la adhesión de los microorganismos y la formación de una película biológica que asegure el atrapamiento, en los espacios vacíos, de flóculos microbianos no adheridos (Muñoz *et al.*, 2016).

1.8.1 Formación de la biopelícula

Su formación se considera como un proceso dinámico y complejo y la adhesión de los microorganismos a las diferentes superficies está influenciada por diferentes variables que incluyen la especie de bacteria, composición de la superficie celular, naturaleza de las superficies, disponibilidad de nutrientes, hidrodinámica y comunicación célula-a-célula (Vanegas *et al.*, 2009).

Las biopelículas se forman cuando las células quedan adheridas a una superficie mediante una matriz compleja compuesta por productos de secreción de naturaleza polimérica. Esta matriz puede facilitar tanto la adhesión de las células, así como las sustancias nutritivas, lográndose una mayor concentración disponible para dichas células (Robledo & Angelo, 2017).

Se reconocen 5 etapas para el establecimiento de las biopelículas:

1. Acondicionamiento de la superficie por adsorción de materia orgánica. El crecimiento bacteriano en superficies depende de la interacción entre varios factores de la superficie bacteriana y del sustrato, además del medio ambiente que los rodea.

2. Transporte de células y nutrientes al sitio de adherencia. Tras el acondicionamiento de la superficie ocurre la deposición y adhesión reversible de las células bacterianas.
3. Inicio del proceso de adhesión bacteriana, todavía reversible, por atracción electrostática. Ese fenómeno ocurre pasivamente por movimiento browniano y simple sedimentación o por movimiento activo de bacterias flageladas lo que permite el establecimiento de interacciones físicas y electrostáticas entre la superficie bacteriana y el sustrato.
4. Crecimiento celular, colonización y adhesión irreversible. La etapa siguiente consiste en la adhesión irreversible de las bacterias por producción de SPE (sustancia polimérica extracelular) y debido a la estimulación de proteínas receptoras de la pared bacteriana se lleva a cabo el desarrollo de puentes célula-a-célula que las unen unas a las otras, lo que estabiliza la estructura formada en un proceso denominado maduración. El siguiente período es conocido como colonización de la superficie, en él las bacterias adheridas crecen formando microcolonias que son consideradas las unidades fundamentales de una biopelícula.
5. La biopelícula presenta alta actividad metabólica y liberación de células localizadas en la periferia. Una vez que la biopelícula ha madurado, tiene lugar la dispersión de células a otras regiones. Inicialmente se pensó que ese proceso era pasivo y dependiente de las fuerzas de arrastre del medio, pero estudios recientes sugieren que la dispersión es un proceso activo y estrictamente regulado por las células adheridas. Asimismo, condiciones ambientales interfieren en la dispersión de la biopelícula entre esas se incluyen la disponibilidad de nutrientes, niveles de oxígeno, pH y presencia de determinados compuestos químicos.

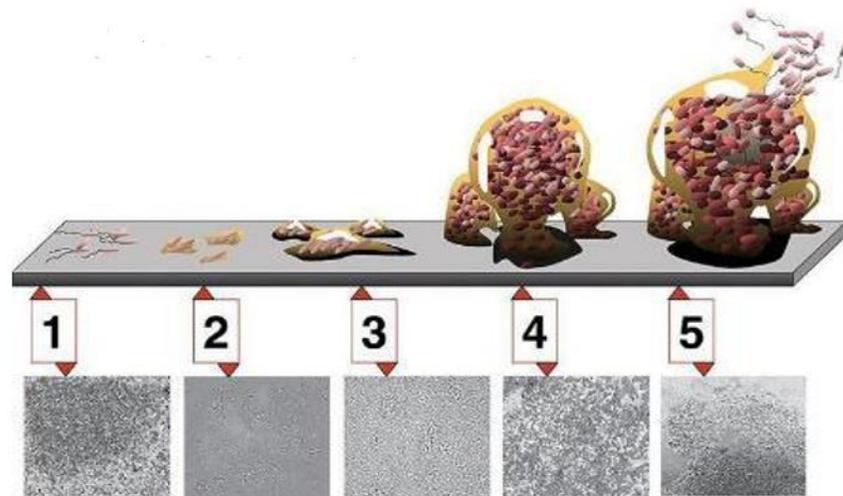


Fig. 1.10 Etapas del desarrollo de la biopelícula (Balaban *et al.*, 2007).

1.8.2 Ventajas de la biopelícula

Las bacterias se agrupan en colonias con el objeto de buscar protección ante posibles condiciones adversas del medio. Los microorganismos formadores de biopelícula poseen algunas ventajas sobre los microorganismos suspendidos como: mayor persistencia dentro del sistema; mayores tasas de crecimiento; mayor incremento en la actividad metabólica; y mayor resistencia a la toxicidad (Lapo *et al.*, 2015).

1.8.3 Desventajas de la biopelícula

Dentro de las desventajas de una biopelícula hacemos referencia en el tema de la industria alimentaria, ya que los microorganismos que la constituyen son muy difíciles de erradicar, debido a que son extremadamente resistentes a los desinfectantes.

Por lo anterior las industrias deben tener implementados muy buenos programas de limpieza y desinfección para su eliminación. Por otro lado, las bacterias formadoras de biopelículas tienen mayor resistencia a antibióticos debido a varios factores, por ejemplo, se ha demostrado que las bacterias muestran varios fenotipos con una amplia de reservorio para la liberación continuada de bacterias a los alimentos procesados que están en contacto con las superficies. La formación de biopelículas bacterianas o “biofilms” afectan la industria alimenticia en la producción y calidad de sus productos y la heterogeneidad replicativa y

metabólica, lo cual afecta la acción del antibiótico, así como la composición de la biopelícula y su estructura hace más difícil la acción del antimicrobiano (Vanegas *et al.*, 2009).

1.8.4 Sistema de comunicación entre bacterias

En la década de 1970, se descubrió que la comunicación celular de las bacterias puede ser desencadenada por pequeñas moléculas de señalización que se difunden en los espacios intercelulares. La unión de los microorganismos a una superficie y posterior organización de una biopelícula exige que las bacterias se cercioren que han efectuado contacto. Para lograrlo, hacen uso de señales químicas coordinadas que les permiten comunicarse entre ellas. El sistema de comunicación se refiere a la regulación de la expresión de determinados genes, a través de la acumulación de compuestos señalizadores que median la comunicación intercelular. Esta interrelación, mediante mensajeros de pequeñas moléculas, les permite a las bacterias sentir la presencia de microorganismos vecinos, determinar la densidad de la población existente y responder a eventuales condiciones cambiantes. El proceso de comunicación bacteriana funciona debido a que cada bacteria que se une a una superficie produce una molécula señal que anuncia su presencia, de tal manera que mientras más bacterias se unen, se incrementa la concentración local de esta señal. Una vez logrado esto, se inducen diferentes fenómenos para, finalmente, asumir la diferenciación de la biopelícula (Sarduy & Gonzales, 2016).

El “quorum sensing” regula varias funciones tan diversas como la movilidad, expresión de factores de virulencia, esporulación, producción de antibióticos, intercambio de material genético además del desarrollo de la biopelícula (Sauer *et al.*, 2007).

CAPÍTULO II.

METODOLOGÍA

2.1 LOCALIZACIÓN

El experimento se realizó en el laboratorio de Biotecnología, perteneciente al Departamento de Botánica de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila, México a los $25^{\circ}21'13''$ latitud norte, $101^{\circ}02'01''$ longitud oeste y a una altura de 1758 metros sobre el nivel del mar. La fase metódica consistió en cuatro etapas, abarcando desde la síntesis de los compósitos hasta la caracterización de los reactores.

2.2 PLASMA-POLIMERIZACIÓN DE LOS COMPÓSITOS

La polimerización de los monómeros fue realizada en un reactor de plasma de acero inoxidable con minilla de cuarzo (figura 2.1) para la detección de especies formadas.

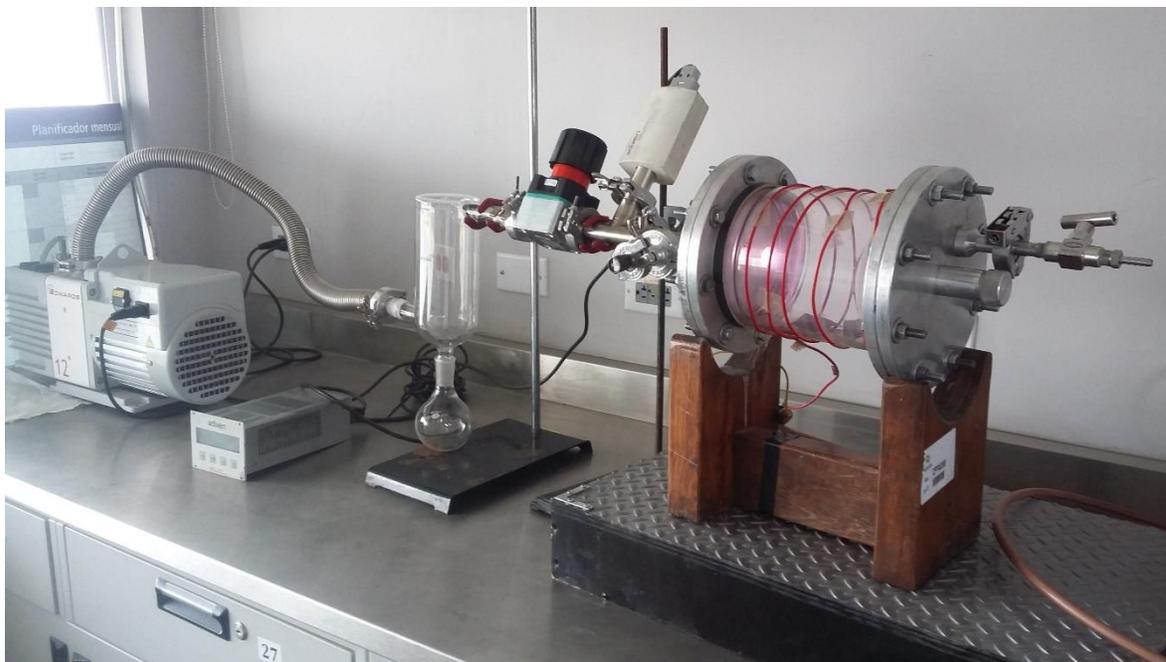


Fig 2.1 Reactor de plasma

Previo a cada experimento, las muestras de PU fueron previamente cortadas en cubos de 1 cm por lado aproximadamente las cuales se introdujeron a la cámara del reactor donde se le dio un pretratamiento de 15 minutos de plasma de aire a una potencia de 100 watts. Al mismo tiempo se preparó una mezcla de pirrol/anilina 50:50 (20 mL de pirrol 20 mL de anilina) y se agitó de forma manual para homogenizar la mezcla y fueron congelados con nitrógeno líquido para evitar la volatilización rápida.

Transcurridos los 15 minutos del pretratamiento se conectó el matraz al reactor y se abrió la válvula de flujo hasta donde permitió la presión. El tratamiento de plasma pirrol/anilina fue de 2 horas a 100 watts de potencia. Esos pasos se repitieron hasta completar los 50 gramos de espuma requerida.

Después de esto, cada muestra fue introducida a la cámara del reactor junto con gas argón. El gas acarreador estuvo saturado con los monómeros en todos los casos. El tiempo de exposición cambió dependiendo de la potencia empleada, debido a que la velocidad de deposición es función de la potencia. Para incrementar los grupos funcionales en las cadenas de los polímeros conductores depositados sobre PU mediante esta técnica, el reactor fue abierto y expuesto al aire del ambiente inmediatamente después de que terminó el tiempo de polimerización por plasma. Obteniendo diferentes compósitos como a continuación se mencionan:

Tabla 2.1 Tratamientos establecidos para la parte experimental

Tratamiento	Composito
1 (testigo)	PU sin recubrimiento
2	PU-PPy-PANi a 40 wtts por 55 minutos.
3	PU-PPy-PANi a 30 wtts por 45 minutos
4	PU-PPy-PANi a 50 wtts por 30 minutos en plasma de aire previo.
5	PU-PPy-PANi a 45 wtts por 40 minutos en plasma de ácido acrílico previo.

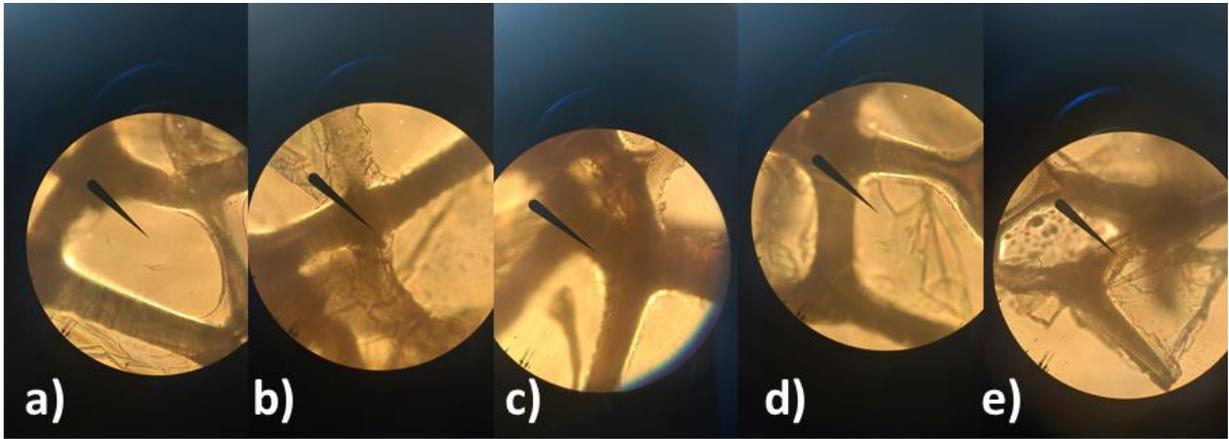


Fig. 2.2 Compósitos sintetizados vistos en un microscopio óptico a 40X a) T1 b) T2 c) T3
d) T4 e) T5



Fig. 2.3 Soportes pre-acondicionados para el tratamiento de aguas residuales municipales

2.3 CARACTERIZACIÓN MORFOLOGICA DE LOS COMPÓSITOS POR MICROSCOPIA OPTICA DE BARRIDO (SEM).

Se utilizó un microscopio electrónico de barrido (SEM) (FEI, Quanta-3D FEG) para determinar la morfología superficial de los compósitos sintetizados en el paso anterior.

2.4 FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA EN LOS COMPÓSITOS

Se colectó lodo anaerobio granular proveniente de la planta tratadora de aguas residuales de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Se utilizaron reactores de vidrio tipo batch de 500 mL a los cuales se le agregó 10% de lodo anaerobio (50 mL) 40% de agua residual municipal (200 mL) y se le adicionó 1 gramo de espuma de acuerdo a su respectivo tratamiento. Los reactores fueron colocados a temperatura ambiente y homogeneizados de forma manual cada día con el objetivo de formar la biopelícula bacteriana. Se dejaron por 15 días para que se formara la biopelícula.

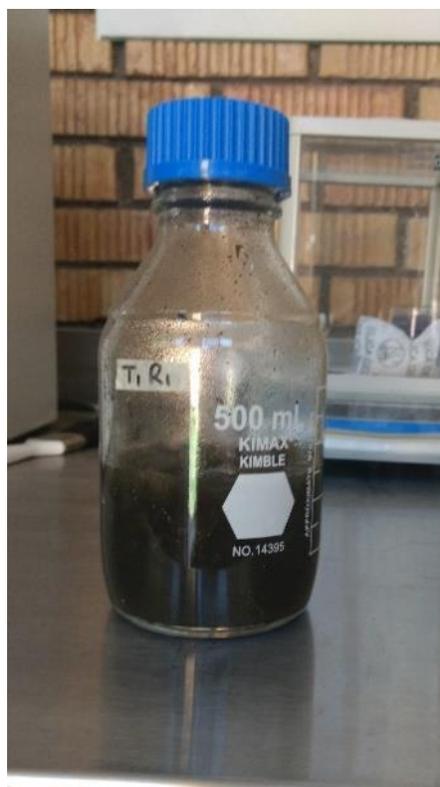


Fig 2.4 Reactores en proceso para la formación de la biopelícula.

2.5 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL EN SISTEMA BATCH

En los reactores batch, se removió el sobrenadante, así como el exceso de lodo granular anaerobio enjuagando posteriormente con agua destilada tanto el reactor como los compósitos y añadiendo 250 mL de agua residual cruda de la planta tratadora del Bosque Urbano Ejército Mexicano (Saltillo Coahuila) para determinar el porcentaje de remoción de materia orgánica en el sistema. Todos los experimentos fueron realizados a temperatura ambiente y por triplicado distribuido de acuerdo a un diseño completamente al azar.



Fig. 2.5 Reactores batch utilizados para el tratamiento de agua residual municipal.

2.6 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

Para la caracterización de los reactores se midieron los parámetros de DQO y nitrato para las normas NMX-AA-030/1-SCFI-2012 y NMX-AA-079-SCFI-2001, respectivamente

2.6.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

El principio químico de la demanda química de oxígeno consiste en que la materia orgánica es oxidada por el dicromato de potasio en un medio fuertemente ácido en presencia de un catalizador (Ag_2SO_4 y H_2SO_4), lo que se traduce a la cantidad de oxígeno en mg/L consumido en la oxidación de las sustancias reductoras que están en un agua. La coloración pasa de un

color amarillo a verde azul y se lee a una absorbancia de 600 nm. Esta es la base de las mediciones de los reactores anaerobios las condiciones de los parámetros de operación para los tratamientos industriales y urbanos.

Los reactivos utilizados para la determinación de la DQO fueron: ácido sulfúrico (96-98%) y dicromato de potasio (96-98%) de ANALYTYKA; sulfato mercúrico (> 98%) y sulfato de plata (> 98%) de JALMEK, S.A. de C.V., y biftalato de potasio (> 99.95%) de FERMONT.

Los materiales utilizados en la determinación de la DQO fueron: digestor HACH DRB/ 200, tubos con tapón de rosca (Hach), espectrofotómetro HACH DR/5000, centrifuga Solbat J600, micropipetas Labmate Soft. 1% 5 mL, 100% 1000 uL.

Se centrifugó la muestra a 3000 RPM durante 3 minutos, después se precalentó el termodigestor y se dejó calentar por 30 minutos, para alcanzar la temperatura adecuada (150°C), posteriormente se tomaron 2.5 mL de cada muestra y se colocaron en tubos Hach. Se adicionó en el tubo Hach, junto con la muestra, 1.5 mL de la solución digestora (dicromato de potasio). Después se añadió 3.5 mL de la solución de ácido plata y al finalizar, se cerró el tubo; fue necesario repetir todos los pasos para realizar un blanco de referencia (agua destilada). Se agitó las muestras lentamente por inversión. Posteriormente se colocaron los tubos en el termodigestor durante 2 horas. Transcurrido este tiempo se sacaron los tubos y se dejaron enfriar a temperatura ambiente, para después leer la absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 600 nm. Finalmente se calculó la concentración de la DQO con la curva estándar.



Fig. 2.6 Centrifugado de las muestras y adición de los reactivos para la determinación de la DQO

2.6.2 Nitratos

El nitrato es una de las formas de nitrógeno de mayor interés en las aguas naturales, residuales y residuales tratadas, se presenta generalmente a nivel de trazas en el agua de superficie, pero puede alcanzar niveles elevados en las subterráneas. El nitrato se encuentra sólo en pequeñas cantidades en las aguas residuales municipal, pero en el diluyente de las plantas de tratamiento biológico desnitrificante, el nitrato puede encontrarse en concentraciones de hasta 30 mg de nitrato por litro.

Los reactivos utilizados para la determinación de nitratos fueron: ácido sulfámico (al 2%) de ANALYTYKA, ácido cromotrópico el cual fue preparado con los reactivos: hidróxido de sodio (96-98%) de CTR, S.A. de C.V. y ácido sulfúrico (96-98%) de ANALYTYKA.

Los materiales utilizados para la determinación de nitratos fueron: Tubos con tapon de rosca, baño de hielo, micropipeta Labmate Soft. 1% 5 ml, 100% 1000 uL, 20% 200 uL, espectrofotómetro HACH DR/5000

Se centrifugó la muestra a 3000 RPM durante 3 minutos, posteriormente se colocaron 500 uL de muestra en un tubo Hach y se colocaron los tubos dentro de un baño de hielo para adicionar 40 uL de ácido sulfámico al 2% y se dejó reposar por 4 minutos. Después se agregó 400 uL de ácido cromotrópico y se dejó reposar por 3 minutos. Por último, se adicionó 2.55 de ácido sulfúrico concentrado y se dejó reposar por 45 minutos. Posteriormente se sacaron los tubos del baño de hielo y se dejó a temperatura ambiente para leer a 410 nm. Se calculó la concentración de nitrato con la curva estándar.

2.6.3 pH

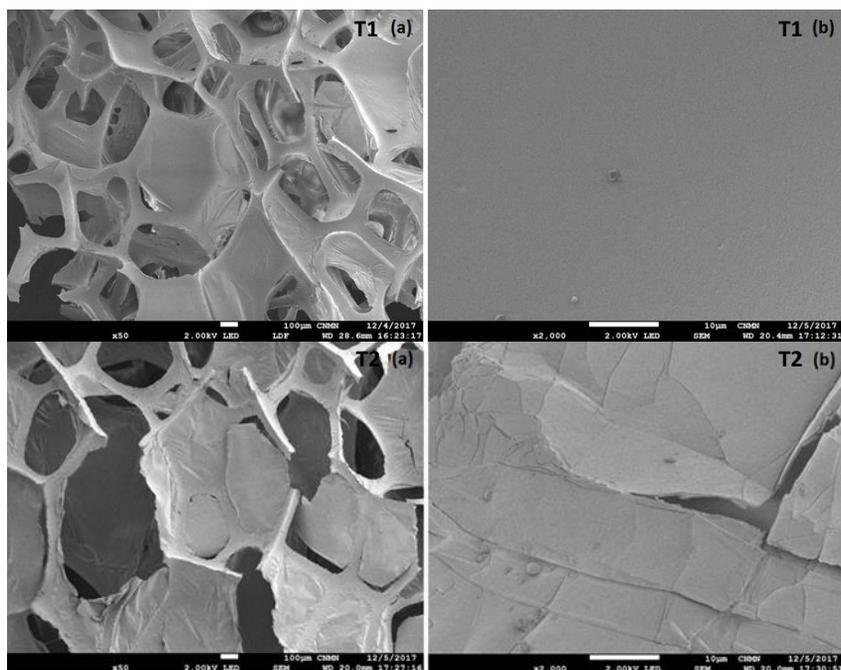
Se determinó el valor de pH, en los tratamientos previamente identificados, cada 24 horas durante todo el experimento. Los valores fueron cuantificados mediante un pH digital marca Hach. Las mediciones fueron obtenidas por triplicado y se reportan los valores promedio para cada tratamiento.

CAPÍTULO III.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1 DETERMINACIÓN DE LA MORFOLOGÍA DE LOS SOPORTES MEDIANTE MICROSCOPIA DE BARRIDO ELECTRÓNICO (SEM)

En la figura 3.1 se muestran las imágenes SEM de la espuma de poliuretano antes de su recubrimiento y posterior a la síntesis del compuesto. En la PU se observa una superficie lisa y uniforme con un tamaño de poro bien definido de un diámetro promedio de 600 μm . En el resto de las imágenes por SEM se puede observar que en los compósitos sintetizados por el método de plasma se forman aglomerados esféricos nanométricos de entre 200 y 300 nm lo que incrementa el área superficial del material lo que promoverá una mayor adhesión de microorganismos anaerobios presentes en el sistema (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2016).



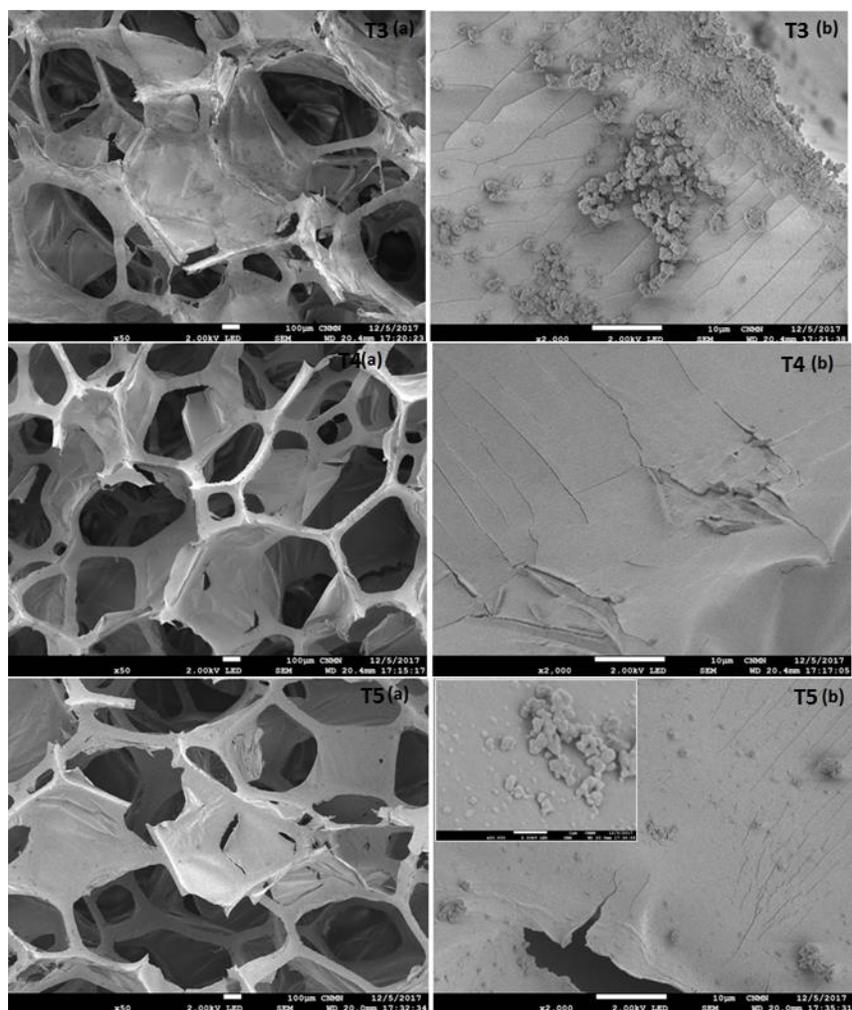


Fig 3.1 Imágenes SEM de los tratamientos estudiados a diferentes aumentos.

3.2 REMOCIÓN DE DQO

Se analizaron los resultados de las muestras tomadas a partir de la formación de la biopelícula, midiendo diferentes parámetros.

En la tabla 3.1 se presentan las concentraciones iniciales y finales, además de los porcentajes de eficiencia de remoción de la DQO en los sistemas batch donde se muestra que la mayor eficiencia de remoción biológica fue en el tratamiento número 4 (PU-PPy-PANi a 50 wtts por 30 minutos en plasma de aire previo), obteniendo una remoción del 60% durante las 144 horas de reacción.

Tabla 3.1 Eficiencia de remoción de la DQO utilizando biofiltros empacados con compósitos de PU-PPy-PANi

Tratamientos	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final (mg/L)	%ER
T1	188.17	96.5	48.71
T2	196.5	106.5	45.80
T3	232.33	109.83	52.72
T4	210.67	83.16	60.52
T5	224	120.25	46.31

En la figura 3.2 se muestra la cinética de remoción de la DQO para los tratamientos estudiados, y se observó que para las primeras 48 horas la velocidad de remoción fue mayor para el tratamiento 4 (PU-PPy-PANi a 50 wtts por 30 minutos en plasma de aire). Existen varios factores que afectan la capacidad de un biorreactor para degradar la materia orgánica e inorgánica presente en el mismo, entre los que más destacan se encuentran la diversidad microbiana y la densidad poblacional de la comunidad adherida al soporte utilizado. Considerando que al aplicar un recubrimiento con polímeros semiconductores a la superficie de un soporte altamente poroso se promoverá la biocompatibilidad del mismo, se deduce que el T₄ produjo una mayor remoción de materia orgánica en la muestra ingresada al sistema batch, debido a que el método de síntesis empleado (por 30 minutos en plasma de aire) fomenta la producción de aglomerados esféricos nanométricos (200-300 nm) que incrementan de forma significativa el área superficial del compósito, y por lo tanto, la relación soporte-microorganismo aumentando a cantidad de biomasa generada (Inagaki *et al.*, 2014).

Se han reportado estudios con biofiltros empacados con espuma de poliuretano (PU) como soporte con los cuales se han obtenido altos porcentajes de remoción de DQO (Quan *et al.*, 2012). Por ejemplo, Chu y Wang (2011) utilizaron un biorreactor de lecho móvil (9.5 L) relleno con espuma de poliuretano grado industrial como soporte (PU) para tratar una muestra de agua residual sintética, logrando remover hasta un 72% de la materia orgánica total en un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 14 horas. Por otra parte, Galindo *et al.*, (2016),

evaluaron un filtro biológico para el post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como soporte, en un reactor secuencial a un TRH de 10.7 h, registraron remociones de DQO de 51.5%. Muñoz *et al.*, (2016), fabricaron un reactor anaerobio de flujo horizontal utilizando como medio de soporte polietilentereftalato (PET) con el cual obtuvieron una eficiencia de remoción de materia orgánica del 85% a un tiempo de retención hidráulica de 24 horas. Kariminiaae-Hamedani *et al.*, (2003), utilizaron un soporte cerámico para la inmovilización de microorganismos en un reactor de flujo continuo, logrando una remoción de hasta un 87% a un tiempo de retención hidráulica de 30.2 horas. Feng *et al.*, (2008), trataron agua residual municipal en un reactor anaerobio a temperatura ambiente, utilizando bambú como soporte para la formación de biopelículas bacterianas obteniendo una eficiencia de remoción constante de DQO del 79% a un TRH de 48 horas. Antonio-Carmona *et al.*, (2015), utilizaron PU polimerizado con pirrol y anilina mediante oxidación química para el tratamiento de aguas municipales en dos reactores de flujo continuo (anaerobio-aerobio), donde después de 14 días obtuvieron eficiencias de remoción de la DQO de hasta 80%. En la figura 3.2 se muestra la remoción de la DQO en función al tiempo durante el tratamiento de agua residual municipal utilizando distintos tipos de soportes sintetizados a partir del método de plasma-polimerización. Se puede observar que dentro de las 24 y 48 horas ocurre una disminución en la DQO y el posterior acenso en el valor cuantificado. Como menciona Antonio-Carmona *et al.* (2015) esto puede deberse a distintos fenómenos como lo son: la hambruna de los microorganismos presentes en la biopelícula debido a un periodo de incubación de 15 días y la posterior alimentación al sistema con agua residual municipal que facilitó el almacenamiento del sustrato y a continuación la desorción de la materia orgánica en el soporte.

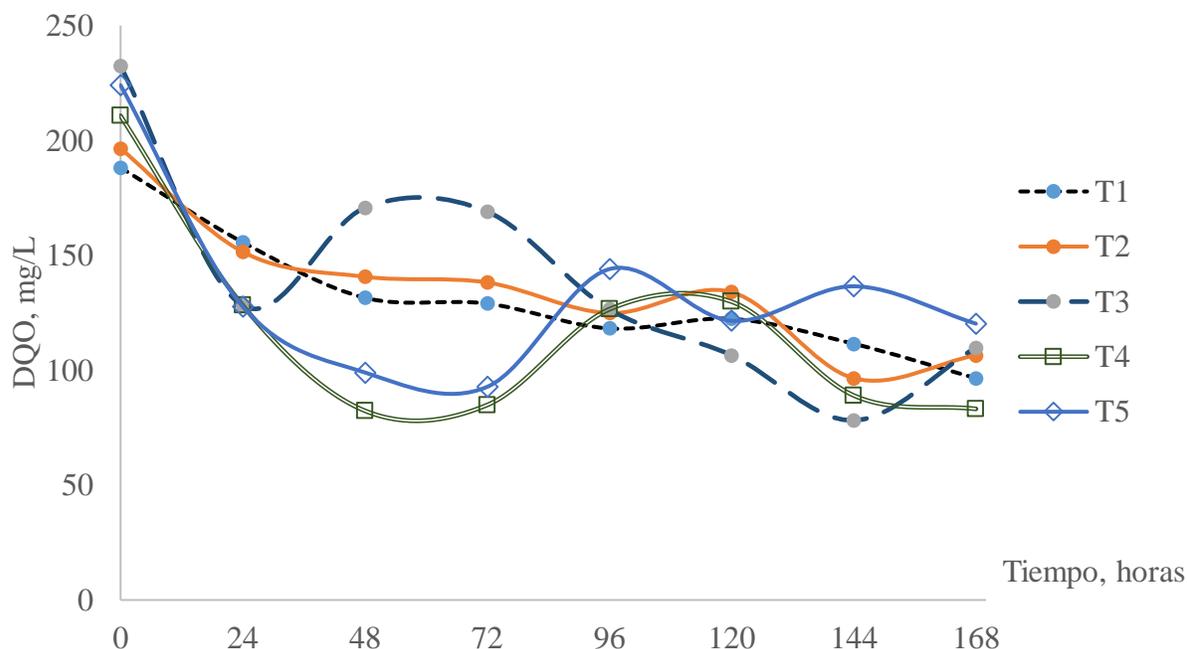


Fig. 3.2 Comportamiento de la demanda química de oxígeno

3.3 REMOCIÓN DE NITRATO

La figura 3.3 muestra el comportamiento de nitrato para los tratamientos estudiados, donde se observó que los tratamientos 3 y 4 produjeron una remoción de hasta el 100% durante las primeras 72 horas de operación. Al igual que en la degradación de la demanda química de oxígeno, se dedujo que la producción de aglomerados esféricos nanométricos fue el principal factor que fomentó la degradación de nitratos en el sistema, al presentarse una mayor cantidad de biomasa en los soportes del tratamiento 3 y 4 que en el resto de los compósitos sintetizados.

Boley *et al.*, (2000), utilizaron distintos polímeros biodegradables como sustrato sólido para la inmovilización de microorganismos y formación de biopelícula, con el objetivo de desnitrificar sistemas acuícolas obteniendo una baja tasa de remoción de este analito (NO_3^{-1}) comparado con otro equipo de sistemas biológicos que utilizan sustratos líquidos. También Welander y Mattiasson (2003), analizaron la remoción de nitritos y nitratos en un reactor con agitación escala laboratorio, utilizando soportes de polipropileno para la obtención de biopelículas bacterianas, estudiando el efecto de la temperatura en la tasa de remoción de

estos compuestos, determinando que a mayor temperatura se incrementa la actividad microbiana y por lo tanto los resultados son favorecedores. Por otra parte, Xu *et al.*, (2009), aplicaron olotes en biorreactores de flujo ascendente a escala laboratorio como fuente de carbono y soporte para la formación de biopelículas microbianas durante el proceso de desnitrificación de aguas residuales obteniendo tasas de remoción de hasta 0.203 kg/ (m³*d). En cambio, Zhang *et al.* (2009), inmovilizaron *Thiobacillus denitrificans* en una matriz de alcohol polivinilico como soportes para la remoción de nitratos en una muestra de agua contaminada obteniendo una eficiencia de remoción de hasta 57%.

Tabla 3.2. Cinética del comportamiento de nitratos en un sistema batch anaerobio

Tratamientos	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final (mg/L)	%ER
T1	2.37	0.68	71.12
T2	2.18	1.70	21.91
T3	2.13	0	100
T4	2.48	0	100
T5	1.91	0.74	61

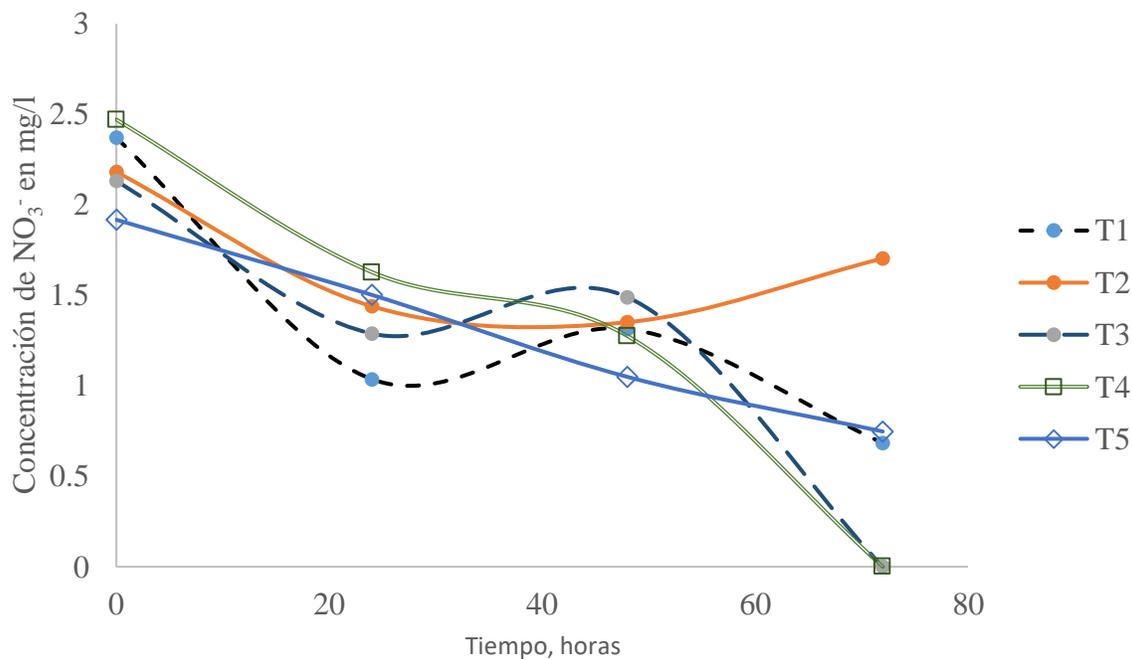


Fig. 3.3 Comportamiento del ión nitrato

La tabla 3.3 muestra una comparación de los resultados obtenidos en este proyecto con otros reportados de diferentes autores, cuyos parámetros experimentales se asemejan a lo realizado.

Tabla 3.3 Sistemas utilizados en el tratamiento de aguas residuales domésticas

Tipo de Reactor	Tipo de Soporte	% de Remoción DQO	% de Remoción Nitrato	Referencia
Batch	Lodos activados	-	80	Blackburne & Keller (2008)
Secuencial	Grafito granular	87	-	Ditzig & Logan (2007)
Batch	Lodo como inculo/Células libres	-	4	Xiuhong <i>et al.</i> , (2008)

Batch	Lodos activados	83	60	Fernandes <i>et al.</i> , (2013)
Batch	Lodos activados	92.7	-	Alam <i>et al.</i> , (2003)
Secuencial	Material a base de carbono	75	44	Uygun & Karg, (2004)
RAFA	Lodos activados	94	-	Moawad <i>et al.</i> , (2009)
RAFA	Lodos activados	20	-	Tawfik <i>et al.</i> , (2008)
Batch	Lodo como inoculo/Células libres	91	78	Debik & Manav, (2010)
Batch	Compósito a base de carbono	95.9	-	Devi & Dahiya (2008)
Batch	Poliuretano	86	-	Ratusznei <i>et al.</i> , (2000)
Secuencial	Poliuretano	66	-	Sarti <i>et al.</i> , (2007)
Batch	Poliuretano	83	-	Ratusznei <i>et al.</i> , (2001)
Secuencial	Compósito a base de carbono	75.2	-	Ahmad & Hameed, (2009)
Batch	Compósito a base de carbono	65	-	Sabbah <i>et al.</i> , (2004)
Secuencial	Fibras de dimeticona (PDMS)	95	-	Yamagita <i>et al.</i> , (1994)
Batch bioelectroquímico	Compósito de PPy y NT de carbono	78	-	Tang <i>et al.</i> , (2015)

3.4 pH

El pH es un parámetro muy importante a considerar durante el proceso de tratamiento de aguas residuales municipales. Dependiendo del valor resultante (ácido o básico) se decidirá si la muestra tratada requiere un tratamiento secundario o si es posible reutilizarla de manera directa en otro tipo de procesos industriales (Haaken *et al.*, 2014). En la figura 3.4 se presentan los valores de pH obtenidos al aplicar distintos tipos de compósitos de PU-PPy-PANi durante el tratamiento de una muestra de agua residual municipal cruda, observando un comportamiento similar para todos los tratamientos utilizados (curva sinusoidal), arrojando un valor final promedio de entre 7 y 7.3. Estas cifras son adecuadas si tomamos en cuenta que gran parte del agua municipal tratada es reincorporada a mantos acuíferos superficiales (ríos, lagos, arroyos, etc.), evitando su contaminación por fenómenos como la acidificación y alcalinización (Grady *et al.*, 2011).

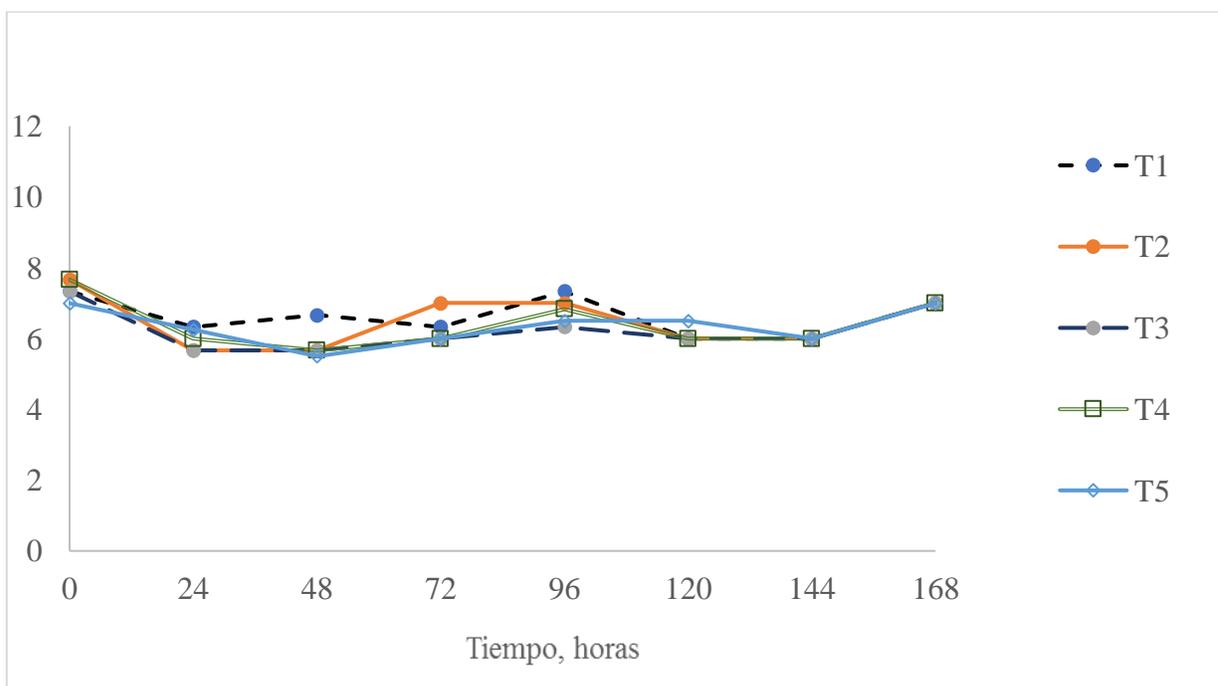


Fig. 3.4 Comportamiento del pH.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran un gran potencial para el uso de compósitos semiconductores como soporte para la formación de biopelículas bacterianas (biofiltros) que promueven a su vez el tratamiento de aguas residuales municipales. La modificación superficial de espuma de poliuretano, mediante su recubrimiento con polipirrol y polianilina sintetizados a partir el método de plasma polimerización incrementó considerablemente la adhesión de microorganismos y la remoción de materia orgánica en los sistemas batch estudiados. El tratamiento que presentó mejores resultados fue el tratamiento 4 (PU-PPy-PANi a 50 wtts por 30 minutos en plasma de aire) en el que se lograron porcentajes de remoción de hasta el 60% de DQO y el 100% de nitratos, para las primeras 168 y 72 horas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acevedo, L., Moya, H., Gualdron, A., Montaña, Á., y González, C. (2014). Electropolimerización de polianilina dopada con cenizas volantes y clinker sobre acero al carbono en solución de ácido oxálico. *Revista Colombiana de Materiales*, (5), 323-331.
2. Adekunle, K. F., y Okolie, J. A. (2015). A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 6(03), 205.
3. Alam, M. Z., Fakhru'l-Razi, A., & Molla, A. H. (2003). Biosolids accumulation and biodegradation of domestic wastewater treatment plant sludge by developed liquid state bioconversion process using a batch fermenter. *Water research*, 37(15), 3569-3578.
4. Álvarez, M., y Mavares, D. (2012). Construcción de reactor biopelícula con soportes móviles y membranas para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Digital de Investigación y Postgrado*, 2(2), 143-152.
5. Antonio-Carmona, I. D., Martínez-Amador, S. Y., Martínez-Gutiérrez, H., Ovando-Medina, V. M., y González-Ortega, O. (2015). Semiconducting polyurethane/polypyrrole/polyaniline for microorganism immobilization and wastewater treatment in anaerobic/aerobic sequential packed bed reactors. *Journal of Applied Polymer Science*, 132(28).
6. Arango bedoya, Oscar., y sanches e sousa, Luciana. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(2), 24-31.
7. Arias Padilla, J. (2007). Síntesis y caracterización de polímeros conductores situadas y su aplicación en electrocatálisis. Universidad de Alicante. *Ingeniería*
8. Bassante Acuña, N. S. (2018). Evaluación del efecto de polímeros conductores en el tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando celdas de combustible microbianas *Bachelor's Thesis, Quito: UCE*.
9. Belmonte, C. M. A., y Pérez, D. F. (2015). Evaluación de un reactor anaerobio y humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. *Jóvenes en la ciencia*, 1(2), 1491-1495.

10. Bermudez, G. S., y López, G. V. (2016). Tratamiento de Aguas Residuales. *Programa Verano UAGro*, Volumen 7.
11. Blackburne, R., Yuan, Z., y Keller, J. (2008). Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Water Research*, 42(8-9), 2166-2176.
12. Boley, A., Müller, W. R., y Haider, G. (2000). Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1), 75-85.
13. Carmona, I. D. A., Medina, V. M. O., de la Garza, J. A. R., y Amador, S. Y. M. (2015, junio) Efecto del tiempo de retención hidráulica en un sistema de biofiltros empacados con compositos de Poliuretano-Polipirrol-Polianilina. Poster presentado al XVI Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería, Jalisco, México.
14. Carrasquero, S., Matos, E., Saras, F., Pire, M., Colina, G., yDíaz, A. (2014). Evaluación de la eficiencia de un reactor por carga secuencial tratando aguas residuales provenientes de un matadero de reses. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, 29(3), 7-16.
15. Casierra-Martínez, H., Casalins-Blanco, J., Vargas-Ramírez, X., y Caselles-Osorio, A. (2016). Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 97-111.
16. Castellano, P. M. A., Camargo, C. A. C., y Granados, N. R. P. (2015). Análisis de interferencia de parámetros físicos del agua, en desinfección por radiación UV. *Revista de Tecnología*, 14(2), 105-112.
17. Chu, L., y Wang, J. (2011). Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, 83(1), 63-68.
18. CONAGUA. (2016). Estadísticas Del Agua En México Edición 2016. file:///D:/articulos/CONAGUA%20-%20UNESCO/EAM_2016.pdf

19. Da Cámara, L., Hernández, M., Paz, L., y Gómez, M. G. (2014). Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. <http://uniciencia.ambientalex.info/infoCT/Mandisplatraaguresaliar.pdf>
20. De la Peña, M. E., Ducci, J., y Zamora Plascencia, V. (2013). Tratamiento de aguas residuales en México. *Inter-American Development Bank*.
21. Debik, E., y Manav, N. (2010). Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 33(5), 533-540.
22. Devi, R., y Dahiya, R. P. (2008). COD and BOD removal from domestic wastewater generated in decentralised sectors. *Bioresource Technology*, 99(2), 344-349.
23. Díaz-Cuenca, E., Alvarado-Granados, A.R., y Camacho-Calzada, K E. (2012) El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera*, 14(1)
24. Ditzig, J., Liu, H., y Logan, B. E. (2007). Production of hydrogen from domestic wastewater using a bioelectrochemically assisted microbial reactor (BEAMR). *International Journal of Hydrogen Energy*, 32(13), 2296-2304.
25. Estanques, G. (2 de mayo de 2014). Tratamiento de aguas residuales. Obtenido de <http://tratamientodeaguasresiduales.net/tipos/>
26. Feng, H., Hu, L., Mahmood, Q., Qiu, C., Fang, C., y Shen, D. (2008). Anaerobic domestic wastewater treatment with bamboo carrier anaerobic baffled reactor. *International Biodeterioration y Biodegradation*, 62(3), 232-238.
27. Fernandes, H., Jungles, M. K., Hoffmann, H., Antonio, R. V., y Costa, R. H. (2013). Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: performance and diversity of microbial communities. *Bioresource Technology*, 132, 262-268.
28. Flamm, D. L., y Auciello, O. (2012). Plasma deposition, treatment, and etching of polymers: the treatment and etching of polymers. *Elsevier*.

29. Forero, J. E., Ortiz, O. P., y Ríos, F. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *CTyF Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3(1).
30. Galindo, A., Toncel, E., y Rincón, N. (2016). Evaluation of a biological filter as post-treatment wastewater unit using sea shells as support material. *Revista ION*, 29(2), 39-50.
31. Galvín, R. M. (2012). Procesos fisicoquímicos en depuración de aguas. *Ed. Díaz de Santos, Madrid*.
32. Gómez-Duarte, O. (2018). Contaminación de aguas en países de bajos y medianos recursos es un problema de salud pública global. *Revista de la Facultad de Medicina*, 66(1), 7-8.
33. Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., y Filipe, C. D. (2011). *Biological wastewater treatment*, CRC press.
34. Haaken, D., Dittmar, T., Schmalz, V., y Worch, E. (2014). Desinfección de aguas residuales tratadas biológicamente y prevención del bioensuciamiento mediante tecnología híbrida UV/electrólisis: factor de influencia y límites para la reutilización de aguas residuales domésticas. *Investigación del agua*, 52, 20-28.
35. Hernández, D. B. S., Cortés, J. M. V., y Calderón, E. j. h. (2014) La biofiltración: Una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales. Índice, 56. *Revista de la sociedad Química de México*
36. Hernández, M. A. C., y Pérez, D. F. (2015). Evaluación de un reactor anaerobio y humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. *Jóvenes en la Ciencia*, 1(2), 1913-1917.
37. Hernando Ortega, N. (2017). *Estudio de la eliminación de Diclofenaco en aguas residuales mediante fotocatalisis heterogénea con TiO₂*. Universidad de Valladolid. Escuela de Ingenierías Industriales.
38. Huertas, R. A. P. (2016). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción Limpia*, 10(2).
39. Inagaki, N. (2014). Plasma surface modification and plasma polymerization. *CRC Press*.

40. Iñiguez-Covarrubias, G., y Camacho-López, A. (2011). Evaluación de un reactor de manto de lodo con flujo ascendente (UASB) con cambios de velocidad de alimentación. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 12(2), 199-208.
41. Kariminiaae-Hamedani, H. R., Kanda, K., y Kato, F. (2003). Wastewater treatment with bacteria immobilized onto a ceramic carrier in an aerated system. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(2), 128-132.
42. Lapo, B., Muñoz, M., Romero, H., Pozo, M., y Ayala, H. (2015). PET y PP usado como medios de crecimiento de biopelícula fija aplicada al tratamiento aerobio de aguas residuales domésticas. *Blucher Chemical Engineering Proceedings*, 1(2), 6522-6530.
43. Lizardo, N. R., Montero, A. G., Leal, J. M., Quintero, E. B., Montiel, A. D., y Ferrer, S. C. (2014). Eficiencia de un reactor anaeróbico de doble cámara (RADCA) para el tratamiento de glucosa. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 47(2).
44. Mamani, E. J. Q. (2016). Determinación de la Velocidad de Sedimentación de SST en Aguas Residuales de una Planta de Tratamiento Primario de una Industria Papelera. *Revista de Investigación Universitaria*, 4(1).
45. Mejía-López, A., Cabrera, M., y Carrillo, Y. (2017). Remoción de contaminantes orgánicos presentes en agua residual doméstica mediante prototipo a escala de laboratorio. *Ingeniería*.
46. Moawad, A., Mahmoud, U. F., El-Khateeb, M. A., y El-Molla, E. (2009). Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 242(1-3), 325-335.
47. Monge, S. A., y Brenes, B. M. (2016). Contaminación del agua. *Biocenosis*, 20(1-2). *Revista de la sociedad Química de México*
48. Monzón, J. I. T., Esteban-García, A. L., y De Florio, L. O. Tecnologías de biopelícula innovadoras para la depuración de aguas residuales: veinticinco años de investigación del Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria. *Ingeniería*.

49. Muñoz, M., Reina, J., y Aldás, M. B. (2016). Evaluación de un reactor aerobio piloto con medio de soporte de polietilentereftalato (PET) para tratamiento de efluente lechero. *Enfoque UTE*, 7(4), pp-31.
50. Naves, P. L. F., y García, F. S. (2010). Formación de biopelículas por "Escherichia coli" y su correlación con factores de virulencia: prevención y actividad de antimicrobianos frente a organismos planctónicos y asociados a biopelículas. Universidad complutense de Madrid. *Revista de la sociedad Química de México*
51. NMX-AA-030/2-SCFI-2011. (2011). Análisis de Agua – Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas – Método de Prueba – Parte 2 – Determinación del Índice de la Demanda Química de Oxígeno – Método de Tubo Sellado a Pequeña Escala. Secretaría de Economía, México.
52. NMX-AA-079-SCFI-2001. (2001). Análisis de Aguas - Determinación de Nitratos en Aguas Naturales, Potables, Residuales y Residuales Tratadas - Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-079-1986). Secretaría de Economía, México.
53. Padrón-Gamboa, G., Arias-Marín E. M., Romero-García, J., Benavides-Mendoza, A., Zamora-Rodríguez, J., y García-Rodríguez, s. P. (2004). Efecto de la cáscara de cacao en la obtención de espumas de poliuretano para uso hortícola. Propiedades físicas y de biodegradabilidad. *Revista de la sociedad Química de México*, 48(2), 156-164.
54. Peceros Melchor, M. V. (2018). Elaboración y Caracterización de Electrodo Híbridos Polipirrol/Fe₃O₄ y su Aplicación en el Tratamiento de un Efluente industrial Textil. *Revista de la sociedad Química de México*
55. Pérez-Rodríguez, P., Ovando-Medina, V. M., Martínez-Amador, S. Y., y Rodríguez-de la Garza, J. A. (2016). Bioanode of polyurethane/graphite/polypyrrole composite in microbial fuel cells. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 21(2), 305-313.

56. Rafael, C. A. L. L. Z., Guzmán, R. O. M. A., Gonzalo, R. P. E. R. S., Pablos, H. K. N. P., y Caldera, R. P. V. A. 2017 El agua en México. *Revista de la sociedad Química de México*
57. Ramírez, J. E. S., Bouzas, A., Seco, A., y Usach, M. F. G. (2015). Estudio del proceso de desnitrificación en un reactor SBR alimentado con el afluente de un reactor anaerobio de membranas sumergidas SANMER. *Ingeniería y Región, 12(2)*, 79-86.
58. Ratusznei, S. M., Rodrigues, J. A. D., Camargo, E. F. M., Zaiat, M., y Borzani, W. (2000). Feasibility of a stirred anaerobic sequencing batch reactor containing immobilized biomass for wastewater treatment. *Bioresource Technology, 75(2)*, 127-132.
59. Ratusznei, S. M., Rodrigues, J. A. D., Camargo, E. F. M., Zaiat, M., y Borzani, W. (2001). Influence of agitation rate on the performance of a stirred anaerobic sequencing batch reactor containing immobilized biomass. *Water Science and Technology, 44(4)*, 305-312.
60. Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestión Integral de Tratamiento de Aguas Residuales, 1(1)*, 8-15.
61. Rojas-Higuera, N., Sánchez-Garibello, A., Matiz-Villamil, A., Salcedo-Reyes, J. C., Carrascal-Camacho, A. K., y Pedroza-Rodríguez, A. M. (2010). Evaluación de tres métodos para la inactivación de coliformes y *Escherichia coli* presentes en agua residual doméstica, empleada para riego. *Universitas Scientiarum, 15(2)*.
62. Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., y Ortiz-Hernández, M. A. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 25(3)*, 157-167.
63. Sarduy Bermúdez, L., y González Díaz, M. E. (2016). La biopelícula: una nueva concepción de la placa dentobacteriana. *Medicentro Electrónica, 20(3)*, 167-175.
64. Sarti, A., Garcia, M. L., Zaiat, M., y Foresti, E. (2007). Domestic sewage treatment in a pilot-scale anaerobic sequencing batch biofilm reactor (ASBBR). *Resources, Conservation and Recycling, 51(1)*, 237-247.

65. Sens, M. L., PIZZOLATTI, B. S., Iza Mondardo, R., y Romero, L. G. (2013). La filtración inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas. *Interciencia*, 38(4).
66. Silva, J., Torres, P., y Madera, C. (2008). Reúso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 26(2)
67. Suárez, W. A. B., Varón, J. C. O., y Perea, S. A. P. (2016). Inmovilización microbiana en polímeros sintéticos para el tratamiento de aguas residuales. *Nova*, 14(26), 99-106.
68. Tang, X., Li, H., Du, Z., Wang, W., y Ng, H. Y. (2015). Conductive polypyrrole hydrogels and carbon nanotubes composite as an anode for microbial fuel cells. *Rsc Advances*, 5(63), 50968-50974.
69. Tawfik, A., Sobhey, M., y Badawy, M. (2008). Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). *Desalination*, 227(1-3), 167-177.
70. Tello Toral, C. D. (2017). Generación de lodos activados a partir de coagulantes naturales y efluentes parcialmente degradados de reactores biológicos *Udlapark Bachelor's Thesis*, Quito: Universidad de las Américas, 2017).
71. Toriz, R., Daniel, E., Córdova, C., de Jesús, F., y Suárez Herrera, M. A. (2006). Remoción de metales pesados con carbón activado como soporte de biomasa. *Ingenierías*, 9(31), 59-64.
72. Torres Lozada, P., y Pérez, A. (2010). Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (9).
73. Torres, P., Pérez, A., Cajigas, Á. A., Jurado, C., y Ortiz, N. (2007). Selección de inóculos para el tratamiento anaerobio de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (6).
74. Torres, P., Rodríguez, J. A., y Uribe, I. E. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. *Scientia et Technica*, 3(23).

75. Uygur, A., y Kargı, F. (2004). Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*, 71(1), 9-14.
76. Vanegas, M., Correa, N., Morales, A., Martínez, A., Rúgeles, L., y Jiménez, F. (2009). Resistencia a antibióticos de bacterias aisladas de biopelículas en una planta de alimentos. *Revista MVZ Córdoba*, 14(2).
77. Vázquez-Solano, A. L., Amador-Hernandez, J., Colunga-Urbina, E., Rios-González, L., Garza-García, Y., y de la Garza-Rodriguez, I. M. (2014). Biorremoción de cromo (VI) con biopelículas soportadas en fibra de ixtle en reactores batch. *Revista de la sociedad Química de México*
78. Veliz Lorenzo, E., Llanes Ocaña, J. G., Asela Fernández, L., y Bataller Venta, M. (2009). Reúso de aguas residuales domésticas para riego agrícola. Valoración crítica. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 40(1).
79. Villanueva, C. M., Manolis, K., y Grimalt, J. O. (2001). Cloración del agua potable y efectos sobre la salud: revisión de estudios epidemiológicos. *Medicina Clínica*, 117(1), 27-35.
80. Welander, U., y Mattiasson, B. (2003). Denitrification at low temperatures using a suspended carrier biofilm process. *Water Research*, 37(10), 2394-2398.
81. WWDR. (2015). Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015. Agua Para Un Mundo Sostenible. Datos Y Cifras. http://www.unesco.org/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015_Facts_Figures_SPA_web.pdf
82. Xiuhong, L. I. U., Yi, P. E. N. G., Changyong, W. U., Takigawa, A. K. I. O., & Yongzhen, P. E. N. G. (2008). Nitrous oxide production during nitrogen removal from domestic wastewater in lab-scale sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 20(6), 641-645.
83. Xu, Z. X., Shao, L., Yin, H. L., Chu, H. Q., y Yao, Y. J. (2009). Biological denitrification using corncobs as a carbon source and biofilm carrier. *Water Environment Research*, 81(3), 242-247.

84. Yamagiwa, K., Ohkawa, A., & Hirasa, O. (1994). Simultaneous organic carbon removal and nitrification by biofilm formed on oxygen enrichment membrane. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 27(5), 638-643.
85. Yáñez Flores, S. G. (2018). Evaluación de la contaminación del agua mediante parámetros físico químicos en las desembocaduras de los principales afluentes y efluente del Lago San Pablo, provincia de Imbabura (año 2017) (*Bachelor's Thesis*, Quito: UCE).
86. Zhang, Z., Lei, Z., He, X., Zhang, Z., Yang, Y., y Sugiura, N. (2009). Nitrate removal by *Thiobacillus denitrificans* immobilized on poly (vinyl alcohol) carriers. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 1090-1095.