

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA



Monitoreo de un Sistema Bioelectroquímico a Escala Planta Piloto en el Tratamiento de  
Agua Residual Municipal de Mayo a Diciembre del 2018

Por:

**LEONARDO ALONSO PADILLA TOVAR**

TESIS

Presentada como requisito para obtener el título de:

**INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA**

Saltillo, Coahuila, México

Diciembre 2020

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO  
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA  
DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA

Monitoreo de un Sistema Bioelectroquímico a Escala Planta Piloto en el Tratamiento de  
Agua Residual Municipal de Mayo a Diciembre del 2018

Por:


**LEONARDO ALONSO PADILLA TOVAR**


TESIS

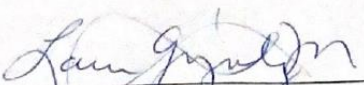
Presentada como requisito para obtener el título de:

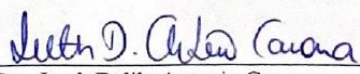
**INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA**


Aprobada por el Comité de Asesoría:

  
Dra. Silvia Yudith Martínez Amador  
Asesor Principal Interno

  
Dr. José Antonio Rodríguez de la Garza  
Asesor Principal Externo

  
M.C. Laura María González Méndez  
Coasesor

  
Dra. Iveth Dalila Antonio Carmona  
Coasesor

  
Dr. José Antonio González Fuentes  
Coordinador de la División de Agronomía  
Saltillo, Coahuila, México  
Diciembre 2020



## **DEDICATORIA**

### **A mi familia**

Principalmente a mis padres, Juanita y Gerardo, pues sin ellos no lo habría logrado, con su apoyo y esfuerzo me han permitido llegar a donde estoy y cumplir esta meta. A mi padre por heredarme el amor hacia la naturaleza y el gusto por esta universidad y a mi madre por ser un ejemplo de superación y esfuerzo.

A mis hermanos Gerardo y Raúl por su apoyo incondicional, por su preocupación por mi y por estar siempre que los necesito.

A mis sobrinos Said y Alí, por las sonrisas y los buenos momentos que me han regalado desde su nacimiento.

### **A mis amigos**

Por apoyarme en este proyecto y a lo largo de mi estancia en la universidad, por compartir sus conocimientos y por extenderme la mano en momentos difíciles.

### **A Dios**

Por darme sabiduría para superar los obstáculos y dificultades a lo largo de estos años y permitirme cumplir este proceso satisfactoriamente.

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por darme la oportunidad de cumplir este sueño, por otorgarme los conocimientos y experiencias que me marcaron en estos cinco años y me permitieron crecer en lo profesional y lo personal.

A mis asesores de tesis, en especial a la Dra. Silvia Yudith Martínez Amador, por sus consejos, su guía y su apoyo constante, no solo en este proyecto sino durante toda mi estancia en la universidad.

A mi familia, por siempre apoyarme, con su paciencia y esfuerzo pude cumplir esta meta.

A mis amigos Juanita y Joaquín, por el equipo que formamos durante cinco años y ayudarme de forma desinteresada siempre. A Yedid, Hilde, Juan Carlos y Selene, por convertirse en mi familia en Cartagena, gracias por su apoyo y todos los buenos momentos.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

DEDICATORIA .....	III
AGRADECIMIENTOS .....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VIII
ÍNDICE DE TABLAS .....	VIII
ABREVIATURAS.....	IXX
RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN .....	2
2. OBJETIVO GENERAL .....	4
2.1. Objetivos específicos .....	4
3. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
3.1. Los conflictos por el agua en perspectiva histórica .....	5
3.2. Aguas residuales urbanas .....	6
3.3. Tratamiento biológico de aguas residuales .....	9
3.4. Tratamiento anaerobio de aguas residuales.....	10
3.5. Fases de la digestión anaerobia .....	12
3.5.1. Hidrólisis .....	12
3.5.2 Fermentación anaerobia .....	12
3.5.3. Acetogénesis .....	13
3.5.4. Metanogénesis.....	13
3.6. Tratamiento aerobio de aguas residuales .....	14
3.7. Metabolismo microbiano .....	16
3.8. Sistemas bioelectroquímicos.....	17
4. MATERIALES Y MÉTODOS .....	20
4.1. Ubicación del experimento .....	20
4.2. Tipo de agua y lugar de colecta .....	20
4.3. Material experimental .....	20
4.4. Parámetros evaluados.....	22
4.5. Métodos analíticos .....	22
4.5.1 pH.....	22
4.5.2. Temperatura .....	22
4.5.3. Conductividad eléctrica.....	22
4.6. Determinación de la demanda química de oxígeno .....	23

4.7. Determinación de sólidos totales y sólidos suspendidos totales de acuerdo a la Norma mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015 .....	25
4.8. Determinación de coliformes totales y coliformes fecales de acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2015 .....	29
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	34
5.1. pH.....	34
5.2. Temperatura .....	35
5.3. Demanda química de oxígeno (DQO).....	37
5.4. Sólidos totales, sólidos suspendidos totales, coliformes totales y coliformes fecales.....	39
5.5. Analitos presentes en el agua tratada .....	41
5.6. Conductividad eléctrica.....	44
6. CONCLUSIONES .....	45
7. REFERENCIAS .....	46

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Fases de la digestión anaerobia y poblaciones microbianas; 1) bacterias hidrolíticas-acidogénicas; 2) bacterias acetogénicas; 3) bacterias homoacetogénicas; 4) arqueas metanógenas hidrogenotróficas; 5) arqueas metanógenas acetoclásicas (Solera-del Río, 2014) .....	14
Figura 2. Esquema de SBE para dos escenarios, (A) potencial de la celda si es positivo, típica celda microbiana; (B) potencial de la celda si es negativo (requiere voltaje adicional) (Gadkari <i>et al.</i> , 2018) .....	19
Figura 3. Partes del sistema bioelectroquímico (Pérez-Rodríguez <i>et al.</i> , 2018) .....	20
Figura 4. Sistema bioelectroquímico utilizado en la investigación .....	21
Figura 5. Comportamiento del pH en influente y efluente .....	34
Figura 6. Relación del porcentaje de remoción de DQO en función de la temperatura máxima y mínima .....	36
Figura 7. Comportamiento de la demanda química de oxígeno .....	37
Figura 8. Muestra del agua residual municipal .....	40
Figura 9. Muestra del agua residual tratada .....	40

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Evolución de la cobertura del suministro de servicios de agua y saneamiento en las áreas urbanas de México (1990-2005), en porcentajes y cifras (Torregrosa <i>et al.</i> , 2017).....	6
Tabla 2. Grado de contaminación de las aguas residuales urbanas (Osorio-Robles <i>et al.</i> , 2010).....	8
Tabla 3. Tipos de tratamientos biológicos anaerobios (Veritas, 2008).....	11
Tabla 4. Comparación de la concentración de sólidos totales, sólidos suspendidos totales, coliformes totales y coliformes fecales en el agua residual municipal sin tatar y el agua residual tratada.....	39
Tabla 5. Analitos presentes en el agua residual municipal sin tatar y el agua residual tratada.....	42
Tabla 6. Conductividad eléctrica promedio del agua residual municipal y el agua residual tratada.....	46



## **ABREVIATURAS**

ARM: agua residual municipal

ARMT: agua residual municipal tratada

CCM: celdas de combustibles microbianas

CDM: celdas de desalinización microbiana

CE: conductividad eléctrica

CEM: celdas de electrólisis microbiana

CESM: celdas de electrosíntesis microbiana

CF: coliformes fecales

CT: coliformes totales

EPU: espuma de poliuretano

DQO: demanda química de oxígeno

SBE: sistema bioelectroquímico

SST: sólidos suspendidos totales

ST: sólidos totales

TRH: tiempo de residencia hidráulica

## **RESUMEN**

Esta investigación, cuyo objetivo es monitorear el desempeño de un sistema bioelectroquímico (SBE) para el tratamiento de aguas residuales municipales (ARM), se presenta como un proyecto factible debido a la eficiencia y estabilidad que muestra. La investigación se llevó a cabo a temperatura ambiente y al agua residual sin tratar y al agua residual municipal tratada (ARMT) se les realizaron pruebas para determinar la calidad. Se determinó la demanda química de oxígeno (DQO) donde se presentó una remoción de hasta el 96%, se hizo un análisis de la remoción de DQO en función a la temperatura y se observó que el SBE es más eficiente a temperaturas altas. El pH se mantuvo en un rango de 7 a 8 en el ARM y en el ARMT fue de 5 a 7 la mayor parte del tiempo, siendo 6 el más frecuente, a excepción de algunos días donde el pH bajó hasta 3.5. La remoción de sólidos totales (ST) fue de 20% y la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) resultó más eficiente con un valor de 92.75%. En cuanto a los parámetros microbiológicos se presentaron  $10 \times 10^{10}$  NMP/100mL de coliformes totales (CT) y de coliformes fecales (CF) en el ARM mientras que en el ARMT se encontraron 1600 NMP/100mL de CT y 289 NMP/100mL de CF. La conductividad eléctrica (CE) del ARM fue mayor de 999  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y el ARMT tuvo una CE promedio de 309.4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Se determinaron los analitos presentes en el ARMT y se encontró que los metales pesados As, Cd, Cu, Cr, Ni y Pb no están presentes en el agua, mientras que el Zn está presente en muy baja cantidad. Los elementos esenciales para las plantas como el Ca, K, Mg, Na, P, Si y Fe si se encuentran en el agua, lo cual resulta benéfico.

Palabras clave: sistema bioelectroquímico, tratamiento de aguas residuales, agua residual municipal.

## 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, en México se enfrentan grandes desafíos en materia de degradación ambiental, uno de los más importantes de la cantidad y calidad del agua. Este problema está relacionado con los conflictos globales acerca del crecimiento demográfico acelerado y la urbanización, en donde se lleva a cabo un uso intensivo y manejo inadecuado de recursos naturales. La contaminación del agua superficial y subterránea está relacionada con las descargas directas e indirectas de aguas residuales y con la disposición de residuos sólidos y procesos de infiltración de contaminantes del subsuelo. En el país el 73% de las aguas superficiales y aproximadamente 40 de 653 acuíferos presentan diferentes grados de contaminación antropogénica (Lezama y Graizbord, 2012).

A nivel nacional, el 33% de las cuencas presentan una presión hídrica considerable provocada por los asentamientos humanos y la actividad agrícola. La disponibilidad de agua de buena calidad se ve limitada por la falta de saneamiento; en el país para el año 2008, solo el 35% de las aguas residuales municipales y el 18% de las industriales se sometieron a tratamiento y la mayoría se descargó en cuerpos de aguas naturales. Aunque las aguas sean tratadas, no se remueven los patógenos y sólidos suspendidos totalmente, por lo que los cuerpos de agua resultan gravemente contaminados (Riojas-Rodriguez *et al.*, 2013). Las aguas residuales municipales (ARM), se originan en los hogares, instituciones, oficinas e industrias, pueden presentarse diluidas con aguas de lluvia, aguas subterráneas y aguas superficiales. Se debe promover el tratamiento de aguas residuales y existen diferentes métodos para hacerlo, como los físicos, químicos y biológicos.

El tratamiento biológico tiene como objetivo degradar o absorber la materia disuelta, coloidal o sedimentable en flóculos biológicos y biopelículas, y los compuestos solubles que incluyen la materia orgánica biodegradable o no biodegradable. Este tratamiento se basa en la capacidad natural de las bacterias para cerrar los ciclos elementales, como el del carbono, nitrógeno o fósforo, en la tierra. El diseño de los procesos biológicos se basa en la creación y explotación de nichos ecológicos para la selección de microorganismos mejores adaptados a las condiciones de los sistemas (López-Vazquez *et al.*, 2017).

Los sistemas bioelectroquímicos (SBE) son dispositivos que se basan en la capacidad de algunos microorganismos para catalizar diferentes reacciones electroquímicas, específicamente, reacciones que involucren una transferencia de electrones, como las de óxido-reducción. Según su modo de aplicación y operación se pueden clasificar en cuatro grandes categorías: celdas de electrólisis microbiana (CEM) que producen compuestos químicos inorgánicos como hidrógeno, celdas de electrosíntesis microbiana (CESM) para la síntesis de compuestos orgánicos; y celdas de desalinización microbiana (CDM) utilizadas para la desalinización del agua y otras funciones; y celdas de combustibles microbianas (CCM) para la generación de energía eléctrica. Las CCM son dispositivos que utilizan a los microorganismos para oxidar la materia orgánica e inorgánica y generar energía eléctrica. Consisten en dos electrodos, un ánodo y un cátodo, que están unidos por un cable externo formando un circuito eléctrico completo, además tienen compartimientos en donde se encuentran los electrodos y están separados por una membrana permeable solo a protones (Aguilar-González *et al.*, 2016).

## **2. OBJETIVO GENERAL**

Monitorear el desempeño de un SBE a escala planta piloto para el tratamiento de ARM por un período de siete meses.

### **2.1. Objetivos específicos**

1. Determinar los parámetros de remoción como demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), pH, por un periodo siete meses en un SBE.
2. Realizar un análisis de los resultados con el fin de conocer el desempeño del SBE.

### **3. REVISIÓN DE LITERATURA**

#### **3.1. Los conflictos por el agua en perspectiva histórica**

Los conflictos urbanos que se encuentran relacionados con las fuentes de agua y el servicio de suministro han sido un tema de gran importancia en México durante siglos. Las características hidrológicas y climáticas presentes en el país han desempeñado un gran papel en esta situación, además México se ubica entre los 19 y 31 grados de latitud, que es la región que concentra los desiertos y zonas áridas más extensos del planeta. Solo dos tercios de las precipitaciones anuales ocurren en la estación de lluvias, es decir, de junio a septiembre y el patrón de precipitación se caracteriza por una variabilidad interanual muy elevada.

Las cifras establecidas en la tabla 1 muestran la cobertura y saneamiento en las áreas urbanas de México, sin embargo, las cifras no reflejan el hecho de que la calidad de los servicios y, lo que es más importante, la calidad del agua distribuida para el consumo humano, es sumamente irregular. Un análisis basado en datos de la Secretaría de Salud sugiere que del agua distribuida para el consumo humano solo el 25% se somete a procesos de purificación adicionales a la simple desinfección con cloro, lo cual se considera insuficiente dados los altos niveles de contaminación que afectan a las fuentes hídricas. De igual forma, los datos generales en la tabla también encubren el hecho de que la calidad de los servicios proporcionados varía considerablemente, tal como lo sugiere que tan solo en la Ciudad de México alrededor de 1.1 millones de personas (14% de la población) tiene que comprar a expendedores informales de agua de dudosa calidad y a altos precios (Torregrosa *et al.*, 2017).

Tabla 1. Evolución de la cobertura del suministro de servicios de agua y saneamiento en las áreas urbanas de México (1990-2005), en porcentajes y cifras (Torregrosa *et al.*, 2017).

<i>Año</i>	<i>Población urbana</i>	<i>Población urbana con abastecimiento de agua (% y cifras)</i>	<i>Población urbana con servicios de saneamiento (% y cifras)</i>
1990	57 300 000	89.4 (51 200 000)	79.0 (45 300 000)
1995	66 700 000	92.9 (62 000 000)	87.8 (58 500 000)
2000	71 100 000	94.6 (67 300 000)	89.6 (63 800 000)
2005	76 300 000	95.2 (72 600 000)	94.6 (72 200 000)

México ha logrado realizar avances en el sector del agua, incluyendo un sistema funcional de derechos de agua, un sistema legislativo comprensivo y una autoridad nacional del agua, sin embargo, el país aún enfrenta desafíos significativos relacionados con la sostenibilidad, eficiencia económica y la equidad. El aumento de la demanda de agua en México es provocado por el crecimiento económico y poblacional, es por eso que ahora se hace frente a la llamada “crisis del agua”. Esta situación ha llevado a la explotación de 100 de sus 653 acuíferos, que representa más de la mitad de la extracción del agua subterránea del país (Guerrero-García-Rojas *et al.*, 2012).

El agua no potable que es inducida por bombeo y que numerosas poblaciones de México reciben es proveniente de fuentes subterráneas que llegan a tener mineralización natural con exceso de elementos, o bien, que ha sido perturbada de forma antrópica. El cambio de la calidad del agua que se consume está relacionado con la forma de extracción subterránea. Esto ha provocado enfermedades que llegan a causar la muerte y dificulta la posibilidad de una vida saludable en millones de personas (de la Fuente, 2007).

### **3.2. Aguas residuales urbanas**

Las aguas residuales son aquellos líquidos que provienen de las actividades antropogénicas, caracterizados por presentar una fracción de agua y un elevado porcentaje de residuos contaminantes. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) la define como “agua que no tiene valor inmediato para el fin para

el que se utilizó ni para el propósito para el que se produjo debido a su calidad, cantidad o al momento en que se dispone de ella...”.

Las aguas residuales municipales o urbanas son aquellas derivadas de las actividades humanas desarrolladas en el ámbito doméstico, en el que se distinguen dos fuentes principales:

- Las excreciones, que son los residuos que forman las deposiciones, sólidas y líquidas, humanas. Las heces están compuestas de agua (65% aproximadamente), bacterias, grasas, materia inorgánica, proteínas, fibra no digerida y componentes de los jugos digestivos. La orina cuenta con un pH de 6 y cationes como el sodio, potasio o calcio, aniones como el cloro y sulfatos y están presentes compuestos orgánicos como ácidos grasos, ácido úrico, alcoholes, aminoácidos, glúcidos, urea, entre otros.
- Los residuos domésticos son generados en los hogares, servicios e industrias. Se incluyen los residuos que se generan en aparatos eléctricos y electrónicos, en ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres, así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria (López-del Pino y Martín-Calderón, 2017).

Entre los distintos contaminantes que contiene el ARM, cabe destacar la materia orgánica, que contiene compuestos de naturaleza reductora, por lo que consumen oxígeno, y pueden estar presentes de forma coloidal o disuelta, además presentan elementos de naturaleza inorgánica que llegan a contener sustancias tóxicas o peligrosas.

La materia orgánica no biodegradable es biológicamente inerte y pasa a través de un sistema de tratamiento biológico sin modificarse, y se puede diferenciar por su estado físico: soluble o particulada. A su vez, la materia orgánica biodegradable puede dividirse en dos grupos: rápidamente biodegradable y lentamente biodegradable (Osorio-Robles *et al.*, 2010). En la tabla 2 se presentan los parámetros y grados de contaminación del ARM.

Además de los contaminantes antes mencionados existen los “contaminantes de preocupación emergente”, los cuales aún no se encuentran regulados. Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química cuya presencia en el



medio ambiente, o las posibles consecuencias, han pasado inadvertidas en los últimos años. Se sabe relativamente poco o nada acerca de su presencia e impacto en el ambiente y ,por tanto, precisan más investigación (Barceló y López, 2008). Los contaminantes emergentes incluyen productos farmacéuticos, productos de higiene personal, retardantes de llama y muchos otros. Residuos de estos productos han sido encontrados en agua superficial, agua subterránea, agua residual, e incluso en agua potable, y su continua aparición en el ambiente acuático es un problema de gran importancia actualmente (Fatta-Kassinis *et al.*, 2016).

Tabla 2. Grado de contaminación de las aguas residuales urbanas (Osorio-Robles *et al.*, 2010).

Parámetros	Contaminación fuerte	Contaminación media	Contaminación débil
Sólidos totales	1000	500	200
Sólidos totales fijos	300	150	80
Sólidos totales volátiles	700	350	120
Sólidos en suspensión	500	300	100
Sólidos en suspensión fijos	100	50	30
Sólidos en suspensión volátiles	400	250	70
Sólidos disueltos	500	200	100
Sólidos disueltos fijos	200	100	50
Sólidos disueltos sedimentables	300	100	50
Sólidos sedimentables	250	180	40
Sólidos sedimentables fijos	150	108	24
Sólidos sedimentables volátiles	100	72	16
DBO	400	220	110
DQO	1000	500	250
COT	290	160	80
N <sub>total</sub>	86	50	25
N <sub>orgánico</sub>	35	20	10
NH <sub>4</sub>	50	30	15

NO <sub>3</sub>	0.4	0.2	0.1
NO <sub>2</sub>	0.1	0.05	0.0
P <sub>total</sub>	15	8	4
P <sub>orgánico</sub>	5	3	1
P <sub>inorgánico</sub>	10	5	3
pH	6-9	6-9	6-9
Grasas	150	100	50

### 3.3. Tratamiento biológico de aguas residuales

El tratamiento de las aguas residuales es un tema prioritario a nivel mundial, ya que es de vital importancia disponer de agua de buena calidad y en cantidad suficiente, esto se ve reflejado en una mejora a la salud, al ambiente y a la calidad de vida. En México a causa de la insuficiente infraestructura, los altos costos y la falta de personal capacitado, sólo el 36% de las aguas residuales reciben algún tipo de tratamiento, esto crea la necesidad de desarrollar tecnologías para su tratamiento (Romero-Aguilar *et al.*, 2009).

El propósito del tratamiento del agua residual es remover los contaminantes que puedan dañar el ambiente acuático si es que se descargan en éste. Debido a los efectos negativos de una baja concentración de oxígeno disuelto en el medio acuático, históricamente los tratamientos se han enfocado en la remoción de contaminantes que agoten el oxígeno disuelto en las aguas receptoras. Actualmente los tratamientos biológicos se enfocan en operaciones que remuevan la materia orgánica en general. Esto ocurre en un proceso aerobio mientras los microorganismos utilizan la materia orgánica como fuente de alimento, transformando una porción del carbono en biomasa nueva y el resto en dióxido de carbono, dejando el agua libre de la materia orgánica original (Grady *et al.*, 2011).

El tratamiento biológico de aguas residuales en las plantas tratadoras se compone principalmente de dos procesos: el tratamiento para la eliminación de carbono orgánico y nutrientes del agua residual y el proceso de tratamiento con lodos activados para la

disposición del exceso o residuos de éstos mismos. Comparado con otros métodos, el tratamiento biológico tiene menores requerimientos químicos y de energía conservando una eficiencia de remoción satisfactoria, haciendo de este método el más económico y ecológico para el tratamiento de aguas residuales municipales (Liu *et al.*, 2019).

El tratamiento biológico anaeróbico tiene varias ventajas sobre el tratamiento aerobio, como la recuperación de energía neta o la baja producción de lodos excedentes. Algunos investigadores han reportado gran eficiencia para la remoción de metales pesados, aceites, grasas y sólidos suspendidos. Aún con las características mencionada muchos investigadores se siguen enfocando en tratamientos aerobios, principalmente por la alta sensibilidad de la biomasa anaeróbica hacia el estrés osmótico y por otros componentes potencialmente tóxicos dentro del agua. Además la degradación de alcanos y otros hidrocarburos es más lenta y menos eficiente en los tratamientos anaerobios (Sudmalis *et al.*, 2018).

Las industrias deben controlar el crecimiento microbiano en el agua residual tratada para proteger la salud pública. En algunos países europeos donde el uso de residuos oxidantes son menos comunes, la protección del agua de origen y el tratamiento avanzado de barreras múltiples se aplican estrictamente para minimizar la cantidad de carbono orgánico biodegradable que ingresa al sistema de distribución, evitando el crecimiento de organismos en caso de insuficiente inactivación o regeneración debido a materiales inapropiados en las cañerías (de Vera y Wert, 2019).

### **3.4. Tratamiento anaerobio de aguas residuales**

La digestión anaerobia, también llamada biometanización, consiste en un proceso biológico en ausencia de oxígeno, en el cual la materia orgánica se transforma, gracias a la acción de varios grupos de bacterias y arqueas, esto da lugar a un biogás y a un digerido (residuo estabilizado) como productos finales. La producción de lodos en este proceso es baja, debido a que solo el 10% de la energía producida se emplea para el crecimiento bacteriano.

El biogás está formado básicamente por metano (CH<sub>4</sub>), y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), las proporciones de estos componentes dependen del tipo de residuo a tratar. El digerido es un residuo orgánico que está fuertemente degradado o estabilizado, por lo tanto, puede ser utilizado como enmienda fertilizante en agricultura, de forma directa o después de ser sometido a un proceso de separación sólido-líquido y posteriormente la estabilización de la fracción sólida por medio de composta (Solera-del Río, 2014).

El tratamiento anaerobio es una de las tecnologías más antiguas para la estabilización de aguas residuales, principalmente domésticas, para el tratamiento de lodos en digestores y en depuradoras de plantas de tratamiento municipales. El tratamiento consiste en un proceso que es realizado por microorganismos específicos que en ausencia de oxígeno transforman la materia orgánica en una mezcla de gases, principalmente metano y CO<sub>2</sub> (Vivanco *et al.*, 2018).

Tabla 3. Tipos de tratamientos biológicos anaerobios (Veritas, 2008).

<p><b>Cultivo en Suspensión</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Proceso de descomposición de materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular.</li> <li>• Se aplica para la estabilización de lodos concentrados resultantes del tratamiento de agua residual y otros residuos.</li> <li>•</li> </ul>
<p><b>Cultivo fijo</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Los microorganismos están fijos en un soporte sólido, sin aportación de aire. Existen dos tipos:</li> <li>• Filtro anaerobio: el agua fluye en sentido ascendente por una columna rellena de medios sólidos en el que están fijas y produce el desarrollo de bacterias anaerobias.</li> <li>• Lecho expandido: el agua residual se bombea a través de un lecho de material adecuado, como el carbón, arena o conglomerados en los que se desarrolla el cultivo biológico.</li> </ul>

El tratamiento anaeróbico de aguas residuales se ha convertido en una tecnología muy competitiva en las últimas décadas. Muchos tipos de agua contaminada orgánicamente, incluso aquellos que anteriormente se creían que no eran adecuados para el tratamiento anaerobio, se tratan mediante procesos de conversión anaeróbicos de alta velocidad. Este

tipo de tratamiento puede dar lugar a una reducción del exceso de producción de lodos hasta en 90% (van Lier, 2008).

### **3.5. Fases de la digestión anaerobia**

Stronach *et al.*, (2012), proponen seis pasos para la conversión anaerobia de compuestos orgánicos de alto peso molecular a metano y CO<sub>2</sub>. Estos pasos son:

- 1) Hidrólisis de proteínas, lípidos y carbohidratos;
- 2) Fermentación de azúcares y aminoácidos;
- 3) Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes;
- 4) Oxidación anaerobia de compuestos intermedios como los ácidos grasos volátiles (con excepción del acetato);
- 5) Conversión de acetato a metano; y,
- 6) Conversión de H<sub>2</sub> a metano.

#### **3.5.1. Hidrólisis**

Es la descomposición biológica de polímeros orgánicos en moléculas más pequeñas (monómeros y dímeros) que son capaces de atravesar la membrana celular, llevado a cabo por enzimas denominadas hidrolasas, que solubilizan la materia orgánica y rompen enlaces específicos con ayuda de agua para poder ser utilizadas.

Dentro de las bacterias anaerobias que participan en la hidrólisis se encuentran *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium* que interactúan con algunas bacterias de la familia *Enterobacteriaceae*.

#### **3.5.2 Fermentación anaerobia**

La fermentación anaeróbica incluye un complejo número de microorganismos que poseen diferentes características y capacidades, durante el proceso de producción del metabolito los productos finales son sustancias orgánicas como el ácido láctico, ácido acético o etanol. En los procesos anaerobios los microorganismos producen mucho menos energía que en los aerobios, y para suplir sus necesidades de energía metabolizan una mayor cantidad de

azúcares por lo que resulta una mayor producción de metabolitos. Estos microorganismos son los encargados de producir el metano en la última etapa del proceso de digestión anaerobia y sólo pueden sobrevivir en ausencia total de oxígeno atmosférico.

Los productos de la hidrólisis principalmente son convertidos en ácidos orgánicos dentro de esta etapa, y en la fermentación como paso siguiente a la hidrólisis el material orgánico soluble es transformado en acetato, ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono. Las bacterias anaerobias utilizan rutas catabólicas de polisacáridos, aminoácidos y glicerol para la producción de glucosa, la cual es utilizada en las rutas de fermentación alcohólica, acética y láctica. Esta fermentación da lugar a alcoholes y ácidos grasos. Los ácidos grasos volátiles son importantes intermediarios para la producción de metano y su concentración es importante para la eficiencia de la metanogénesis.

### **3.5.3. Acetogénesis**

Es la fase en la que se aceleran los procesos metabólicos bacterianos, con transformación enzimática o hidrólisis, de lípidos, proteínas, polisacáridos y ácidos nucleicos, en otros compuestos que serán utilizados como fuentes de energía y como transformación a carbono celular.

En este proceso los ácidos grasos volátiles se convierten en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno. El ácido acético es producido por dos diferentes mecanismos: acetogénesis por hidrogenación, en el cual se produce acetato ( $\text{CH}_3\text{COO}^-$ ) como producto final de la reducción del dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), más hidrógeno (H) y la acetogénesis por deshidrogenación, donde las bacterias son inhibidas por pocas cantidades de oxígeno ( $\text{O}_2$ ) y por lo tanto solo sobreviven en asociaciones con microorganismos que consumen hidrógeno.

### **3.5.4. Metanogénesis**

Es la etapa final de la digestión anaerobia. La formación de metano se da a partir de dos rutas principales. La primera es la acetoclástica, donde los microorganismos crecen principalmente en sustrato (acetato) y la segunda, es la hidrogenotrófica en la cual los microorganismos crecen en sustratos como hidrógeno (H) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Su

metabolismo es característico porque integra las vías biosintéticas y bioenergéticas para la producción de ATP, además cuando existe ausencia de hidrógeno, oxidan compuestos para la obtención de electrones.

Las bacterias metanogénicas son consideradas como las más importantes de todas las involucradas en los procesos anaerobios ya que tienen la capacidad de producir gas metano, a través de la conversión de substratos monocarbonados o con átomos de carbono unidos por un enlace covalente como el acetato, hidrógeno o algunas metilaminas.

Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea, y pueden ser bacilos cortos y largos, cocos con diferentes asociaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos (Corrales *et al.*, 2015).

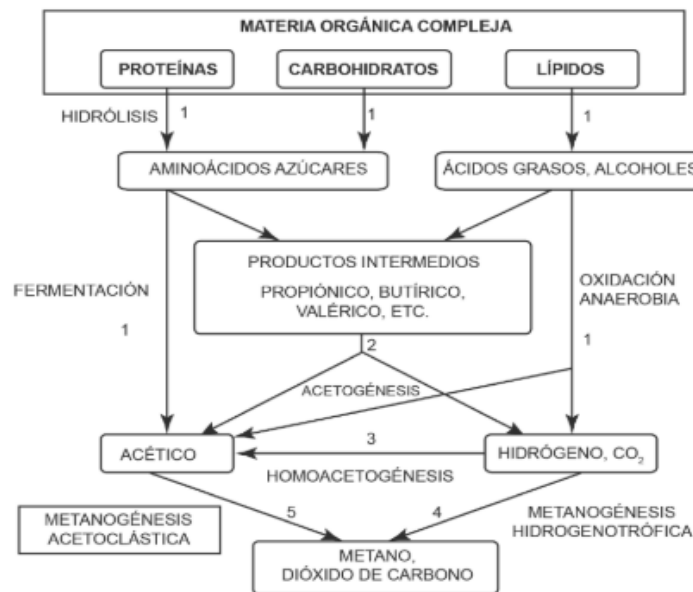


Figura 1. Fases de la digestión anaerobia y poblaciones microbianas; 1) bacterias hidrolíticas-acidogénicas; 2) bacterias acetogénicas; 3) bacterias homoacetogénicas; 4) arqueas metanógenas hidrogenotróficas; 5) arqueas metanógenas acetoclásticas (Solera-del Río, 2014)

### 3.6. Tratamiento aerobio de aguas residuales

La digestión aerobia es la estabilización bioquímica oxidativa de lodos en el agua residual en tanques abiertos o cerrados que están separados del sistema de tratamiento líquido. Este método de digestión está basado en la respiración endógena, donde ocurre una ausencia de sustrato que sirve de alimento y los microorganismos comienzan a digerir su propio

protoplasma para obtener energía. El tejido celular es oxidado a dióxido de carbono, agua, amonio y nitratos. Parte de la energía liberada en la degradación es utilizada para formar nuevo material celular, pero la mayoría es liberada en forma de calor (Wang *et al.*, 2010). Los tratamientos aerobios se explotan para reducir la reactividad biológica de residuos orgánicos antes de desecharlo o para producir fertilizantes orgánicos, dependiendo de la calidad de los residuos orgánicos (Di Maria *et al.*, 2013).

Los procesos de oxidación constituyen métodos muy importantes, prometedores, eficientes y respetuosos con el medio ambiente, desarrollados para eliminar principalmente los contaminantes orgánicos persistentes de las aguas residuales. En general los procesos de oxidación se basan en la generación *in situ* de un poderoso agente oxidante, como los radicales hidroxilo, obtenidos en una concentración suficiente para descontaminar efectivamente las aguas (Oturán y Aaron, 2014).

El objetivo de la oxidación de contaminantes en el agua es “mineralizar”, que significa convertir los contaminantes complejos en simples, relativamente inofensivos y en moléculas inorgánicas:

- Carbono a dióxido de carbono
- Hidrógeno a agua
- Fósforo a fosfatos o ácido fosfórico
- Sulfuro a sulfatos
- Nitrógeno a nitratos
- Halógenos a ácidos halógenos

La oxidación se puede realizar en:

- Compuestos inorgánicos: la remoción de electrones para producir una mayor oxidación.
- Compuestos orgánicos: la combinación de material carbonoso con oxígeno para producir compuestos oxigenados pesados.

Cada oxidación va acompañada por una correspondiente reducción para mantener el balance de las cargas (Parsons, 2004).



La oxidación reduce la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del agua residual, además de la toxicidad. En este tratamiento algunos compuestos son convertidos a dióxido de carbono, agua y biosólidos.

La oxidación bioquímica de compuestos orgánicos disueltos y coloidales es usada comúnmente para aguas residuales industriales o de agricultura. La oxidación biológica remueve preferencialmente los contaminantes orgánicos utilizados como fuente de alimento para llevar a cabo el tratamiento (Ameta y Ameta 2018).

Las reacciones de óxido-reducción (redox) involucran la transferencia de electrones. En la reacción redox una entidad está liberando electrones y otra entidad está recibéndolos. Toda la reacción puede ser formulada por dos medias reacciones, una, produciendo electrones y en la otra reacción, recibéndolos. La sustancia que renuncia a los electrones es oxidada, por lo que es el agente reductor; la sustancia que recibe electrones está siendo reducida, entonces es el agente oxidante (Droste y Gehr, 2018).

### **3.7. Metabolismo microbiano**

Las bacterias, al igual que todos los organismos vivientes, requieren ciertos nutrientes para su desarrollo y crecimiento. Estos nutrientes deben contener aquellos elementos químicos que son constituyentes del material celular y que son necesarios para la actividad enzimática y de transporte. Además estos nutrientes deben proveer a los organismos de materiales para la producción de energía biológica utilizable. Los bioelementos necesarios son:

- **Azufre:** normalmente se utiliza en forma de sulfato, se reduce a nivel de sulfuro y posteriormente es usado para propósitos biosintéticos. Algunos grupos de bacterias dependen de la disponibilidad de compuestos reducidos a sulfuros. Las bacterias metanogénicas crecen solamente en presencia de sulfuro de hidrógeno.
- **Nitrógeno:** es requerido en largas cantidades debido a que representa aproximadamente el 10% de peso seco de las bacterias. Esto ocurre en forma de amoníaco, nitratos, nitritos, compuestos orgánicos nitrogenados y nitrógeno

molecular. La fuente preferida de nitrógeno es el amoníaco, que puede ser utilizada prácticamente por todos los microorganismos.

- Carbono, hidrógeno y oxígeno: pueden ser utilizados por las bacterias en forma de compuestos orgánicos e inorgánicos. Entre los compuestos inorgánicos presentes están el CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O Y O<sub>2</sub>. En la Tierra no hay un solo compuesto orgánico formado por organismos que sea acumulado. Esto quiere decir que todos son degradables. Los microorganismos juegan un importante rol en esta degradación (Gottschalk, 2012).

### **3.8. Sistemas bioelectroquímicos**

Los sistemas bioelectroquímicos (SBE), son un grupo de nuevas tecnologías que se basan en la capacidad de ciertos grupos de microorganismos para catalizar una reacción de oxidación en el ánodo, o una reacción de óxido-reducción en el cátodo. Los SBE se pueden clasificar en tres grupos dependiendo del modo de operación del reactor y del producto final que se produce: 1) Celdas de combustible microbianas (CCM); 2) Celdas de electrólisis microbiana (CEM) y 3) Celdas de desalinización microbiana (CDM) (Farias, 2016).

Los SBE que utilizan microorganismos para facilitar los procesos de oxidación y/o reducción a través de la liberación o captura de electrones de un electrodo han llamado cada vez más la atención en los últimos años, presentándose como una tecnología emergente. Un SBE, así como cualquier otra celda electroquímica, incluye también un ánodo, un cátodo y una membrana de separación (que puede ser opcional), pero la diferencia radica en cómo se catalizan las reacciones electroquímicas. En un SBE las reacciones de los electrodos (en uno o en ambos) se catalizan con la ayuda de microorganismos. Combinando sistemas biológicos vivos con sistemas electroquímicos, los SBE se utilizan para una gran cantidad de aplicaciones, como lo es la generación de electricidad, la producción de hidrógeno, la síntesis de productos químicos de valor agregado, la desalinización y para la remoción de contaminantes (Gadkari *et al.*, 2018).

Actualmente los SBE son un tema de vanguardia para el tratamiento de aguas residuales con contenido orgánico, donde el uso de los electrodos microbianos desempeña una función crucial. Dichos electrodos son modificados por la adhesión de microorganismos (bacterias sésiles), que se encargan de formar una biopelícula sobre la superficie de un electrodo de naturaleza biocompatible y conductora. Bajo estas condiciones las bacterias son capaces de donar o aceptar electrones, según sea su naturaleza y polarización impuesta, lo que favorece la transformación o remoción de materia orgánica (Gallegos-Ortega *et al.*, 2018)

Los SBE presentan una oportunidad prometedora para el tratamiento de aguas residuales y la producción simultánea de electricidad, combustible y productos químicos *in situ*, así como la recuperación de metales pesados.

En la configuración típica de los SBE, las aguas residuales alimentan a la cámara anódica, donde los contaminantes orgánicos se oxidan para producir CO<sub>2</sub>, protones y electrones. Dependiendo del modo de operación, los electrones viajan a través de un circuito para generar electricidad o combinar con CO<sub>2</sub> u otros sustratos y protones (que se difunden a través de una membrana) para producir combustibles o productos químicos en la cámara catódica (Shemfe *et al.*, 2018).

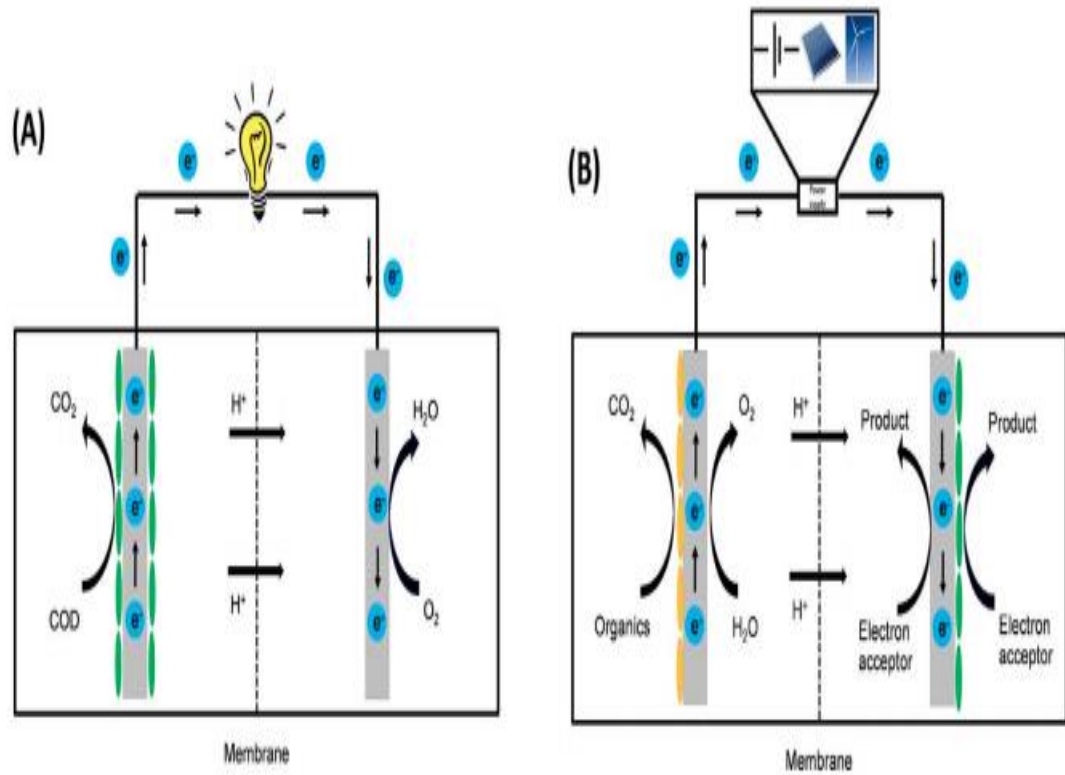


Figura 2. Esquema de SBE para dos escenarios, (A) potencial de la celda si es positivo, típica celda microbiana; (B) potencial de la celda si es negativo (requiere voltaje adicional) (Gadkari *et al.*, 2018).

## **4. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.1. Ubicación del experimento**

El experimento se llevó a cabo en el laboratorio de Biotecnología del Departamento de Botánica de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila.

### **4.2. Tipo de agua y lugar de colecta**

Para el trabajo se colectó agua residual municipal proveniente de la Planta Tratadora de Agua Residual del Bosque Urbano Ejército Mexicano en la ciudad de Saltillo, Coahuila.

### **4.3. Material experimental**

Se utilizó un sistema bioelectroquímico constituido de una celda de combustible microbianas, empacado con espuma de poliuretano (EPU) polimerizada con polipirrol-copolianilina cortada en piezas con forma de discos de 11 cm de diámetro y 0.8 cm. El reactor tiene un volumen total de 12 L, dividido en dos compartimentos, cada uno de 6 L. En el interior del reactor se encuentran 8 electrodos (el ánodo con compósitos de EPU/Grafito/PPy y el cátodo con compósitos de EPU/Grafito) que están acoplados a los compartimentos con varillas de acero inoxidable que funcionan como colector de electrones. Los compartimentos está separados por una membrana de intercambio catiónico (CMI-7000 marca International Membranes Inc.), que fue previamente hidratada en una solución de NaCl al 5% durante 12 horas. (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2018).

El SBE fue alimentado con agua residual municipal por medio de una bomba peristáltica (MANOSTAT, 72,310-000). El ARM entró al compartimento anódico (anaerobio) y después al compartimento catódico (aerobio) que está equipado con un difusor de aire. El procedimiento fue llevado a cabo con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 54 horas.

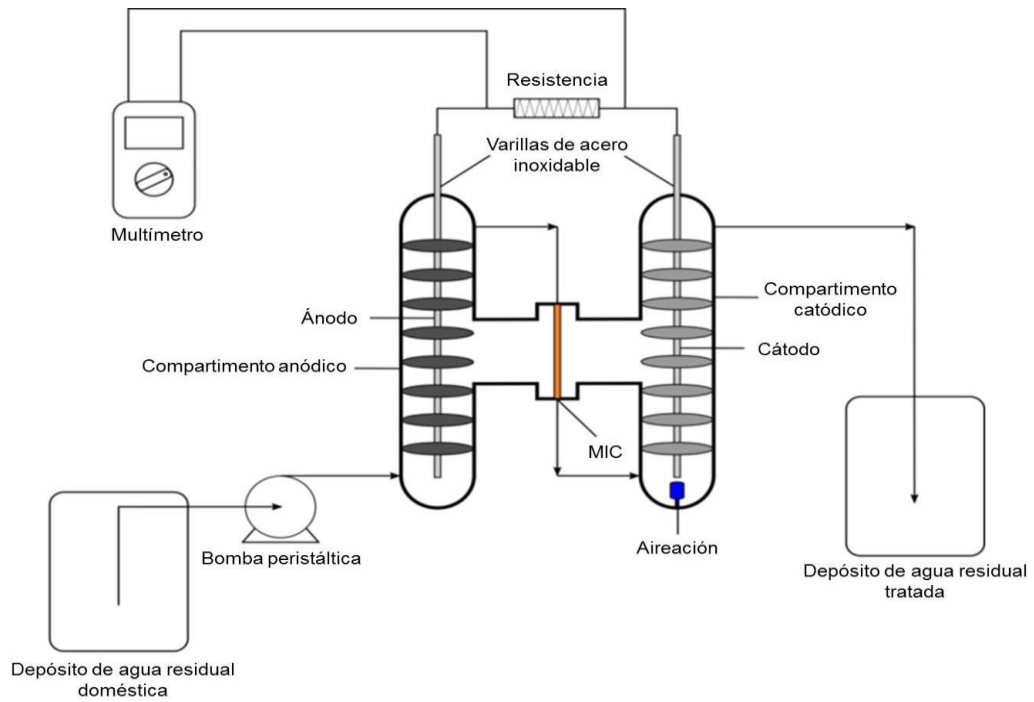


Figura 3. Partes del sistema bioelectroquímico (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2018).



Figura 4. Sistema bioelectroquímico utilizado en la investigación.

#### **4.4. Parámetros evaluados**

En un período de siete meses, se determinó diariamente el pH y la DQO del agua residual tratada, y al agua residual sin tratar se le realizaron las pruebas mensualmente. De forma semestral se evaluaron los sólidos totales (ST), sólidos totales suspendidos (SST), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), conductividad eléctrica (EC) y se realizó un análisis elemental del agua tratada.

#### **4.5. Métodos analíticos**

La DQO (NMX-AA-030/2-SCFI-2011), los sólidos totales, sólidos suspendidos totales (NMX-AA-034-SCFI-2001), las coliformes totales y coliformes fecales (NMX-AA-042-SCFI-2015) fueron determinados en el influente y efluente de cada compartimento, en algunos casos los parámetros se midieron diariamente y otros por mes como los marcan las Normas Mexicanas. Al agua residual municipal y al agua residual tratada se les realizó una determinación de minerales por medio de espectrofotometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente.

##### **4.5.1 pH**

El pH se determinó utilizando un potenciómetro de la marca Analytical Instruments modelos 16WTR001-PHT-026 y en ocasiones se utilizó papel indicador universal marca FERMONT cuando era necesario hacer una confirmación del pH.

##### **4.5.2. Temperatura**

La temperatura ambiental se determinó utilizando un termómetro de mercurio.

##### **4.5.3. Conductividad eléctrica**

La conductividad eléctrica se midió utilizando un medidor multiparamétrico de pH y conductividad de sobremesa Orion Star™ modelo A215.

#### **4.6. Determinación de la demanda química de oxígeno**

Es la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación de la materia orgánica e inorgánica presentes en una muestra de agua. Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO) como la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua, susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. Se expresa en mg/l de oxígeno.

La materia orgánica es oxidada por el dicromato de potasio en un medio fuertemente ácido en presencia del catalizador ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  y  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). La coloración pasa de un color amarillo a verde-azul y se lee a una absorbancia de 620 nanómetros en un espectrofotómetro de UV/Vis. Ésta es la base de las mediciones de los reactores anaerobios las condiciones de los parámetros de operación para los tratamientos de efluentes industriales y urbanos (Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2012).

##### Material y equipo

- Digestor Termorregulador HACH DRB/200
- Tubos Hach con tapón de rosca
- Espectrofotómetro HACH DR/2010
- Micropipetas LABMATE SOFT (1/5000) (100/1000) ml
- Centrifuga SOLBAT J600
- Frascos ámbar de 1 litro
- Matraces de aforación de 1 litro
- Dicromato de potasio( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ )
- Sulfato de mercurio, ( $\text{HgSO}_4$ )
- Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )
- Sulfato de plata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ )
- Biftalato de potasio ( $\text{C}_6\text{H}_4\text{COOHCOOK}$ )



### Solución de dicromato de potasio

Solución digestora para altas concentraciones (mayores a 75 mg DQO/L). Secar durante 2 horas a 103 °C, 20 gramos de dicromato de potasio. Enfriar en un desecador y pesar 10.216 gramos de dicromato, pasar este dicromato a un matraz de aforación de un litro y añadirle 500 ml de agua destilada, adicionar 33.3 gramos de sulfato mercúrico ( $\text{HgSO}_4$ ), adicionar 167 ml de ácido sulfúrico concentrado lentamente por ser una reacción exotérmica en baño de hielo, por último aforar a un litro con agua destilada cuando la mezcla se haya enfriado, en el caso de que no todas las partículas se hayan disuelto, se mezcla con agitación magnética, para después pasar esta mezcla a un frasco ámbar, ya que puede sufrir una descomposición por la luz.

### Solución de ácido sulfúrico plata

Pesar con precisión 15 gramos de sulfato de plata, pasar este compuesto a un matraz de aforación de un litro, aforar a 1 litro con ácido sulfúrico concentrado, dejarlo reposar durante dos días en un lugar seco y oscuro para su completa disolución. Después pasar esta solución a un frasco ámbar.

### Procedimiento

1. En un tubo hach añadir 3.5 ml de la solución de ácido plata y 1.5 ml de la solución de dicromato de potasio.
2. Agregar 2.5 ml de la muestra problema, cerrar bien con el tapón de rosca; es necesario realizar un blanco de referencia (agua destilada).
3. Agitar lentamente por inversión. Colocar los tubos en el Digestor durante 2 horas a 150°C.
4. Sacar los tubos y dejar enfriar a temperatura ambiente. Leer las absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 620 nm.
5. Calcular la concentración de la DQO con la curva estándar.

#### **4.7. Determinación de sólidos totales y sólidos suspendidos totales de acuerdo a la Norma mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015**

Esta norma mexicana establece el método para la medición de sólidos y sales disueltas y aplica para aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Es de aplicación nacional.

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sólidos disueltos así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

Sólidos suspendidos totales (SST): es el material constituido por los sólidos sedimentables, los sólidos suspendidos y coloidales que son retenidos por un filtro de fibra de vidrio con poro de 1,5  $\mu\text{m}$  secado y llevado a masa constante a una temperatura de  $105 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Sólidos Totales (ST): es el residuo que permanece en una cápsula después de evaporar y secar una muestra a una temperatura de  $105 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Equipo:

- a) Horno de secado capaz de mantener una temperatura de  $105 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ .
- b) Balanza analítica calibrada, con una resolución de 0,1 mg.
- c) Mufla eléctrica capaz de mantener una temperatura de  $550 \text{ }^\circ\text{C} \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$ .
- d) Equipo de filtración al vacío.
- e) Parrilla de calentamiento.

Materiales:

- a) Cápsulas de evaporación (porcelana, níquel o platino), del tamaño acorde al volumen de la muestra.
- b) Desecador, provisto con un desecante o con control de humedad.

- c) Filtro de fibra de vidrio. Los filtros deberán ser circulares, con una porosidad de 1,5  $\mu\text{m}$  y del diámetro correspondiente para adaptarse perfectamente en el dispositivo de filtrado.
- d) Soporte de secado: charola de aluminio o Crisol Gooch.
- e) Dispositivo de filtración o Crisol Gooch.
- f) Pinzas para cápsula y/o crisol.
- g) Probeta.

#### Reactivos y patrones:

Todos los productos químicos usados en este método deben ser grado reactivo, a menos que se indique otro grado.

Cuando se indique agua debe entenderse agua que cumpla con las siguientes características: a) Conductividad máx: 5,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 25  $^{\circ}\text{C}$ , y b) pH: 5,0 a 8,0.

El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 7 días y almacenarlas a una temperatura de 4  $^{\circ}\text{C} \pm 2$   $^{\circ}\text{C}$ .

Es conveniente que para muestras provenientes de reactores biológicos el análisis se realice dentro de las 24 h posteriores a la toma de muestra para minimizar la interferencia por generación de biomasa.

Al menos recolectar un mínimo de 600 mL de muestra en envases de plástico o vidrio y taparse inmediatamente después de la recolecta. Pueden utilizarse muestras compuestas o simples. Evitar llenar los recipientes completamente (hasta el borde) para permitir eficientemente la homogenización por medio de la agitación.

#### Procedimiento:

##### Preparación de cápsulas:

Introducir las cápsulas al horno a una temperatura de 105  $^{\circ}\text{C} \pm 2$   $^{\circ}\text{C}$ , 20 min como mínimo. Únicamente en el caso de la medición de sólidos volátiles, las cápsulas posteriormente se

introducen a la mufla a una temperatura de  $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ , durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas al horno. Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 min como mínimo. Pesar las cápsulas y repetir el ciclo horno-desecador y hasta obtener una diferencia  $\leq 0,0005\text{ g}$  en dos pesadas consecutivas. Registrar como  $m_1$  considerando para los cálculos el último valor de la masa.

Preparación de dispositivo de filtración y/o soportes de secado:

Utilizar filtro de fibra de vidrio que adapte al dispositivo de filtración y/o secado y/o charola de aluminio, con la ayuda de unas pinzas colocarlo con la cara rugosa hacia arriba en el dispositivo de secado y/o filtración. El soporte de secado con el filtro se introduce al horno a  $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante 20 min como mínimo, después de este tiempo transferirlo a un desecador. Pesar el dispositivo de filtración y/o soportes de secado y repetir el ciclo horno desecador hasta obtener una diferencia  $\leq 0,0005\text{ g}$  en dos pesadas consecutivas. Registrar como  $m_2$ , considerando para los cálculos el último valor de la masa.

Preparación de la muestra:

Las muestras deben estar a temperatura ambiente al realizar el análisis. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización.

Medición de sólidos suspendidos totales (SST):

Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de acuerdo a las características de esta. Homogeneizar la muestra mediante agitación vigorosa del envase, transferir de forma inmediata y en un solo paso un volumen adecuado de muestra a una probeta.

Filtrar la muestra:

- a) A través del filtro colocado en el crisol Gooch, o
- b) A través del filtro que es tomado de la charola de aluminio y colocado en el equipo de filtración con ayuda de unas pinzas.

Enjuagar la probeta con el volumen suficiente para arrastrar los sólidos y verter en el filtro.

Calcular el contenido de sólidos suspendidos totales (SST) de las muestras como sigue:

$$SST = \frac{(m_6 - m_2)}{V} 1\,000\,000$$

Donde:

$m_2$ : es la masa del soporte de secado con el filtro antes de la filtración, en g.

$m_6$ : es la masa del soporte de secado con el filtro, en g.

$V$ : es el volumen de muestra, en mL.

Medición de sólidos totales (ST):

Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de tal manera que el residuo seco sobre la cápsula se encuentre en un intervalo de masa de 2,5 mg a 200 mg.

Transferir la muestra a la cápsula previamente puesta a masa constante y evaporar a sequedad en el horno de secado a  $105\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ .

En caso de utilizar placa de calentamiento llevar a casi sequedad sin llegar a ebullición de la muestra y posteriormente pasar al horno de secado a  $105\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$  para su secado total por una hora.

Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 min como mínimo. Llevar la cápsula a masa constante repitiendo el ciclo horno-desecador, hasta obtener una diferencia  $\leq 0,0005\text{ g}$  en dos pesadas consecutivas. Registrar como  $m_3$ , la última masa obtenida.

Calcular el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

$$ST = \frac{(m_3 - m_1)}{V} 1\,000\,000$$

Donde:

ST: son los sólidos totales, en mg/L;

$m_3$ : es la masa de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en gramos

$m_1$ : es la masa de la cápsula vacía a masa constante, en gramos

V: es el volumen de muestra, en mL.

#### **4.8. Determinación de coliformes totales y coliformes fecales de acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2015**

La presencia y el grado de contaminación fecal es un factor importante en la evaluación de la calidad de un cuerpo de agua. Examinar muestras de agua para detectar presencia de organismos del grupo de las bacterias coliformes (los cuales normalmente habitan el intestino humano y de otros animales de sangre caliente), provee un indicador de contaminación. Ya que la habilidad de algunos organismos miembros del grupo de las bacterias coliformes de sobrevivir en el agua es limitada, su cantidad puede también ser utilizada para estimar el grado de contaminación fecal reciente.

La presente norma mexicana especifica el método enumeración en agua de organismos coliformes, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* (*E. coli*) mediante cultivo en un medio líquido contenido en tubos múltiples y cálculo de su número más probable en la muestra, en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Es de aplicación nacional.

Organismos coliformes totales (CT): Organismos aerobios o anaerobios facultativos capaces de crecer a 35 °C en un medio líquido de lactosa, con producción de ácido y gas en un período de 48 h.

*Escherichia coli* (*E. coli*): Organismos coliformes fecales (termotolerantes), los cuales además producen indol a partir de triptófano en un lapso de 24 h a 44,5 °C ± 0,2 °C.

Principio:

Inoculación de alícuotas de muestra, diluida o no diluida, en una serie de tubos en medio líquido selectivo conteniendo lactosa. Examen de los tubos después de 24 h y de 48 h

incubados a  $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Subcultivo de cada tubo que muestre turbidez y producción de gas en un medio confirmativo más selectivo y, cuando se busca *E. coli* se subcultiva en un medio donde pueda ser demostrada la formación de indol. Incubación de estos medios confirmativos por un periodo de 24 h a 48 h  $\pm 3$  h ya sea a  $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  para la enumeración de organismos coliformes y de  $44,5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$  por 22 h a 26 h para organismos coliformes termotolerantes y *E. coli*. Mediante tablas estadísticas, cálculo del número más probable (NMP) de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *E. coli* expresadas como contenidas en 100 mL de la muestra a partir del número de tubos positivos en los resultados confirmativos.

Diluyente, medios de cultivo y reactivos:

Materiales básicos:

Usar ingredientes de calidad uniforme y sustancias químicas de grado analítico para la preparación de los medios de cultivo y reactivos, seguir. Usar medios completamente deshidratados y seguir estrictamente las instrucciones del fabricante.

El agua para la preparación de medios de cultivo y disoluciones, debe ser destilada o desionizada libre de sustancias que puedan inhibir el crecimiento, con conductividad  $\leq 5\text{ }\mu\text{S/cm}$ .

Medios de cultivo para prueba presuntiva:

Usar uno de los siguientes medios de cultivo:

Caldo lauril triptosa (lactosa) o caldo lauril sulfato de sodio.

Medios de cultivo para prueba confirmativa:

Caldo lactosa bilis verde brillante para coliformes totales y coliformes fecales

Caldo EC para coliformes fecales termotolerantes

Equipo y materiales:

Horno para esterilización por calor seco con temperatura de  $170\text{ }^{\circ}\text{C}$  a  $175\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante 2 h ó  $180\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante 1 h.

Autoclave que alcance y mantenga una temperatura de al menos 121 °C o una presión manométrica de 103 kPa, durante 15 min.

Incubadora o baño de agua con termostato controlado de 35 °C ± 0,5 °C.

Incubadora o baño de agua con termostato controlado de 44,5 °C ± 0,2 °C.

Medidor de pH

Frascos de vidrio o bolsas estériles para muestreo

Pipetas graduadas estériles

Cajas Petri

Tubos de fermentación (campanas Durham)

Tubos de vidrio con tapón

Asas bacteriológicas

Material común de laboratorio:

Procedimiento:

Prueba presuntiva: antes del examen, mezclar la muestra agitándola vigorosamente para lograr una distribución uniforme de los microorganismos dependiendo de la naturaleza del agua y el contenido bacteriano esperado, hacer las diluciones necesarias en esta etapa. Para preparar la muestra, realizar diluciones e inocular alícuotas en el medio presuntivo. Para alícuotas superiores o iguales a 10 mL, usar tubos conteniendo medio de cultivo de doble concentración.

Utilizar series que constan de por lo menos 3 diluciones: 10 mL, 1,0 mL y 0,1 mL de muestra. Cada serie debe contar con 3 o 5 tubos.

Incubación de los tubos: incubar los tubos inoculados de 24 h a 48 h ± 3 h a 35 °C ± 0,5 °C.

Revisión de los tubos en cultivo presuntivo: examinar los tubos de cultivo a las 24 h de incubación y registrar como reacción positiva aquellos que muestren turbidez y formación de gas en el interior del tubo invertido (tubo de Durham). Continuar la incubación por 24 h ± 3 h en aquellos tubos que no presenten estos cambios y examinar nuevamente.



Pruebas confirmativas: la formación de gas y turbidez son resultados presuntivos de coliformes y es necesario realizar pruebas confirmativas, resembrar cada uno de los tubos con reacción positiva a tubos con caldos para prueba confirmativas según sea la determinación para coliformes totales, coliformes fecales termotolerantes y/o *E. coli*.

Organismos coliformes totales: para confirmar la presencia de organismos coliformes, incubar los tubos con caldo lactosa bilis verde brillante resembrados a  $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  y examinar la producción de gas en un periodo de 24 h a  $48\text{ h} \pm 3\text{ h}$ .

Organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *E. coli*.: para confirmar la presencia de organismos coliformes fecales (termotolerantes), incubar los tubos con caldo EC o con caldo lactosa bilis verde brillante resembrados a una temperatura de  $44,5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$  por  $24\text{ h} \pm 2\text{ h}$  y examinar la producción de gas.

Para confirmar la presencia de *E. coli*, incubar los tubos de agua triptona o agua peptonada resembrados, a  $44,5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$  por  $24\text{ h} \pm 2\text{ h}$ . Después del periodo de incubación adicionar de 0,2 mL a 0,3 mL de reactivo de Kovac o su equivalente, a todos los tubos resembrados; el desarrollo de una coloración roja en la parte superior del tubo después de una agitación suave, denota la producción de indol, característica de la presencia de *E. coli*, para enumerar el NMP/100 mL de *E. coli* se toma en cuenta la serie de tubos utilizada para expresión de resultados.

Expresión de resultados:

Con el número de tubos de las pruebas confirmativas que hayan dado reacciones positivas, calcule el número más probable de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *E. coli* en 100 mL de muestra, refiriéndose a las tablas estadísticas del NMP. En caso de que en la prueba presuntiva no muestre turbidez y producción de gas reportar el valor mínimo expresado en tablas correspondiente al número de tubos empleados.

Cuando se utilicen diluciones diferentes a las establecidas en las tablas, se aplicará la siguiente formula:

$$\frac{\text{NMP}}{100} \text{ mL} = \frac{10}{V} \times F \left( \frac{\text{NMP}}{100} \text{ mL} \right)$$

Dónde:

F= Valor de tablas NMP /mL, este se obtendrá de la combinación de tubos positivos y negativos donde se tengan todos los tubos positivos en una misma dilución y las 2 diluciones posteriores a esa combinación.

V= volumen mayor de muestra

10= factor de dilución

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1. pH

En la figura 5 se muestra el comportamiento del pH en el agua residual sin tratar y el agua tratada. Se observa que en el agua del influente el pH se mantiene estable la mayor parte del tiempo, en un rango entre 7 y 8, estos resultados son similares a los que obtuvieron Mejía-López *et al.*, (2017), que reportaron un pH de 6 a 8 en un período de 2 meses. Los rangos pueden variar ya que las condiciones del agua sin tratar pueden ser diferentes de una colecta a otra. En el agua tratada el pH tiende hacia la neutralidad y entre los días 31 a 40 hay una variación brusca que puede ser debido a la presencia de ácido carbónico y ácidos grasos volátiles o a una migración y difusión de protones lenta a través de la membrana. El pH 6 es el más frecuente la mayor parte del tiempo, esto resulta benéfico para la actividad biológica ya que los microorganismos presentan un crecimiento óptimo en un rango de 6.0 a 8.0 (Chacón-Carrera, 2018), lo que implica una mayor remoción de materia orgánica.

Pequeñas diferencias en las condiciones del SBE, como el pH, pueden provocar un efecto decisivo en el crecimiento de las bacterias, así como crear diferentes microambientes que permiten el desarrollo de diversas comunidades microbianas (Xafenias y Mapelli, 2014). Los gradientes de pH se producen por la acidificación en la cámara anódica y la alcalinización en la cámara catódica, esto es debido a que en el ánodo se producen protones y en el cátodo las reacciones consumen protones. Cuando la migración y difusión de protones en la cámara ánodica a través de la membrana de intercambio es lenta, se produce un pH ácido que resulta en un gran descenso de la actividad bacteriana y esto afecta la transferencia de protones a la cámara catódica (Revelo *et al.*, 2013).

En los procesos anaerobios, el ácido carbónico y los ácidos volátiles son los principales factores que afectan el pH. Cuando toda la alcalinidad del medio no es suficiente para la neutralización de los ácidos volátiles puede ocurrir una caída de pH (Cajigas-Cerón *et al.*, 2005).

Los pH bajos se encuentran íntimamente relacionados con los procesos de descomposición de materia orgánica y liberación de ácidos. Es importante conocer el pH del agua tratada, sin importar cual sea su uso, ya que se pueden determinar efectos tóxicos

si es que existen, además es un parámetro que permite saber si el agua produce efectos en el ambiente y en los diferentes grupos de organismos (Bridgewater, 2007), cuando el agua es descargada a cuerpos de agua o cuando se reúsa en agricultura.

El pH ideal en el suelo para la agricultura es el más próximo a la neutralidad (Urrestarazu-Gavilán *et al.*, 2015), es fundamental conocer los valores de pH en el suelo para determinar la disponibilidad de ciertos elementos para las plantas. Algunos elementos aunque estén presentes en el suelo, dejan de estar disponibles para la planta si hay una variación de pH. El pH entre 6 y 7 es el ideal para la gran mayoría de elementos esenciales que necesitan las plantas (Aguilar-Yáñez, 2014), por lo que si se utiliza el agua para riego ésta tendrá un efecto benéfico para las plantas.

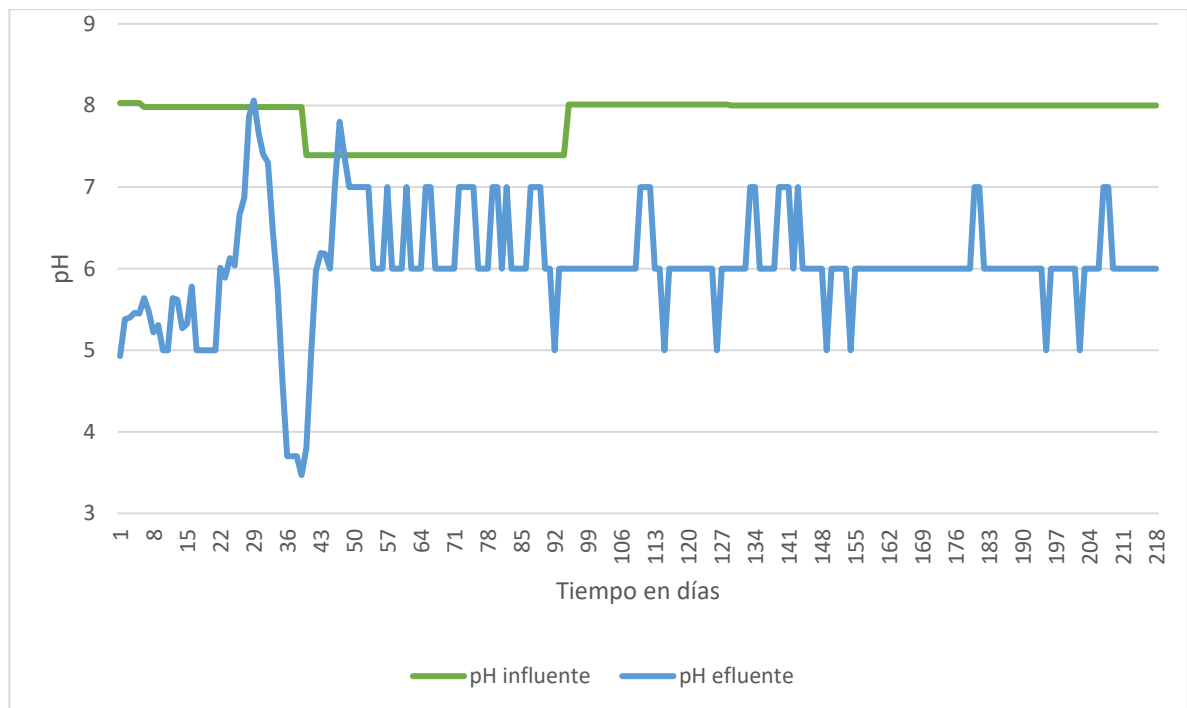


Figura 5. Comportamiento del pH en influente y efluente.

## 5.2. Temperatura

La velocidad de degradación de materia orgánica es superior en rangos termofílicos que en los mesofílicos, presentando un grado mayor de eficacia en dicha remoción y en la destrucción de patógenos, lo cual es de especial importancia si se pretende dar uso al

producto del tratamiento (REC, 2016), este fenómeno se puede observar en la figura 6. En los días donde la temperatura fue más alta se presentó una mayor remoción, tomando en cuenta los miligramos de DQO por litro presentes en el agua residual sin tratar, no obstante, aún cuando la temperatura fue baja en algunos días, la eficiencia de remoción de DQO no se veía afectada de manera drástica. Heidrich *et al.*, (2018), mencionan que los SBE son aptos para operar a bajas temperaturas sin presentar caídas significativas en la remoción de DQO y en su estudio se observó que la temperatura tiene un efecto menor que en otros sistemas anaerobios, esto sucede particularmente cuando se utilizan aguas residuales provenientes de hogares e industrias.

La parte electroquímica de este tipo de sistema generalmente trabaja de forma independiente de la parte biológica y opera mejor a temperaturas muy altas y a un pH más extremo al que los microorganismos pueden sobrevivir (Rabaey *et al.*, 2009), pero en el SBE con el que se realizó la investigación se mantuvo siempre a temperatura ambiente obteniendo resultados favorables.

Los datos obtenidos difieren de lo que mencionan Krishnaraj *et al.* (2019), en donde la variación de temperatura durante la etapa de operación era uno de los principales obstáculos en el proceso.

La presencia de materia orgánica y la temperatura son fundamentales para el metabolismo de las bacterias, este último aspecto es un factor condicionante en las interacciones biológicas y de supervivencia que desarrollan las bacterias (Corrales *et al.*, 2015).

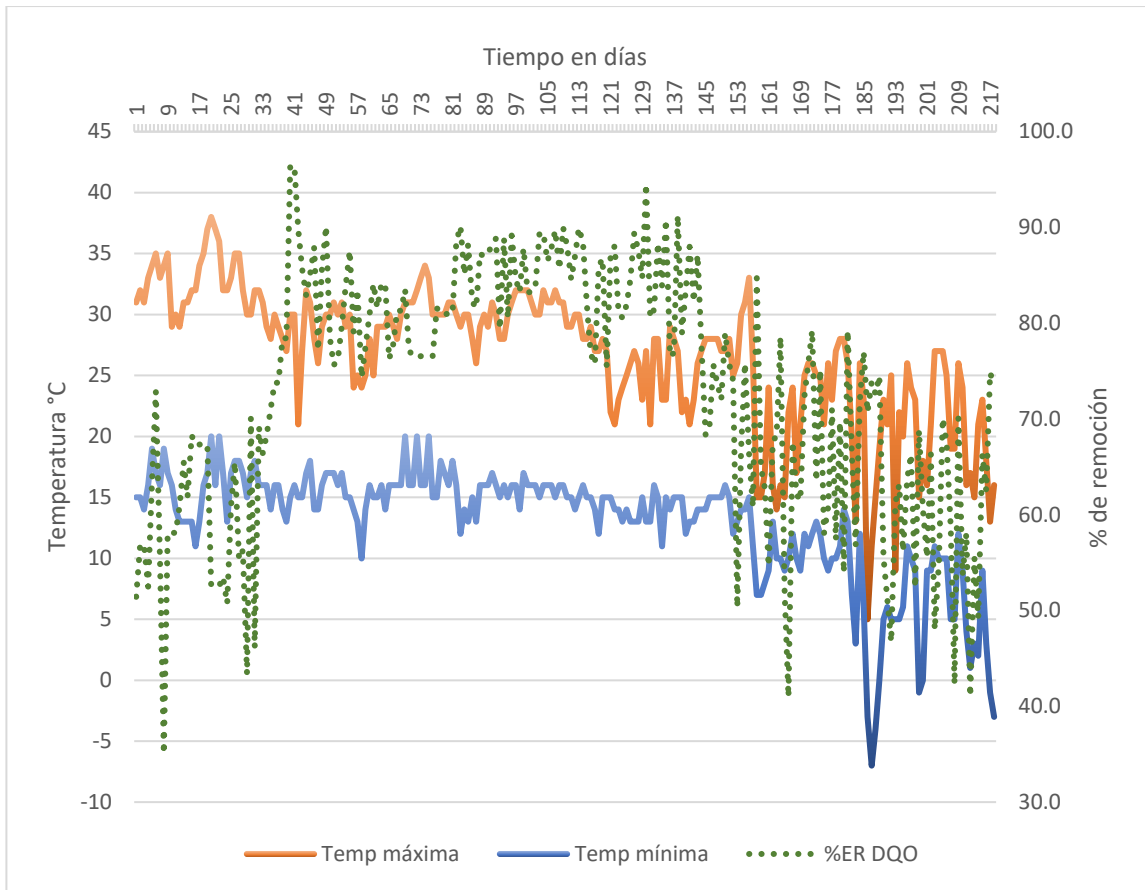


Figura 6. Relación del porcentaje de remoción de DQO en función de la temperatura máxima y mínima.

### 5.3. Demanda química de oxígeno (DQO)

En la figura 7 se presenta el comportamiento de la DQO del agua residual sin tratar y el agua residual tratada. Se observa que los mg/L de DQO en el agua residual sin tratar son variables cada mes, los primeros cuarenta días se encuentra en un rango de 200 a 300 mg/L y posteriormente en algunos días se llegan a obtener más de 900 mg/L. Estas variaciones son a causa de las condiciones en las que se encuentra el agua cuando se hace la colecta, diversos factores la pueden afectar, como descargas industriales, lluvia o el consumo de agua, esto quiere decir que un bajo consumo de agua origina un desecho más concentrado (Ramos-Olmos, 2003). En el agua tratada se observa que durante la mayor

parte del tiempo la DQO se mantuvo en un rango de 100 a 200 mg/L. Las remociones fueron mayores al 60% y llegaron a alcanzar el 96%. Estos resultados guardan relación con los que proponen Zhang *et al.* (2019), en los que tienen una eficiencia de remoción del 90%.

Acorde a los datos obtenidos en este estudio se observa la relación con el trabajo de Mejía-López *et al.* (2017), donde la demanda química de oxígeno del agua residual municipal sin tratar es muy variable de una colecta a otra. Esta información difiere de la que exponen Varila-Quiroga y Díaz-López (2008), en la que se presenta una DQO constante durante toda la investigación en un período de cuatro semanas.

Las variaciones en la remoción pueden ser causadas, además de la temperatura, por las bombas del flujo de entrada, tal como sucedió en el estudio de Heidrich *et al.* (2014), donde las remociones fueron de 30 a 60% a causa de este problema.

Katuri *et al.* (2012), reportaron una remoción de hasta el 93%, mientras que Chaturvedi y Verma (2016) obtuvieron un 88% de remoción. Esto demuestra que el SBE utilizado tiene un buen comportamiento debido a los altos porcentajes de remoción que se obtuvieron durante casi todo el período de evaluación.

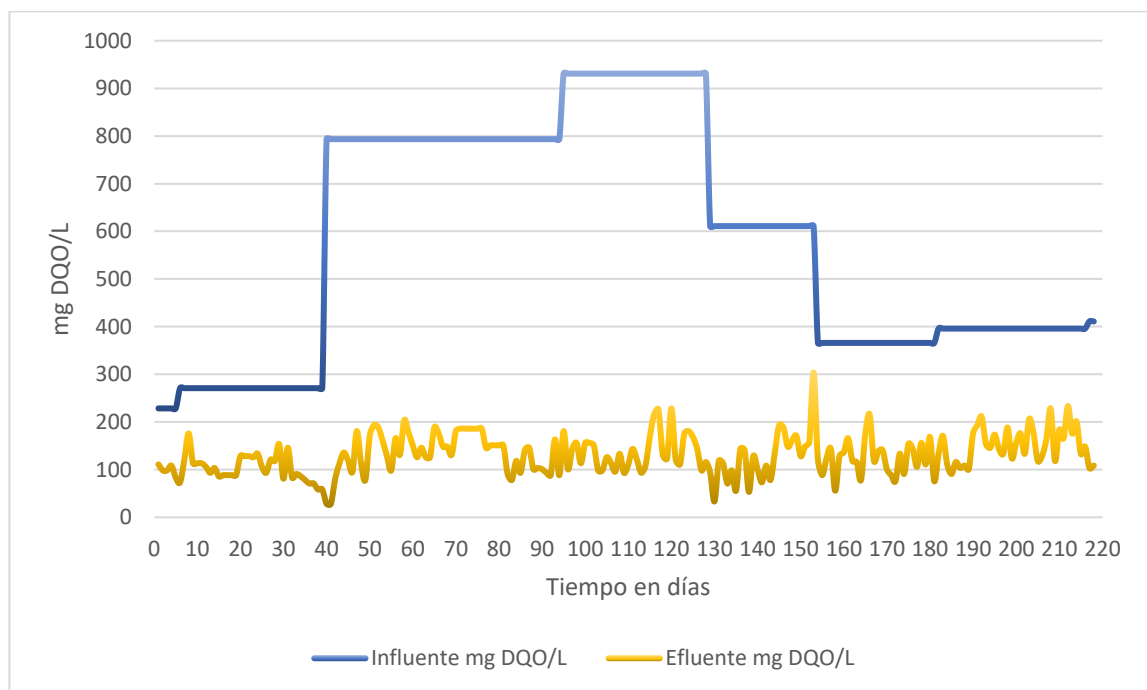


Figura 7. Comportamiento de la demanda química de oxígeno.

#### **5.4. Sólidos totales, sólidos suspendidos totales, coliformes totales y coliformes fecales**

En la tabla 4 se muestran los sólidos totales y sólidos suspendidos totales, tanto del efluente como del influente. Se puede observar que en el agua residual sin tratar los sólidos totales alcanzan los 1285 mg/L y los sólidos suspendidos totales 40 mg/L. Estos resultados no concuerdan con los de Chacón-Carrera (2018), debido a una diferencia significativa en su clasificación, donde reporta 350 mg/L de SST y 1200 mg/L de ST como máximos en el agua residual municipal.

La eficiencia de remoción de sólidos totales que se presenta en el efluente es del 20%, mientras que la remoción de sólidos suspendidos totales está cerca del 93%. Estas remociones son similares a las que obtuvieron Tanikkul y Pisutpaisal (2015), donde el máximo porcentaje de remoción fue el 35% de sólidos totales.

Heidrich *et al.* (2014), mencionan que cuando se trabaja con agua que tiene un alto contenido en sólidos y partículas potencialmente indigeribles biológicamente se puede alterar el flujo del agua a través del reactor y esto causa anomalías en la remoción de DQO. Ya que el reactor con el que se realizó el estudio utilizaba agua con un alto contenido en sólidos, puede ser que las variaciones que se presentaron en la DQO del efluente hayan sido a causa de dichos sólidos.

Según la NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, el máximo de SST es de 20mg/L en agua tratada para uso con contacto directo, por lo que en este parámetro los SST obtenidos están muy por debajo del límite permitido.

En las figuras 8 y 9 se observa la remoción de sólidos, donde el ARM presenta mayor turbidez y un color más oscuro y el ARMT tiene un color claro y no se observa turbidez.

En la tabla 4 se muestra el número más probable de coliformes totales y coliformes fecales tanto en el agua residual sin tratar como en el agua tratada. En el agua sin tratar se realizó la determinación y se obtuvo un NMP de  $10 \times 10^{10}$  para coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF), una cantidad mucho mayor que la que reportan Łuczkiwicz *et al.*, (2010) donde el influente presentaba  $4.8 \times 10^6$  de coliformes fecales, esto quiere decir



que en el agua residual municipal con la que se trabajó se encuentran aproximadamente diez mil millones de coliformes totales y fecales.

En el agua tratada se presentó una remoción del 99.99% de CT y CF, los datos obtenidos indican que presenta un NMP de 1600/100mL de coliformes totales y un NMP de 280/100mL de coliformes fecales. Los porcentajes de remoción coinciden con los obtenidos por Pérez-Rodríguez *et al.*, (2017) donde utilizaron un SBE, y Łuczkiwicz *et al.*, (2010) que realizaron su estudio con un sistema de lodos activados y ambas investigaciones presentan remociones del 99% de coliformes fecales.

McCord *et al.*, (2019), por medio de un sistema de digestión anaerobia sencillo reporta en el agua tratada un NMP de  $3.27 \times 10^5$ /100 mL de coliformes fecales, una cifra muy alta en comparación con la obtenida en el SBE utilizado en este monitoreo.

En el caso de una planta tratadora de agua en el distrito de Sicaya en Perú, agregando plantas acuáticas de la familia Araliaceae al proceso de tratamiento, lograron obtener una remoción de hasta 79% de coliformes totales (Quispe *et al.*, 2019).

Según la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997 el agua tratada puede ser utilizada en servicios al público con contacto indirecto u ocasional ya que establece que el límite permisible de coliformes fecales es de 1000 NMP/100 mL y el agua tratada en esta investigación presenta 280 NMP/100 mL, 40 unidades más de lo que la NOM-003-ECOL-1997 permite para el uso servicios al público con contacto directo.

Tabla 4. Comparación de la concentración de sólidos totales, sólidos suspendidos totales, coliformes totales y coliformes fecales en el agua residual municipal sin tatar y el agua residual tratada.

<i>Tipo de agua</i>	<i>ST mg/L</i>	<i>SST mg/L</i>	<i>Coliformes totales NMP/100 mL</i>	<i>Coliformes fecales NMP/100 mL</i>
<i>Influyente</i>	1285	40	>2400	>2400
<i>Efluente</i>	1028	2.9	1600	280
<i>Porcentaje de remoción</i>	20%	92.75%	99.99%	99.99%



Figura 8. Muestra del agua residual municipal.



Figura 9. Muestra del agua residual tratada.

### **5.5. Analitos presentes en el agua tratada**

En la tabla 5 se presentan los analitos presentes en el agua residual municipal sin tatar y el agua residual tratada, expresados en mg/L. Se observa que los metales pesados (As, Cd,

Cu, Cr, Ni y Pb) están ausentes en el ambos casos. De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, no representa un peligro para la descarga en cuerpos de agua. El zinc es el único metal presente en el agua con un valor de 0.68 mg/L, cantidad que se encuentra muy por debajo de los límites permisibles para metales pesados (de 10 a 20 mg/L).

Algunos de los elementos esenciales para las plantas si se encuentran presentes en el agua tratada, como el Ca, K, Mg, Na, P, Fe y Si . De los elementos mencionados los que se requieren en grandes cantidades para las plantas son el K, P, Ca y Mg y se designan con el nombre de macronutrientes (Navarro-García y Navarro-García, 2013). Estos elementos están presentes con las concentraciones más altas en el agua, por lo que resultan benéficos para su uso en la agricultura.

El fósforo (P), es un elemento que juega un papel clave en la vida de las plantas. Es constituyente de ácidos nucleicos, fosfolípidos, vitaminas, coenzimas, NAD y NADP y lo más importante es que forma parte del ATP, para transportar energía en la planta.

El potasio (K), está presente en la mayoría de los procesos biológicos de la planta, sin embargo, no forma parte de los compuestos orgánicos de las mismas. Cataliza procesos importantes como la fotosíntesis y regula el contenido de agua en las hojas.

El calcio (Ca), es fundamental para la formación de paredes celulares y ejerce un efecto neutralizador de los desechos orgánicos de la planta.

Por su parte, el magnesio (Mg), es el componente principal de la clorofila e interviene en la síntesis de carbohidratos, además de participar en la síntesis de proteínas, nucleoproteínas y ácidos ribonucleícos (Tamayo *et al.*, 2008).

Según la concentración que las plantas requieren para sus funciones metabólicas, en este caso las bajas, se encuentran los micronutrientes B, Fe, Mn, Zn, Na y Si (Santos, 2010) en el agua tratada. Estos micronutrientes aún estando en bajas concentraciones tienen la misma importancia que los macronutrientes en los cultivos.

El hierro (Fe) participa en el grupo prostético del sistema citocromo, además de formar parte de diversas enzimas.

Para la función estructural en el sistema de membranas del cloroplasto participa el manganeso (Mn), además de actuar en la disociación fotosintética de la molécula de agua.

El boro (B) actúa sobre la diferenciación de tejidos y la síntesis de fenoles y auxinas. Participa en una serie de procesos fisiológicos de la planta relacionados con crecimiento de raíces y brotes.

Para la regulación del crecimiento de meristemos en la raíz y parte aérea interviene en zinc (Zn), también es indispensable en la formación de clorofila y es componente de varias enzimas (Tamayo *et al.*, 2008).

La presencia de metales pesados en el agua o suelo en altas concentraciones puede conducir al envenenamiento de los seres vivos. Estos metales pueden incorporarse a los sistemas de abastecimiento de agua cuando se vierten residuos industriales que no han recibido ningún tipo de tratamiento y que son depositados en cuerpos de agua (Prieto-Méndez *et al.*, 2009).

Tabla 5. Analitos presentes en el agua residual municipal sin tatar y el agua residual tratada.

<i>Analito</i>	<i>Influyente mg/L</i>	<i>Efluente mg/L</i>	<i>Límite máximo permisible. Uso en riego agrícola mg/L P.M.</i>	<i>Límite máximo permisible. Uso público urbano mg/L P.M.</i>
Ag	0.00	0.00		
Al	0.00	0.00		
*As	0.00	0.00	0.2	0.1
*B	0.081	0.59	0.2	0.1
Ba	0.026	0.65		
Be	0.00	0.00		
Ca	67.386	47.55		
Cd	0.00	0.00		
Co	0.00	0.00		
*Cr	0.00	0.00	1	0.5
*Cu	0.00	0.00	4.0	4
Fe	0.00	0.37		
K	22.922	18.70		
Li	0.017	0.00		
Mg	20.802	18.47		
Mn	0.015	0.42		
Mo	0.00	0.00		
Na	7.652	54.30		
*Ni	0.00	0.00	2	2
P	12.129	10.66		
*Pb	0.00	0.00	0.5	0.2
Sb	0.00	0.00		
Se	0.00	0.00		
Si	3.747	10.19		
Sn	0.00	0.00		
Sr	1.006	1.27		
Ti	0.00	0.00		

Tl	0.00	0.00		
V	0.00	0.00		
*Zn	0.00	0.68	10	10

(\*) Límites máximos permisibles de metales pesados de acuerdo a la NOM001-ECOL-1996. P.M.= Promedio mensual.

## 5.6. Conductividad eléctrica

En la tabla 6 se presenta la conductividad eléctrica (CE) obtenida en el ARM y el ARMT. El agua residual sin tratar tiene una conductividad mayor a 9999  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , un resultado que puede ser muy variable dependiendo de las características del agua residual al momento de la colecta. Darvishi *et al.* (2010), realizaron pruebas de CE en ARM y reportaron 4800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Por su parte Mostafa *et al.*, (2012), obtuvieron resultados más bajos, 550  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , lo que demuestra que el ARM varía en cuanto a la cantidad de sales presentes, al igual que en otros parámetros.

El ARMT tiene una CE de 309.4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , que representa un 83% de remoción, y de acuerdo a Maya-Álvarez (2016), las aguas que presentan menos de 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$  no representan ningún problema para el riego, tanto para las plantas y el suelo. Morales-Posada y Acosta-Niño (2010) utilizaron un sistema de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales y obtuvieron valores desde 194  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 264  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el agua tratada y mencionan que este parámetro promueve la remoción de metales pesados. Sáenz-Uribe (2019), reportó resultados de 3200 a 3900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el agua tratada mediante un sistema piloto de humedales y en el agua sin tratar obtuvo valores desde los 950  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , es decir, después del tratamiento la CE aumentó y este resultado se atribuye a un aporte de iones desde el material del sustrato.

Tabla 6. Conductividad eléctrica promedio del agua residual municipal y el agua residual tratada.

<i>Tipo de agua</i>	<i>Promedio <math>\mu\text{S}/\text{cm}</math></i>
<i>Agua residual municipal</i>	>9999
<i>Agua residual tratada</i>	309.4

## **6. CONCLUSIONES**

Durante el monitoreo del SBE se presentó una remoción estable de DQO, desde un 40% hasta 96%. No se presentaron problemas durante la evaluación, con excepción de los días 31 a 40, donde hubo una disminución drástica de pH permaneciendo la remoción de DQO. Se obtuvo una remoción del 93% de SST y 20% de remoción de ST. La eficiencia de remoción de coliformes totales y coliformes fecales fue de un 99% en ambos casos. Los metales pesados dañinos para la salud están ausentes en el ARMT y la conductividad eléctrica promedio fue de 309.4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , por lo cual puede ser utilizada como agua de riego. El SBE es operable a bajas temperaturas sin afectar significativamente las remociones, aunque en el rango de 20 a 35° C es donde opera de mejor manera.

## 7. REFERENCIAS

1. Aguilar-González, M., Buitrón, G., Shimada-Miyasaka, A., & Mora-Izaguirre, O. (2016). Estado actual de los sistemas bioelectroquímicos: factibilidad de su uso para aumentar la producción ruminal de propionato. *Agrociencia*, 50(2), 149-166.
2. Aguilar-Yáñez, E. (2018). Determinación del estado sanitario de las plantas, suelo e instalaciones y elección de los métodos de control. AGAF0108. IC Editorial.
3. Ameta, S., & Ameta, R. (Eds.). (2018). *Advanced oxidation processes for wastewater treatment: emerging green chemical technology*. Academic Press.
4. Barceló, D., & López, M. J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla*.
5. Bridgewater, P. (2007). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología.
6. Cajigas-Cerón, Á. A., Vidal, A. P., & Lozada, P. T. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia et Technica*, 11(27), 243-248.
7. Carrera, R. A. C. (2018). Tratamiento de aguas residuales y producción de hidrógeno con un sistema bioelectroquímico asistido con dos diferentes membranas.
8. Chaturvedi, V., & Verma, P. (2016). Microbial fuel cell: a green approach for the utilization of waste for the generation of bioelectricity. *Bioresources and Bioprocessing*, 3(1), 38.

9. Corrales, L. C., Romero, D. M. A., Macías, J. A. B., & Vargas, A. M. C. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *Nova*, 13(24), 55-82.
10. Darvishi, H. H., Manshouri, M., & Farahani, H. A. (2010). The effect of irrigation by domestic waste water on soil properties. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 1(2), 30-33.
11. de la Fuente, J. R. (2007). *México en tres momentos, 1810-1910-2010: hacia la conmemoración del bicentenario de la Independencia y del centenario de la Revolución Mexicana: retos y perspectivas* (Vol. 2). Unam.
12. de Vera, G. A., & Wert, E. C. (2019). Using discrete and online ATP measurements to evaluate regrowth potential following ozonation and (non) biological drinking water treatment. *Water research*, 154, 377-386.
13. Di Maria, F., Postriotti, L., Micale, C., Sordi, A., & Marconi, M. (2014). Energy recovery from low temperature heat produced during aerobic biological treatment. *Energy Procedia*, 45, 81-90.
14. Droste, R. L., & Gehr, R. L. (2018). *Theory and practice of water and wastewater treatment*. John Wiley & Sons.
15. Farias, N. G. (2016). Análisis técnico-económico de la tecnología de celdas bioelectroquímicas microbianas para la producción de energías alternas. *CENTRO*.
16. Fatta-Kassinos, D., Dionysiou, D. D., & Kümmerer, K. (Eds.). (2016). *Advanced treatment technologies for urban wastewater reuse*. Springer International Publishing.



17. Gadkari, S., Gu, S., & Sadhukhan, J. (2018). Towards automated design of bioelectrochemical systems: A comprehensive review of mathematical models. *Chemical Engineering Journal*, 343, 303-316.
18. García, A. (2012). Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego. *IAH*, 7, 27-36.
19. Gottschalk, G. (2012). *Bacterial metabolism*. Springer Science & Business Media.
20. Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. (2011). *Biological wastewater treatment*. CRC press.
21. Guerrero García Rojas, H. R. (2012). *El agua en México: consecuencias de las políticas de intervención en el sector*. Fondo de Cultura Económica.
22. Heidrich, E. S., Dolfing, J., Wade, M. J., Sloan, W. T., Quince, C., & Curtis, T. P. (2018). Temperature, inocula and substrate: Contrasting electroactive consortia, diversity and performance in microbial fuel cells. *Bioelectrochemistry*, 119, 43-50.
23. Heidrich, E. S., Edwards, S. R., Dolfing, J., Cotterill, S. E., & Curtis, T. P. (2014). Performance of a pilot scale microbial electrolysis cell fed on domestic wastewater at ambient temperatures for a 12 month period. *Bioresource technology*, 173, 87-95.
24. Katuri, K. P., Enright, A. M., O'Flaherty, V., & Leech, D. (2012). Microbial analysis of anodic biofilm in a microbial fuel cell using slaughterhouse wastewater. *Bioelectrochemistry*, 87, 164-171.

25. Lezama, J. L., & Graizbord, B. (2012). *Los grandes problemas de México. Medio ambiente. T-IV*. El Colegio de Mexico AC.
26. Liu, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Peng, L., Wang, D., & Ni, B. (2019). The roles of free ammonia (FA) in biological wastewater treatment processes: a review. *Environment international*, *123*, 10-19.
27. Lopez-Vazquez, C. M., Méndez, G. B., Carrillo, F. C., & García, H. H. (Eds.). (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. IWA Publishing.
28. Łuczkiwicz, A., Fudala-Książek, S., Jankowska, K., Quant, B., & Olańczuk-Neyman, K. (2010). Diversity of fecal coliforms and their antimicrobial resistance patterns in wastewater treatment model plant. *Water Science and Technology*, *61*(6), 1383-1392.
29. Maya-Álvarez, M. Á. (2016). Operaciones culturales, riego y fertilización. AGAC0108. IC Editorial.
30. McCord, A. I., Stefanos, S. A., Tumwesige, V., Lsoto, D., Kawala, M., Mutebi, J., ... & Larson, R. A. (2019). Anaerobic digestion in Uganda: risks and opportunities for integration of waste management and agricultural systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 1-10.
31. Mejía-López, A., Cabrera, M., & Carrillo, Y. (2017). Remoción de contaminantes orgánicos presentes en agua residual doméstica mediante prototipo a escala de laboratorio. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, *26*(2), 64-71.
32. Morales-Posada, N. B. ., & Acosta-Niño, G. E. (2010). Sistema de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*, *20*(1), 33-44.

33. Mostafa, S. S., SHALABY, E. A., & MAHMOUD, G. I. (2012). Cultivating microalgae in domestic wastewater for biodiesel production. *Notulae Scientia Biologicae*, 4(1), 56-65.
34. Navarro-García, G. ., & Navarro-García, S. (2013). *Química agrícola química del suelo y de nutrientes esencial*. Mundi-Prensa Libros.
35. Ortega, G. G., Rodríguez, M. A. V., Cruz, V. E. R., Murcia, J. A. C., Olivares, L. G. G., Escalante, E. P., ... & Castellanos, J. D. C. R. (2018). Evaluación electroforética del perfil proteico de lactosuero modificado mediante un sistema bioelectroquímico batch. *Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI*, 5(10).
36. Osorio Robles, F., Rojo, J. C. T., & Bas, M. S. (2011). *Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes.: Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales*. Ediciones Díaz de Santos.
37. Oturan, M. A., & Aaron, J. J. (2014). Advanced oxidation processes in water/wastewater treatment: principles and applications. A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(23), 2577-2641.
38. Parsons, S. (Ed.). (2004). *Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment*. IWA publishing.
39. Pérez-Rodríguez, P., Martínez-Amador, S. Y., Valdez-Aguilar, L. A., Benavides-Mendoza, A., Rodríguez-de la Garza, J. A., & Ovando-Medina, V. M. (2018). Diseño y evaluación de un sistema secuencial bioelectroquímico para el tratamiento de agua residual municipal y generación de voltaje. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 17(1), 145-154.

40. Prieto-Méndez, J., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R., & García, F. P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.
41. Quispe, R., Soto, M., Ingaruca, E., Bulege, W., & Custodio, M. (2019). Optimization of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant with *Hydrocotyle Ranunculoides*. *Journal of Ecological Engineering*, 20(9).
42. Rabaey, K., Angenent, L., Schroder, U., & Keller, J. (Eds.). (2009). *Bioelectrochemical systems*. IWA publishing.
43. Ramos-Olmos, R. (2003). *El agua en el medio ambiente: muestreo y análisis*. Plaza y Valdés.
44. Red Española de Compostaje (REC), (2016). *Ingeniería y aspectos técnicos de la digestión anaeróbica II. 4* (Vol. 4). Mundi-Prensa Libros.
45. Revelo, D. M., Hurtado, N. H., & Ruiz, J. O. (2013). Celdas de combustible microbianas (CCMS): Un reto para la remoción de materia orgánica y la generación de energía eléctrica. *Información tecnológica*, 24(6), 17-28.
46. Riojas-Rodríguez, H., Schilman, A., López-Carrillo, L., & Finkelman, J. (2013). La salud ambiental en México: situación actual y perspectivas futuras. *salud pública de méxico*, 55, 638-649.
47. Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., & 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.

48. Sáenz-Uribe, C. G. (2019). Humedales de tratamiento para remoción de arsénico del rechazo de un sistema de purificación de agua por ósmosis inversa (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Chihuahua).
49. Santos, S. E. (2010). *Química y cultura científica*. Editorial UNED.
50. Shemfe, M., Gadkari, S., Yu, E., Rasul, S., Scott, K., Head, I. M., ... & Sadhukhan, J. (2018). Life cycle, techno-economic and dynamic simulation assessment of bioelectrochemical systems: A case of formic acid synthesis. *Bioresource technology*, 255, 39-49.
51. Solera-del Río, R. (2014). *Aspectos biológicos de la digestión anaeróbica II*. 2 (Vol. 2). Ediciones Paraninfo, SA.
52. Stronach, S. M., Rudd, T., & Lester, J. N. (2012). *Anaerobic digestion processes in industrial wastewater treatment* (Vol. 2). Springer Science & Business Media.
53. Sudmalis, D., Da Silva, P., Temmink, H., Bijmans, M. M., & Pereira, M. A. (2018). Biological treatment of produced water coupled with recovery of neutral lipids. *Water research*, 147, 33-42.
54. Tamayo, A., Cordoba, O. D. J., & Londoño, M. E. (2008). *Tecnología para el cultivo del aguacate* (Vol. 5). Corpoica.
55. Tanikkul, P., & Pisutpaisal, N. (2015). Performance of a membrane-less air-cathode single chamber microbial fuel cell in electricity generation from distillery wastewater. *Energy Procedia*, 79, 646-650.
56. Torregrosa M. L., Castro, J. E., Kloster, K. B., Ruiz, G. C., Beristain, B. T., Montes, J. T., Rodriguez, J. C. A., ... & Valdez, M. I. G. (2017). *El conflicto del agua: Política, gestión, resistencia y demanda social*. FLACSO Mexico.

57. Urrestarazu-Gavilán, M., Guil, A. S. M., & Lorca, A. G. (2015). *Producción controlada de hortalizas en la agricultura intensiva* (Vol. 32). Universidad Almeria.
58. Van Lier, J. B. (2008). High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Science and Technology*, 57(8), 1137-1148.
59. Varila-Quiroga, J. A., & Díaz-López, F. E. (2008). Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala laboratorio. *Revista de Tecnología*, 7(2).
60. Veritas, B. (2008). Manual para la formación en Medio Ambiente. *LEX NOVA, Ed.*
61. Vivanco, E., Yaya, R., Chamy, R., (2018). Manual tecnico sobre tecnologías biológicas anaerobias aplicadas al tratamiento de aguas y residuos industriales. CYTED.
62. Wang, L. K., Shammass, N. K., & Hung, Y. T. (Eds.). (2010). *Advanced biological treatment processes* (Vol. 9). Springer Science & Business Media.
63. Xafenias, N., & Mapelli, V. (2014). Performance and bacterial enrichment of bioelectrochemical systems during methane and acetate production. *international journal of hydrogen energy*, 39(36), 21864-21875.
64. Zhang, J., Yuan, H., Abu-Reesh, I. M., He, Z., & Yuan, C. (2019). Life Cycle Environmental Impact Comparison of Bioelectrochemical Systems for Wastewater Treatment. *Procedia CIRP*, 80, 382-388.