

**EVALUACIÓN DE UNA CELDA DE COMBUSTIBLE MICROBIANA PARA EL
TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DEL CAMPUS UNIVERSITARIO
MELÉNDEZ**

**LISETH IRENE FRANCO ROSERO
SERGIO ALEJANDRO RICAURTE VARGAS**

**Director
William Lizcano Valbuena, Dr. Sc.
Codirector
Carlos Arturo Madera Parra, Dr. Ing.**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2018**

**EVALUACIÓN DE UNA CELDA DE COMBUSTIBLE MICROBIANA PARA EL
TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DE CAMPUS UNIVERSITARIO
MELÉNDEZ**

**LISETH IRENE FRANCO ROSERO
SERGIO ALEJANDRO RICAURTE VARGAS**

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar por el título de
Ingeniero Sanitario y Ambiental**

**Director
William Lizcano Valbuena, Dr. Sc.
Codirector
Carlos Arturo Madera Parra, Dr. Ing.**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2018**

NOTA DE ACEPTACIÓN

_____ Firma del Jurado

_____ Firma del Jurado

AGRADECIMIENTOS

A Dios por habernos guiado durante la realización de nuestra carrera profesional, por habernos permitido vivir esta maravillosa experiencia, por ser nuestro pronto auxilio y nuestra fortaleza en todo momento.

A nuestros directores, el profesor Carlos Madera y William Lizcano por su orientación.

A Natali quien nos brindó su apoyo constante e incondicional a lo largo de nuestro proyecto, por acompañarnos en todo el proceso y brindarnos su valiosa amistad.

A don Humberto quien con su experiencia nos ayudó en los ensayos de laboratorio.

Al profesor Hector Mario y a Dany por brindarnos su colaboración en los laboratorios de química ambiental.

Al Servicio Geológico Colombiano por facilitarnos sus instalaciones para la realización de los ensayos de laboratorio y a Andrés y Verónica que estuvieron atentos a colaborarnos.

A nuestra Universidad por brindarnos la oportunidad de disfrutar de sus espacios de trabajo y recreación, por permitirnos formarnos como profesionales y como seres humanos con visión integral de progreso para la sociedad.

A nuestros honorables docentes de la Universidad del Valle quienes aportaron grandemente a nuestro proceso educativo gracias a sus conocimientos y experiencia.

A Liseth, que con su actitud y personalidad me enseñó la importancia de la amistad y la unión de fortalezas en este reto.

A Sergio, más que mi compañero de trabajo de grado, mi amigo, por animarme en los momentos difíciles y por todas las experiencias que compartimos. Sin duda, hicimos un gran equipo.

A Juan David por hacer parte de nuestro equipo de trabajo.

A Camilo mi amigo de carrera, por todos los agradables momentos que compartimos, por la buena amistad que creamos, por nuestras jornadas de estudio y ocio llenos de risas y alegría.

A todos nuestros familiares por su apoyo.

A nuestros amigos y compañeros por su apoyo por los gratos momentos compartidos.

DEDICATORIAS

A Dios por ser mi fortaleza y bendecirme con mi familia y mis amigos. Cada uno de los momentos felices, de angustia, de alegría y cada esfuerzo realizado para lograr ser una Ingeniera Sanitaria y Ambiental, se los dedico a mi padre querido por darme valor, por darme su confianza y afecto, por ser mi consejero, mi ejemplo y mi mayor inspiración. A mi madre por acompañarme y apoyarme en este proceso, por su paciencia, su dedicación y toda su ayuda brindada en mis años de vida. A mi tesorito adorado, mi hermana, por su linda compañía, por su apoyo y por todos los momentos que juntas compartimos mientras recorría mi camino en la Universidad.

Liseth Irene Franco Rosero

Dedico este trabajo principalmente a Dios por darme fortaleza en los momentos difíciles y a mi familia por su incondicional y valiosa compañía. A mi mamá que ha sido una amiga y consejera a lo largo de toda mi vida. A mi papá por entregarme toda su confianza e infundir en mí la lucha y la perseverancia para superar los desafíos. A Linita que con su ejemplo me alienta a ser mejor persona y profesional. A Dany por creer en mí y compartir conmigo sus ideas. A Nando por ayudarme y guiarme con sus conocimientos. A mis amigos y a todas las personas que me brindaron su apoyo durante mi recorrido por la Universidad.

Sergio Alejandro Ricaurte Vargas

RESUMEN

La celda de combustible microbiana (CCM) es un sistema bioelectroquímico que emplea el metabolismo de los microorganismos para la producción de energía eléctrica, además de que realiza el tratamiento primario del agua residual. La CCM es una tecnología que se encuentra en investigación y que pretende llegar a implementarse a escala real y acoplarse a sistemas de tratamiento convencionales. En este sentido, se estudió el desempeño de una CCM de 50L empleada para el tratamiento del agua residual de la Universidad del Valle Campus Meléndez. Se tomaron muestras del afluente durante un mes contemplando periodo semestral e intersemestral, y se evaluaron parámetros fisicoquímicos para establecer la eficiencia del sistema para el tratamiento del agua residual y parámetros eléctricos para determinar la eficiencia de producción de energía eléctrica. Los resultados encontrados mostraron que la CCM presenta una eficiencia de disminución de DQO del 60% en periodo semestral y del 40% en periodo intersemestral, en DBO₅ de 54% y 57%, en ST de 25% y 14%, en SST de 36% y 43%, en cada periodo, respectivamente. De igual forma, la densidad de potencia obtenida máxima fue diferente según la concentración de materia orgánica que ingresaba al sistema, siendo la máxima comparable con los parámetros fisicoquímicos igual a 0.72 mW/m² presentada el día en que la relación DBO₅ filtrada y DQO filtrada fue igual a 41.94%. En cuanto a la eficiencia coulombica, se tiene que la CCM evaluada tuvo una eficiencia de 0.07% tomando como referencia la DQO. Finalmente, mediante el balance de masa realizado se estableció, la tasa de transformación del contenido biodegradable fue de 1.79 g/d en periodo intersemestral y en periodo semestral ascendió a una media de 7.25 g/d, por otra parte, se presentó una disminución en el contenido de materia no biodegradable soluble asociada a mecanismos diferentes a la degradación biológica.

Palabras clave: tratamiento de agua residual, celda de combustible microbiana, agua residual universitaria.

TABLA DE CONTENIDO

DEDICATORIAS	v
RESUMEN	vi
INTRODUCCIÓN	1
1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	2
2. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA	5
3. OBJETIVOS	6
3.1 OBJETIVO GENERAL	6
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
4. MARCO TEÓRICO	7
4.1 Agua residual	7
4.2 Agua residual universidad del Valle	8
4.3 Tratamiento del agua residual	9
4.4 Celda de combustible microbiana (CCM)	9
4.5 Configuraciones y Funcionamiento	10
4.5.1 Sistemas de dos compartimentos	10
4.5.2 Sistemas de un compartimento	11
4.6 Microorganismos en las CCM	11
4.7 Evaluación de las CCM	12
4.7.1 Evaluación electroquímica	12
4.7.2 Evaluación de disminución de materia orgánica	14
5. METODOLOGÍA	17
5.1 Zona de estudio	17
5.2 Descripción de la CCM	18
5.3 Funcionamiento hidráulico de la CCM	19
5.4 Funcionamiento eléctrico de la CCM	20
5.5 Operación del sistema	21
5.5.1 Extracción y transporte del agua residual universitaria	21
5.5.2 Suministro de agua residual universitaria al sistema de tratamiento	21
5.5.3 Caracterización del agua residual a tratar	22
5.5.4 Medición de eficiencia de tratamiento y electroquímica	22

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
6.1 Caracterización del agua residual.....	25
6.2 Arranque de la CCM	26
6.3 Mediciones <i>in situ</i>	27
6.3.1 pH.....	27
6.3.2 Conductividad.....	28
6.4 Evaluación fisicoquímica por periodos y comparación con normativa colombiana	28
6.4.1 DQO	31
6.4.2 DBO ₅	34
6.4.3 Sólidos Totales y Sólidos Disueltos Totales	37
6.4.4 Sólidos Suspendidos Totales y Sólidos Suspendidos Volátiles.....	38
6.5 Evaluación eléctrica y fisicoquímica	39
6.6 Eficiencia coulombica	42
6.7 Comparación de la CCM evaluada con sistemas de tratamiento anaerobio	43
6.8 Balance de masa de la materia orgánica en la CCM.....	44
CONCLUSIONES	49
RECOMENDACIONES	50
REFERENCIAS	51
ANEXOS	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de una CCM de cámara doble.	11
Figura 2. Composición de sólidos totales.	16
Figura 3. (a) Vista área de la Universidad del Valle: en sombreado la red de drenaje sanitario aportante, ubicación de la CCM (1) y la cámara de inspección (2); (b) Celda de combustible microbiana; (c) Ubicación de la cámara de alcantarillado.	17
Figura 4. Prototipo de la celda y celda construida.	18
Figura 5. Esquema del funcionamiento hidráulico de la CCM.	20
Figura 6. Conexión de las celdas electroquímicas. a) Vista superior b) Vista de perfil	20
Figura 7. Vista interior de la cámara de inspección	21
Figura 8. Sistema de suministro de agua residual a CCM	22
Figura 9. Esquema del circuito externo para la medición de potencial y corriente en la CCM.	24
Figura 10. Celdas de 0.03 L estudiadas previo al arranque de la CCM.	26
Figura 11. Observación de la calidad del agua. A la izquierda agua residual de entrada, a la derecha agua residual de salida de la CCM en a) periodo intersemestral b) periodo semestral.	29
Figura 12. Diagrama de caja de análisis estadístico de DQO por semanas.	32
Figura 13. Promedio semanal de valores de entrada y salida de DQO.	32
Figura 14. Diagrama de cajas de análisis estadístico de DQO en periodo semestral e intersemestral.	33
Figura 15. Diagrama de caja de análisis estadístico de DBO ₅ por semanas.	35
Figura 16. Promedio semanal de valores de entrada y salida de DBO ₅	35
Figura 17. Diagrama de cajas de análisis estadístico de DBO ₅ en periodo semestral e intersemestral.	36
Figura 18. Diagrama de cajas de análisis estadístico de ST en periodo intersemestral y semestral.	37
Figura 19. Diagrama de cajas de análisis estadístico de SST en periodo semestral e intersemestral.	38
Figura 20. Relación entre potencia, concentración de DBO ₅ filtrada y periodo intersemestral y semestral.	40
Figura 21. Diagrama del balance de masa en la CCM en periodo intersemestral.	45
Figura 22. Diagrama del balance de masa en la CCM en periodo semestral.	46

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación del agua residual según sus características.	7
Tabla 2. Composición típica del agua residual doméstica cruda.	8
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos evaluados.	23
Tabla 4. Resultados de caracterización del agua residual cruda.	25
Tabla 5. Valores máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a sistema de alcantarillado público	30
Tabla 6. Parámetros evaluados en período semestral.	30
Tabla 7. Parámetros evaluados en período intersemestral.	30
Tabla 8. Información estadística básica del análisis de DQO por semanas.	31
Tabla 9. Información estadística básica del análisis de DBO ₅ por semanas.	34
Tabla 10. Comparación de sistemas de tratamiento primario y la CCM evaluada.	43
Tabla 11. Balance de materia para el periodo intersemestral.	44
Tabla 12. Balance de materia para el periodo semestral.	45
Tabla 13. Relaciones entre parámetros fisicoquímicos.	47

INTRODUCCIÓN

La dinámica actual de crecimiento demográfico, explotación y recursos y producción de residuos sólidos, líquidos y gaseosos, han generado efectos desfavorables al ambiente, por lo que se crea la necesidad de replantear el desarrollo de las actividades humanas, especialmente, a partir del manejo integral los problemas de disponibilidad de fuentes de agua para consumo, reducción de la contaminación hídrica y abastecimiento energético (Castillo, 2018). Actualmente, se están desarrollando investigaciones que permitan llegar a un equilibrio económico y ambiental haciendo una mejor gestión de los recursos naturales y generando un valor agregado a partir de los residuos. Es así, como el desarrollo de celdas de combustible microbiana (CCM) surge como una oportunidad de integrar dos soluciones: el tratamiento de agua residual y la producción de energía eléctrica (Perez-Rodriguez et al., 2018; Dominguez et al., 2014).

Una CCM aprovecha la energía bioquímica liberada en la degradación de materia orgánica por acción de bacterias electroactivas, en condiciones anaerobias, para transformarla en energía eléctrica (Valdez, 2017). Recientemente, se han logrado importantes avances en cuanto a la eficiencia energética y de tratamiento del agua residual, mecanismos de transferencia de electrones en la CCM, materiales de construcción, tipo de sustrato, configuraciones del sistema y microorganismos que contribuyen al funcionamiento de las CCM. Sin embargo, estos sistemas han sido estudiados principalmente, a nivel de laboratorio, bajo régimen discontinuo y con cargas controladas de sustrato, y su implementación a escala real es tema de investigación.

En este trabajo se evaluó el desempeño de una CCM de 50 L, operada a flujo continuo y que hace parte de un acople tecnológico para el tratamiento del agua residual de la Universidad del Valle-Campus Meléndez, cuya composición hace que se la considere de concentración entre media-fuerte según la clasificación de Metcalf y Eddy (2014). El estudio se llevó a cabo en dos escenarios: periodo semestral e intersemestral y se midieron parámetros fisicoquímicos con los cuales se determinó la eficiencia para eliminar materia orgánica expresada como DBO_5 , DQO, y sólidos. Se encontró que esta tecnología presenta eficiencias cercanas al 55% en reducción de DBO_5 , comparable con otros sistemas de tratamiento primarios y se obtuvo una densidad de potencia dependiente de las características fisicoquímicas del agua residual. Los resultados muestran que este sistema tiene un futuro promisorio para ser implementado a escala real para el tratamiento de agua residual como la estudiada.

1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

El desarrollo de las celdas de combustible microbiana (CCM) inició a partir del hallazgo realizado por el profesor Michael Cresse Potter (1911), el cual encontró que la degradación de compuestos orgánicos por microorganismos genera una diferencia de potencial eléctrico. Pero fue en la década de los 80, que creció el interés de la comunidad científica en esta tecnología, logrando establecer bases sobre el carácter electrogénico del consorcio bacteriano en el electrodo anódico y algunas condiciones de operación que mejoraron su desempeño. En dichas investigaciones, se evaluó el uso de cultivos puros, mediadores para la transferencia de electrones entre los microorganismos y los electrodos, y fuentes de carbono simples (Disalvo y Videla, 1979; Thurston et al. 1985). A mediados de los 90, la investigación se dirigió a la configuración de las celdas, tipos de fuentes de carbono, el desarrollo de biopelículas sobre la superficie de los electrodos, materiales de construcción, diseño y operación de las CCM. Uno de los aportes más relevantes fue el desarrollo de electrolitos de polímero sólido que facilitan la oxidación de sulfuros y co-generación de energía eléctrica usando Nafion y ánodos de carbón activado (Cooney, 1996).

Desde su inicio las CCM se han desarrollado para distintas aplicaciones: en el año 1991, Habermann y Pommer, emplearon las CCM para el tratamiento de agua residual de carácter doméstico. Se conoce el caso del diseño y construcción del robot Eco Bot II que realiza funciones de movimiento, censado, computación y comunicación a partir de un sistema eléctricamente autónomo basado en una CCM por Du et al., (2007). Otros estudios contemplan biosensores para la medición de demanda bioquímica de oxígeno (Kim et al., 2003); y, el tratamiento de aguas de un lago contaminado para la eliminación de proteínas y materia orgánica disuelta (He et al., 2013).

En la primera década del siglo XXI, las investigaciones sobre este sistema aumentaron significativamente, explorando diferentes aspectos: diseños compactos con relación al volumen de las celdas, evaluación de diferentes materiales para los electrodos y la caracterización los consorcios de bacterias exoelectrogénicas con mejores resultados eléctricos (Fan et al., 2007; Borole et al., 2009). Pham et al., (2009) encontró que la configuración del reactor, los factores que influyen en el desempeño de los electrodos y el enriquecimiento de consorcios especializados optimizan la producción energética de las CCM.

En los últimos años se han empleado diferentes materiales para aceptores de electrones, tales como metales, constituyendo una alternativa potencial para el tratamiento de efluentes mineros (Li et al., 2014). Santoro y otros, han realizado diferentes investigaciones en la búsqueda de dispositivos de bajo costo, basados en la operación de CCM sin agente catalítico y optimizando el uso del mismo en el cátodo (Santoro et al., 2012; Santoro et al., 2013). Sin embargo, estos estudios se concentran principalmente en el funcionamiento de las CCM a escala laboratorio en el tratamiento de aguas sintéticas, presentando altas eficiencias coulombicas y flujos constantes (Liu et al., 2012, Kim et al., 2016).

Recientemente, el estudio sobre la aplicación de la CCM en el tratamiento de agua residual real a escala piloto y régimen continuo ha aumentado, lo cual contribuye a ampliar los conocimientos técnicos sobre el funcionamiento del dispositivo. Kim et al. (2015) encontró que el empleo de una CCM para el tratamiento de agua residual universitaria con DQO mayor a 400 mg/L genera densidades altas de potencia (300 mW/m^2) las cuales son estables para tiempos de retención hidráulicos (TRHs) menores a 10 horas. Hasany et al. (2017) plantea que cuando se usa agua residual concentrada (2000 mgDQO/L) a TRH bajos será menor la posibilidad de catabolizar la materia orgánica y, por consiguiente, una menor producción de densidad de potencia, eliminación de DQO y EC. Por otra parte, Park et al. (2018) plantea que un menor espaciamiento entre los electrodos y mayor superficie catódica puede ser favorable para la producción de eléctrica a partir de agua residual débiles en términos de materia biodegradable y conductividad eléctrica.

Se ha reportado que, dependiendo del modo de conexión, en serie o paralelo, y las concentraciones de agua residual afluente se aumenta el voltaje y corriente. Oh y Logan, (2007) descubrieron que la falta de sustrato en las unidades de una CCM apilada puede provocar disminución de la actividad bacteriana y, por lo tanto, inversión de voltaje para el flujo en serie. Feng et al., (2014) encontró que la alimentación continua de agua residual doméstica y conexión en paralelo de una CCM apilada eliminó el 80% en DQO y generó inversión de la corriente por concentraciones de entrada fluctuantes (200 a 500 mg/L) y caídas de potencial de circuito abierto a altas resistencias externas. He et al. (2016) sugiere que, a concentraciones de DQO menores a 450 mg/L, el factor electroquímico más influyente es la capacidad transferencia de electrones del ánodo y, que el flujo en serie es más resistente electroquímicamente a condiciones de DQO variables que a flujo en paralelo.

La Universidad del Valle se ha sumado al desarrollo de sistemas eléctricos basados en CCM, y, a través del grupo del Laboratorio de investigación de catálisis aplicada y procesos (LICAP) se han realizado investigaciones que contribuyen al conocimiento sobre CCM. Algunos estudios se han concentrado en evaluar la influencia de la composición de la superficie de los electrodos en la biopelícula anódica y el rendimiento electroquímico en la CCM y la optimización del diseño con materiales no convencionales y cátodo expuesto, en régimen discontinuo (Lasso y Olaya, 2013; Ibañez, 2014; Mera, 2015).

La contaminación hídrica por las actividades humanas demanda la implementación de sistemas de tratamiento de agua residual (STAR) que disminuyan sus efectos negativos. Así mismo, el desarrollo sostenible del recurso hídrico promueve la evaluación de tecnologías que logren la reducción de contaminantes, mejoren la calidad de fuentes de agua, protejan la salud pública y, de ser posible, generen productos de valor agregado. Por consiguiente, se deben establecer STAR con beneficios verificables ambiental y económicamente. Así pues, se conciben las CCM como una alternativa para cumplir con los objetivos mencionados.

A partir del estudio de las CCM en el tiempol se observa que éstas han sido estudiadas ampliamente en proyectos de laboratorio, bajo régimen discontinuo y alimentadas con agua residual sintéticas. En dichas condiciones se han obtenido resultados con altas eficiencias de depuración y desempeño electroquímico. Consiguientemente, es vital explorar las CCM a niveles mayores al laboratorio, en flujo continuo y alimentado con agua residual real para abordar problemas relacionados con su construcción y operación.

Esta investigación plantea la operación a flujo continuo de una Celda de combustible microbiana (CCM) de 50 L alimentada con agua residual del campus Meléndez de la Universidad del Valle para determinar su desempeño en cuanto a la reducción de parámetros indicadores de contaminación y a su eficiencia electroquímica.

De esta manera, se brinda la oportunidad de desarrollar estrategias que optimicen el proceso, abordar deficiencias en su diseño y articular tecnologías que logren mayores eficiencias en términos de degradación de materia orgánica del agua y recuperación de productos de valorización. Esta investigación, desea aportar conocimiento al desarrollo de CCM de bajo costo, la evaluación de su funcionamiento hidráulico y la posibilidad de aprovechar el agua residual de composición compleja como lo son las universitarias.

2. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

El actual crecimiento económico y demográfico a nivel mundial, ha intensificado el desarrollo del sector urbano, agrícola e industrial y, en consecuencia, ha incrementado la demanda de recursos naturales. Esta situación está generando un detrimento acelerado de estos recursos, especialmente el hídrico al ser la fuente de extracción y receptor de los efluentes de las actividades humanas, y los combustibles fósiles, la principal fuente de producción energética. Es por esto que, en las últimas décadas la comunidad científica ha buscado alternativas tecnológicas que contribuyan a la solución de la contaminación hídrica, disponibilidad de agua y la crisis energética. Estos problemas se han abordado individualmente, a través de sistemas de tratamiento de agua residual y fuentes de energía renovables no convencionales. Sin embargo, la competencia por ambos recursos ha llevado al desarrollo de alternativas tecnológicas sostenibles que incorporan sistemas con doble funcionalidad: de tratamiento del agua y energética.

Dentro de las tecnologías que están en auge y que buscan la recuperación de la energía contenida en el agua residual, están las celdas de combustible microbiana (CCM) como una opción promisoría para el tratamiento y aprovechamiento del agua residual ya que operan eficientemente a temperatura ambiente, generan menor cantidad de CO₂, no requieren suministro de energía, según la configuración adoptada, y generan energía eléctrica a partir de la materia orgánica biodegradable presente (Mora, 2017).

La implementación de esta tecnología es un reto y desafío debido al proceso investigativo que requiere, el cual se encuentra en proceso. En este hecho, la Universidad del Valle como institución de educación superior promueve el desarrollo de investigación en tecnologías que contribuyan a lograr un campus autosostenible.

En la actualidad, el campus Meléndez vierte el agua residual generada en sus instalaciones (servicios sanitarios, laboratorios, restaurante, centro deportivo, etc.) al sistema de alcantarillado municipal. Por esta razón, surge el interés de evaluar el tratamiento del agua residual de la universidad a través de tecnologías que aprovechen el flujo de materiales. En este contexto, nace el proyecto de un acople tecnológico para el tratamiento del agua residual en la sede Meléndez de la Universidad del Valle, el cual está compuesto de una CCM, un reactor fotocatalítico y una laguna algal de alta tasa, con el cual se espera verter un agua residual con un nivel de contaminación bajo y aprovechar los subproductos generados en el tratamiento.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desempeño en términos de la eliminación de materia orgánica y generación de energía eléctrica de una CCM de 50 L que opera en flujo continuo tratando agua residual de la Universidad del Valle – Campus Meléndez.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la capacidad de la CCM de 50 L para eliminar materia orgánica del agua residual de la Universidad expresada como DBO₅, DQO, ST y SST.
- Establecer la proporción de la materia orgánica biodegradable de la CCM de 50 L a través de un balance de masa por componentes.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 Agua residual

El agua residual puede definirse como aquella que proviene del sistema de abastecimiento de agua de una población, después de haber sido modificada por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias. De acuerdo a su origen resultan de la combinación de líquidos y residuos sólidos transportados por el agua proveniente de residencias, oficinas, establecimientos comerciales e instituciones, industrias, de actividades agrícolas, aguas superficiales, subterráneas y de precipitación (Mara, 1976). Según su procedencia el agua residual se clasifica según se indica en la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación del agua residual según sus características.

Categoría de agua residual	Composición	Características
Doméstica	Microorganismos patógenos, detergentes, materia orgánica, sólidos, nitrógeno y fósforo	Origen de aguas fecales, de lavado y limpieza.
Industrial	Depende de la industria: metales pesados, materia orgánica, altas temperaturas, ácidos y bases, aceites e hidrocarburos	Origen de aguas de proceso, limpieza, domésticas, refrigeración y calefacción;
De actividades agrícolas	Fertilizantes – orgánicos e inorgánicos; pesticidas – órgano clorados, fosforados o metálicos	Origen aguas de lluvia, arrastre y riego; provocan eutrofización de lagos y pantanos
De escorrentía urbana	Materia orgánica e inorgánica de áreas extensas	Por precipitaciones de nieve o lluvia; arrastre de sedimentos por flujo superficial con altos caudales
Pecuarias	Microorganismos patógenos, materia orgánica, sólidos, nitrógeno y fósforo	Origen de actividad ganadera; vertimientos concentrados

Fuente: Jácome et al., 2005

4.2 Agua residual universidad del Valle

El agua residual de la Universidad del Valle, campus Meléndez está conformada por las descargas provenientes de duchas, lavamanos, sanitarios, cafeterías, restaurante universitario, y de los laboratorios que operan al interior. Aproximadamente, el campus cuenta con una población de 20000 personas entre estudiantes, funcionarios, docentes y población flotante los cuales demandan un gran volumen de agua que se traduce, posteriormente, en agua residual estimada 640 m³/día de agua residual (Lizcano et al., 2014), valor que varían según las dinámicas de las actividades académicas y las condiciones climáticas. Además, se tiene que para el año 2014 la universidad tuvo un consumo total de energía de 3821.69 MWh que implicó costos cercanos a los 200 millones de pesos mensuales (Suarez y Cardona, 2014). Crombet et al., (2017), UTP (2017), y Houbbron et al., (2013) realizaron estudios para el tratamiento del agua residual universitaria considerándola un agua residual doméstica, la cual es conducida al sistema de alcantarillado municipal, de manera que, en este estudio, se hizo una consideración similar.

De acuerdo a Metcalf y Eddy (2014) el agua residual doméstica puede clasificarse según la concentración de parámetros que miden el grado de contaminación del agua. En la Tabla 2 se muestra dicha clasificación, la cual es relevante para darle al agua residual del campus una catalogación dentro del agua residual doméstica.

Tabla 2. Composición típica del agua residual doméstica cruda.

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
DBO ₅	mgO ₂ /L	133	200	400
DQO	mgO ₂ /L	339	508	1016
ST	mg/L	537	806	1612
SST	mg/L	130	195	389
SSV	mg/L	101	152	304
SDT	mg/L	374	560	1121
COT	mg/L	109	164	328
Coliformes fecales	No/100mL	10 ³ -10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁶	10 ⁶ -10 ⁸

Adaptado de Metcalf y Eddy (2014)

4.3 Tratamiento del agua residual

La disposición de agua residual sin previo tratamiento impacta negativamente en la salud pública, la preservación de los recursos naturales, el medio ambiente y la economía por lo que es urgente la implementación de sistemas para su tratamiento con los cuales se logre llevar a disposición final un agua de calidad mejorada, con una carga contaminante reducida, además de darle un valor agregado al proceso que permita la reducción de costos asociados al tratamiento.

Existen diferentes tecnologías de tratamiento del agua residual para su posterior reúso o disposición, la implementación de ellas depende de factores económicos, del nivel de tratamiento al que se quiere llegar, disponibilidad de área y de equipos, de las características del agua residual entre otros (Moscoso, 2011).

Uno de los sistemas empleados para el fin mencionado son los sistemas anaerobios en los cuales, microorganismos anaerobios se encargan de degradar la materia orgánica logrando descontaminar el agua en niveles significativos. Son las condiciones ambientales y la configuración del sistema los factores que logran condiciones de ausencia de oxígeno, el cual es tóxico para los microorganismos cuyo metabolismo es anerobio o anóxico.

4.4 Celda de combustible microbiana (CCM)

Una CCM es un sistema bioelectroquímico que utiliza microorganismos para convertir la energía química presente en un sustrato en energía eléctrica, lo cual es posible cuando, bajo condiciones anaerobias, algunos microorganismos transfieren los electrones producidos en su actividad metabólica a un electrodo (ánodo) en lugar de a un aceptor natural de electrones, como oxígeno (Góngora 2017; Hernández-Fernández et. al, 2015; Du, 2007).

Diversos estudios han demostrado que las CCM operan eficientemente a temperatura ambiente y en general bajo las condiciones ambientales del trópico, no requieren tratamiento del biogás ya que su principal producto gaseoso es dióxido de carbono; necesitan aireación pasiva eliminando el requerimiento energético, y generan una menor cantidad de lodo en comparación con los sistemas convencionales (Hernández-Fernández et al., 2015).

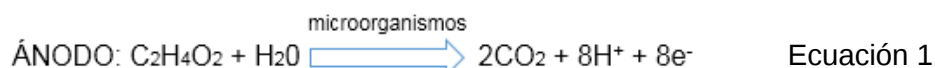
4.5 Configuraciones y Funcionamiento

4.5.1 Sistemas de dos compartimentos

Una CCM típicamente está compuesta por dos cámaras separadas: una anaeróbica en la que se ubica el ánodo y otra aeróbica en donde se ubica el cátodo. En los últimos años se han desarrollado CCM de biocátodo o de cátodo microbiana, en las que los microorganismos son usados como biocatalizadores para aceptar electrones a partir del cátodo y así reemplazar el uso de catalizadores químicos costosos (Du, 2007; Revelo, 2013; Song, 2015).

En las CCM las bacterias son utilizadas para catalizar la oxidación de los sustratos contenidos en el agua residual, generando electrones que son transferidos hacia el ánodo, los cuales circulan a través de un circuito externo, mientras que los protones (H^+) generados en el ánodo pasan a través de una membrana de intercambio protónico (MIP) hacia el cátodo en donde reaccionan con el oxígeno del aire para formar agua; es muy común que se use Nafion como (MIP), como se realizó en este estudio, debido a que éste material muestra una alta permeabilidad a los protones (Borole, 2009; Gámez, 2016).

A continuación, se presenta la reacción usando acetato como sustrato (García, 2014):



Los electrones viajan a través de un circuito externo (una resistencia) que conecta el ánodo y el cátodo, originando una corriente eléctrica que puede ser medida y utilizada para realizar trabajo (Romero, 2012). En la Figura 1. Se presenta un esquema de una CCM típica.

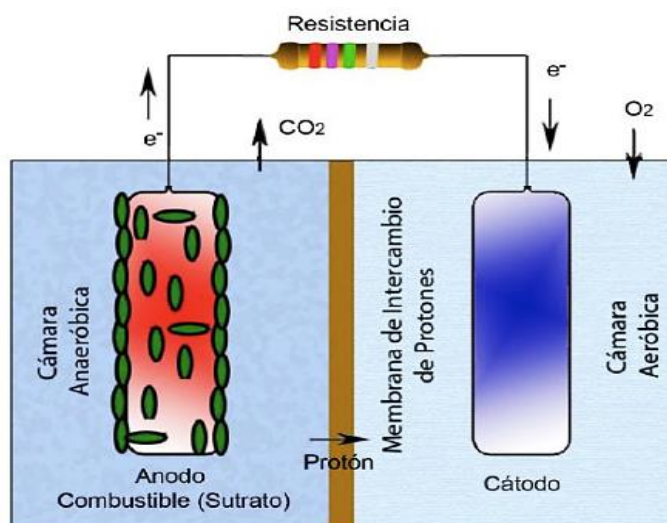


Figura 1. Esquema de una CCM de cámara doble.
Tomado de Revelo, 2013

4.5.2 Sistemas de un compartimento

Una variante de la CCM de doble cámara se obtiene eliminando la cámara catódica y exponiendo el cátodo directamente al aire, transformándose así en una CCM de una sola cámara; haciendo el sistema más sencillo y menos costoso debido a que no se requiere aireación (Du et al., 2007; García, 2014).

El hecho de que el cátodo esté expuesto al aire evita problemas asociados a la disponibilidad de oxígeno derivados de la baja solubilidad de éste en el agua lo cual es un factor limitante del desempeño y operación de las CCM con electrodos hechos a partir de grafito (Park, 2001; Kakarla, 2015).

4.6 Microorganismos en las CCM

Desde hace varios años se sabe de la presencia de microorganismos en el agua residual que son capaces de degradar materia orgánica y generar corriente eléctrica (Cervantes, 2011).

Las CCM como sistemas bioelectroquímicos se basan en la capacidad de algunos microorganismos para catalizar una reacción de oxidación en el ánodo, o una de oxidación y/o reducción en el cátodo (Rabaey et al., 2010). Los microorganismos capaces de aceptar electrones directamente a partir de electrodos se conocen como electrodo-oxidantes (Mook et al., 2013).

Las bacterias electroquímicamente activas en el ánodo de las CCM son conocidas como bacterias anodofílicas, las cuales transfieren sus electrones a un electrodo sin necesidad de un mediador (Saavedra, 2012). En diversos estudios han sido utilizadas cepas de bacterias puras como la *Shewanella putrefaciens*, *Escherichia coli*, *Geobacter sulfurreducens* y *rhodoferax ferrireducens*, y se ha observado que las dos últimas presentan una eficiencia coulombica de aproximadamente el 98% al transferir los electrones al ánodo (Gámez, 2016).

El desarrollo de los microorganismos depende de las condiciones ambientales, disponibilidad de nutrientes, consistencia del medio, acidez-alkalinidad, presencia o no oxígeno, grado de humedad, luz, pH, temperatura. Así mismo los microorganismos usan minerales (C, N, P y S) como nutrientes tomados del sustrato (Valdivieso, 2017). De manera que el sustrato debe ser tal que permita que los microorganismos logren desarrollarse y cumplir con sus funciones vitales contribuyendo a la depuración del agua y a la producción energética.

4.7 Evaluación de las CCM

El desempeño de las CCM se verifica a través de la producción de energía eléctrica y de la disminución de materia orgánica del agua residual. En el primer caso, los factores de desempeño se establecen midiendo parámetros como voltaje, corriente eléctrica para construir las curvas de polarización y potencia (Estrada y Salazar, 2014). En cuanto al tratamiento del agua se miden en el laboratorio parámetros fisicoquímicos como DBO₅, DQO, ST y SST con los cuales se caracteriza el comportamiento de la materia orgánica biodegradable y se determina la eficiencia depuradora de la tecnología.

4.7.1 Evaluación electroquímica

4.7.1.1 Potencia

La potencia disponible de la CCM depende del voltaje de la celda y la corriente producida los cuales se vinculan mediante la ecuación de la Ley de Ohm (Cervantes, 2011).

La potencia indica la cantidad de energía entregada o generada por la CCM en un tiempo determinado. Cuanto mayor sea la potencia mayor es la energía eléctrica suministrada por la CCM y viceversa (Estrada y Salazar, 2014).

$$P = V * I = I^2 * R_{ext} = \frac{V^2}{R_{ext}} \quad \text{Ecuación 3}$$

Dónde:

P = potencia en Vatios (W);

V = voltaje en Voltios (V);

I = intensidad de corriente en amperios (A) y

R_{ext} = resistencia interna en ohmios (Ω).

4.7.1.2 Densidad de potencia

La densidad de potencia es la cantidad de energía generada por unidad de área del electrodo. La potencia regularmente se normaliza con algunas características del reactor con el fin de comparar la potencia de salida de diferentes sistemas. La potencia de salida suele ser normalizada con respecto a la superficie del ánodo (Ecuación 4), debido a que es el lugar en donde se produce la reacción (Gámez, 2016).

$$P_{\text{ánodo}} = \frac{V_{\text{celda}}^2}{A_{\text{ánodo}} * R_{ext}} \quad \text{Ecuación 4}$$

Dónde

$P_{\text{ánodo}}$ = potencia del ánodo en Vatios (W);

V_{celda} = voltaje de celda en Voltios (V);

$A_{\text{ánodo}}$ = área del ánodo (m^2)

R_{ext} = resistencia interna en Ohms (Ω).

Cuando se normaliza con respecto al volumen (v) del reactor la ecuación a aplicar es la 5.

$$P_{\text{volumétrica}} = \frac{V_{\text{celda}}^2}{v * R_{ext}} \quad \text{Ecuación 5}$$

Dónde

$P_{\text{volumétrica}}$ = potencia volumétrica en Vatios (W);

V_{celda} = voltaje de celda en Voltios (V);

v = volumen del reactor (m^3)

R_{ext} = resistencia interna en Ohms (Ω).

4.7.1.3 Eficiencia coulombica

La eficiencia coulombica de una CCM se define como la relación del número de coulombs transferidos efectivamente por el sustrato al electrodo anódico y el número máximo posible de coulombs transferidos si todo el sustrato fuera empleado para la producción de corriente. En otras palabras, corresponde a la fracción de electrones recuperados como corriente eléctrica de los presentes en la materia orgánica que ingresa al sistema.

$$C_E = \frac{\text{Columbs recuperados}}{\text{Columbs totales en el sustrato}} * 100 \quad \text{Ecuación 6}$$

Dónde

$C_E = \text{Eficiencia coulombica (\%)}$

Cuando se tiene un sustrato complejo, como lo es el agua residual, se puede emplear el valor de DQO como una medida de la concentración del sustrato, y, por lo tanto, calcular la C_E de la siguiente manera (Logan, 2008):

$$C_E = \frac{M_s * I * TRH}{F * b_{es} * v * \Delta c} * 100 \quad \text{Ecuación 7}$$

Dónde

$M_s = \text{peso molecular del } O_2, 32 \frac{g O_2}{mol O_2};$

$I = \text{corriente eléctrica } (A; \frac{C}{s});$

$TRH = \text{Tiempo de retención hidráulico (h)};$

$F = \text{constante de Faraday, } 96500 \frac{C}{mol e^-};$

$b_{es} = \text{número de electrones por mol de } O_2, 4 \frac{mol e^-}{mol O_2};$

$v = \text{volumen útil del sistema (L)};$

$\Delta c = \text{diferencia entre concentración inicial y final del sustrato } (\frac{g O_2}{L})$

4.7.2 Evaluación de disminución de materia orgánica

Los parámetros de medición de la evaluación de transformación de contaminantes por parte de la CCM dan información de la acción del consorcio microbiológico para la oxidación del sustrato biodegradable presente en el agua. A continuación, se describe brevemente en qué consiste cada parámetro

4.7.2.1 DQO

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo (AWWA, 2005). En el ensayo, se emplea un agente químico fuertemente oxidante (dicromato potásico) en medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse químicamente (García et al., 2008). La cantidad de dicromato consumido se expresa en términos de su equivalencia en mgO_2/L .

4.7.2.2 DBO₅

La Demanda Bioquímica de Oxígeno, es un bioensayo en el cual se mide el oxígeno requerido por los organismos en sus procesos metabólicos para consumir la materia orgánica presente en agua residual o natural, bajo condiciones de temperatura (20°C), oscuridad, exceso de nutrientes (Ca, Fe, Mg, Fósforo y Nitrógeno) y con un periodo de incubación de 5 días. La disminución de la concentración de oxígeno disuelto (OD) puede ser medida por el método Winkler (AWWA, 2005).

La DBO₅ mide el consumo de oxígeno debido a la oxidación, por parte de los organismos, de la materia orgánica carbonácea, llamada Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (AWWA, 2005). Se expresa en mgO_2/L .

4.7.2.3 SÓLIDOS

Los Sólidos Totales son la materia suspendida (no filtrable) o disuelta (filtrable) presente en aguas naturales y residuales. Las partículas sólidas presentes en el agua pueden sedimentar o permanecer en suspensión debido a su densidad (AWWA, 2005). Los sólidos pueden clasificarse como se muestra en la Figura 2.

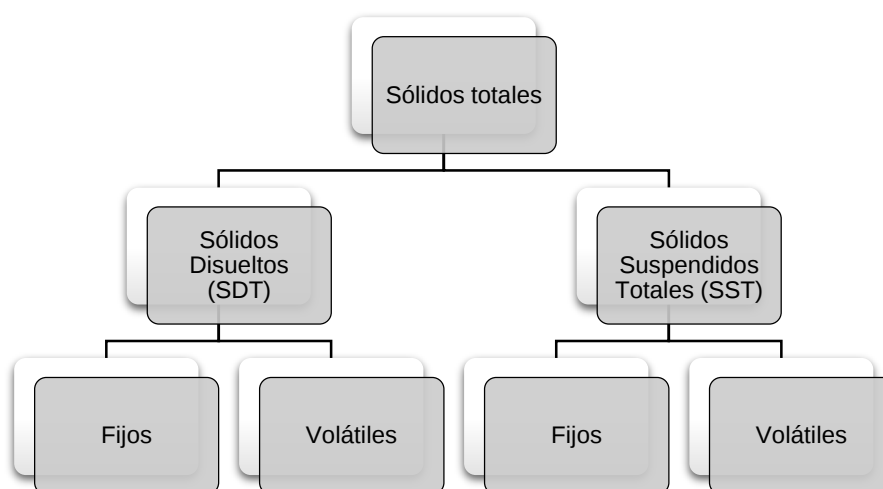


Figura 2. Composición de sólidos totales.
Adaptado de Metcalf y Eddy (2003)

5. METODOLOGÍA

5.1 Zona de estudio

La CCM evaluada hace parte del proyecto “Evaluación de un acople tecnológico para el tratamiento del agua residual doméstica y el potencial uso de los subproductos generados. Caso de Estudio: Campus Universidad del Valle Sede Meléndez”, financiado por la Vicerrectoría de Investigación. El sistema piloto consistió en una celda de combustible microbiana, como primera unidad de tratamiento, seguida de un proceso de fotocátalisis heterogénea y una laguna algal de alta tasa. La planta se ubicó en el edificio 335 donde se encuentra el programa de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. En la Figura 3, se señala la ubicación de la celda de combustible microbiana evaluada y el punto de donde se extrajo el agua residual.

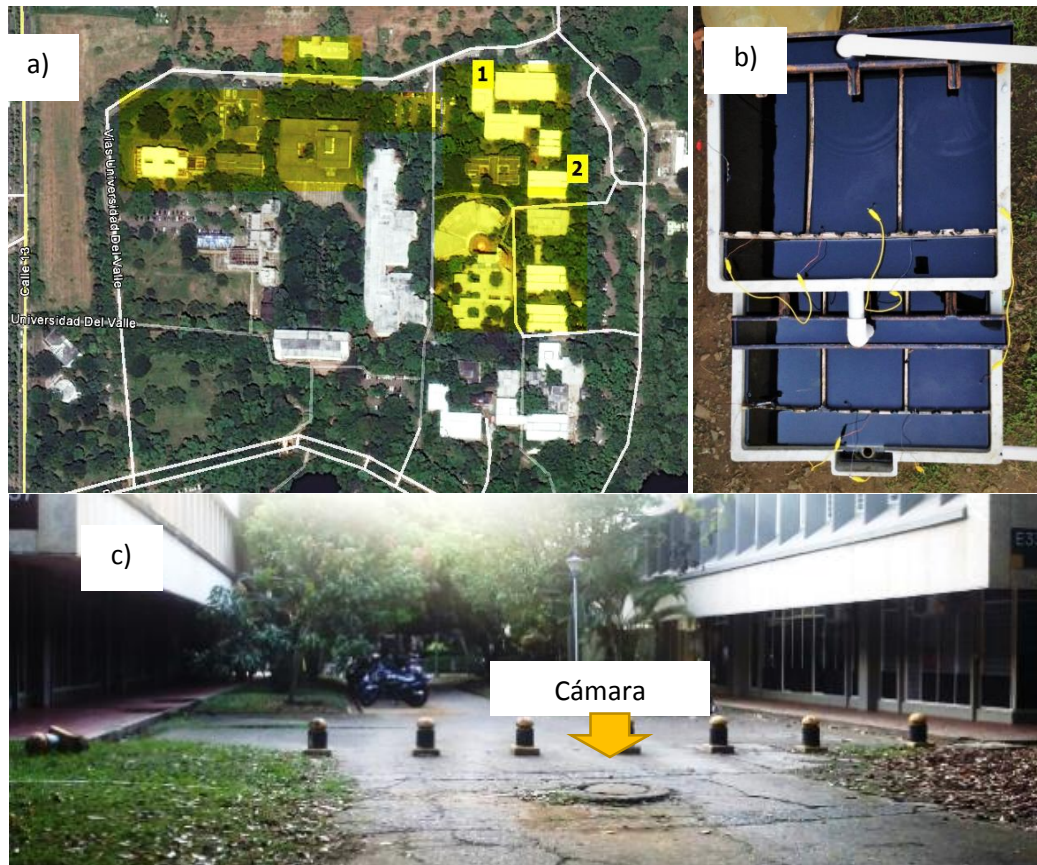


Figura 3. (a) Vista área de la Universidad del Valle: en sombreado la red de drenaje sanitario aportante, ubicación de la CCM (1) y la cámara de inspección (2); (b) Celda de combustible microbiana; (c) Ubicación de la cámara de alcantarillado

La zona resaltada en la figura 3. a. indica la red de drenaje de agua residual que confluyen en la cámara de inspección mencionada. Es decir, que se incluyen los edificios 316 (Tulio Ramírez), 315 (Ciencias del Lenguaje), 317 (El Cree), 318 (Biblioteca Mario Carvajal), 333 (Álvaro Escobar Navia), 331 (Torre Ingeniería), 332 (Auditorios Ingenierías), 334-338 (Ingeniería química, de alimentos, sanitaria y ambiental), 340 (Ingeniería mecánica), 341 (CINARA), 344 (Escuela de recursos naturales y del ambiente) y 345 (Ingeniería mecánica).

5.2 Descripción de la CCM

La CCM evaluada en este estudio fue diseñada y construida en el desarrollo de la tesis de maestría titulada Evaluation of a 50 L continuous mode Microbial Fuel Cell system fed with domestic wastewater (Olaya, 2018). El dispositivo consistió en un sistema de dos bandejas conectadas con flujo hidráulico en serie, conocido como CCM de tipo apilado. Cada bandeja fue dividida en tres compartimentos dispuestos paralelamente entre sí, es decir, que estaban separados hidráulicamente. Cada cámara tenía 0.4 m de largo, 0.18 m de ancho y 0.13 m de profundidad, para un volumen de 25 L. Anterior a la CCM, se encontraba ubicado un tanque de pretratamiento en el cual se retenían sólidos de mayor tamaño. En la Figura 4 se muestra el prototipo de la celda construida.

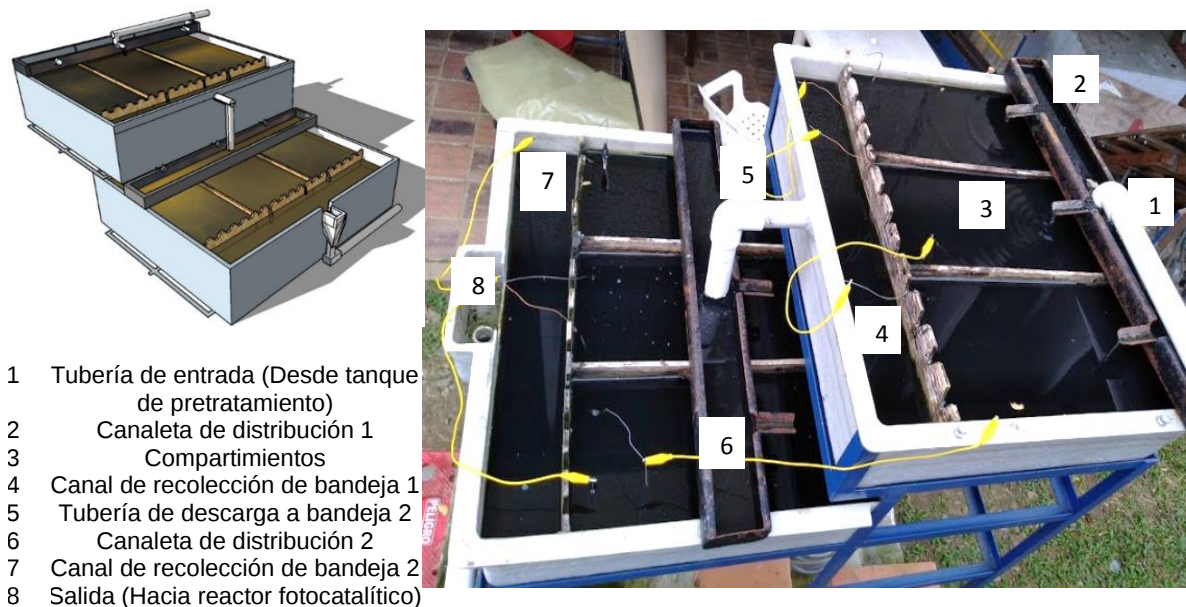


Figura 4. Prototipo de la celda y celda construida.

En cuanto al diseño del mecanismo de transferencia de electrones, cada celda está compuesta por un conjunto de 13 ánodos dispuestos en la parte inferior y 25 cátodos ubicados en la parte superior a una distancia aproximada de 2,5 cm entre sí. Los electrodos fueron barras comerciales de grafito. Las barras de carbono catódicas se cubrieron con una solución de platino (Pt/C 20% en peso) y Nafion, siendo el platino el catalizador. Las barras anódicas se recubrieron con una película bacteriana formada posteriormente al proceso de inoculación. Los electrodos estaban puestos sobre una estructura que soportaba uno de los extremos y tenían integrado un alambre de cobre que atravesaba las barras de grafito, por el cual se transferían los electrones.

La etapa de inoculación, arranque y estabilización de la CCM fue realizada previo al estudio presentado en este documento. Inicialmente se construyeron dos celdas de 0.03 L, una con inóculo y otra sin él, para estudiar el comportamiento de la celda y definir cómo llevar a cabo el arranque.

5.3 Funcionamiento hidráulico de la CCM

El sobrenadante efluente del tanque de pretratamiento instalado anterior a la celda, ingresaba a la CCM a través de una tubería dirigida hacía la primera bandeja. El afluente se distribuyó en las tres derivaciones correspondientes a cada compartimento por medio de una canaleta metálica con descarga libre. Cada compartimento descargaba el sobrenadante, por medio de una serie de vertederos triangulares, a una cámara común de salida de la bandeja.

El efluente colectado de la primera bandeja se lleva a través de la tubería hacia la segunda bandeja. En este caso, se disponía de la misma configuración de recolección del efluente de la primera bandeja, es decir, la canaleta con tres salidas a descarga libre. En la Figura 5, se puede observar la distribución hidráulica la CCM.

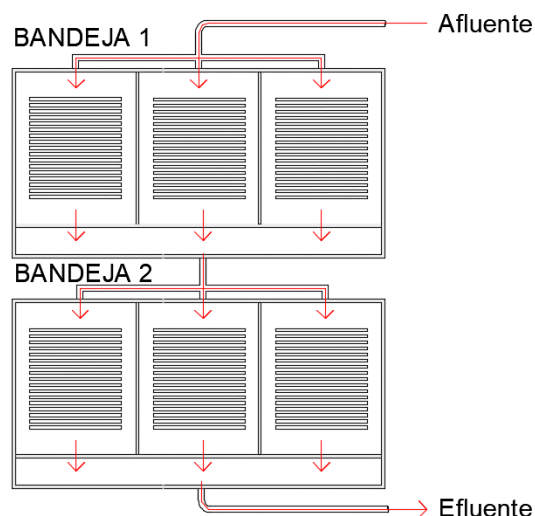


Figura 5. Esquema del funcionamiento hidráulico de la CCM.

El control del caudal de operación se realizó a través de una válvula ubicada en la descarga de la tubería que conduce el agua residual cruda al tanque de pretratamiento. Se utilizaron un temporizador digital y una probeta para realizar el aforo del flujo de diseño, el cual fue de 7.5 L/h para un tiempo de retención hidráulico de 6.67 h de todo el sistema.

5.4 Funcionamiento eléctrico de la CCM

Durante la ejecución de este estudio, la conexión eléctrica de la CCM se realizó a partir de una configuración en serie de los seis compartimentos como se indica en la Figura 6.

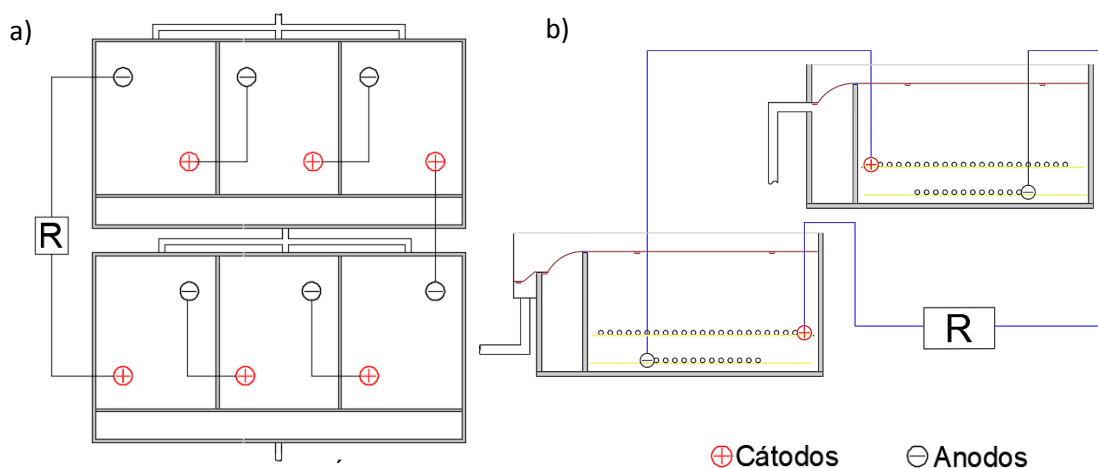


Figura 6. Conexión de las celdas electroquímicas. a) Vista superior b) Vista de perfil

5.5 Operación del sistema

La CCM se alimentó con agua residual del campus universitario a flujo continuo a través de un sistema hidráulico a gravedad, y operó por un mes a caudal de diseño entre lunes a viernes y de sábado a domingo a medio caudal. La actividad de alimentación se realizó diariamente con el fin de mantener las condiciones de flujo mencionadas.

5.5.1 Extracción y transporte del agua residual universitaria

El agua residual cruda se extrajo de una cámara de inspección ubicada entre los edificios 340 y 341 del campus, mediante una electrobomba sumergible. El agua residual era llevada desde la cámara hacia la CCM a un tanque de acarreo. En la Figura 7, se pueden observar la electrobomba sumergible.



Figura 7. Vista interior de la cámara de inspección

5.5.2 Suministro de agua residual universitaria al sistema de tratamiento

El agua residual cruda era direccionada hacia un tanque bajo a través de una electrobomba sumergible peristáltica en un tiempo de 2 horas. Luego, se accionaba una electrobomba centrífuga, que elevaba el agua desde el tanque bajo hasta un tanque elevado a 3.5 m.

El tanque elevado estaba conectado hidráulicamente al tanque de pretratamiento a través de un tubo a descarga libre. Dicha conexión, tenía una válvula en el extremo de descarga para controlar el caudal concurrente en el sistema de tratamiento. Finalmente, el tanque de pretratamiento se conectó a la CCM mediante una tubería PVC de diámetro de 1 pul. descargando el sobrenadante a gravedad. En la figura 8 se aprecia lo descrito.



Figura 8. Sistema de suministro de agua residual a CCM

5.5.3 Caracterización del agua residual a tratar

Se realizó la caracterización del agua residual del campus Meléndez para determinar su composición y hacer una clasificación del tipo de agua residual más precisa según la comparación con la literatura.

5.5.4 Medición de eficiencia de tratamiento y electroquímica

5.5.4.1 Evaluación del tratamiento

Para determinar la eficiencia de disminución de materia orgánica en la CCM se midieron los parámetros DBO_5 , DQO, ST, SST y SSV siguiendo los protocolos establecidos por el Standard Methods, 2005 (AWWA, 2005) cuyo código se muestra en la Tabla 3.

Las muestras se recolectaron en dos puntos, uno a la entrada del sistema y otro a la salida de la segunda bandeja, en la descarga hacia el reactor fotocatalítico.

En el sitio se midieron parámetros como pH del agua circundante en la celda, afluente y efluente, temperatura del agua y conductividad.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos evaluados.

Parámetro	Standard Methods
DQO	5220-D
DBO ₅	5210-D
ST	2540-B
SST	2540-D
SSV	2540-E
pH	-
Conductividad	-
Temperatura	-

La muestra de agua resultante de la filtración previa al cálculo de los SST, se empleó para medir DQO filtrada y DBO₅ filtrada.

Los ensayos de DQO y Sólidos se realizaron los días martes, miércoles y jueves de todas las semanas de medición. Por su parte la DBO₅ se realizó los días miércoles y jueves. Las muestras de agua residual se tomaron aproximadamente a las 8 am, durante 1 mes: dos semanas en el mes de enero previo al inicio de clases (periodo intersemestral o anomalía académica) y dos semanas contadas desde la reanudación de actividades académicas y administrativas (periodo semestral o normalidad académica). La prueba de sólidos sedimentables se realizó una vez en tiempo de actividades académicas normales. Los parámetros *in situ* (pH, conductividad, temperatura), se midieron igualmente, martes, miércoles y jueves. La distribución semanal y las pruebas realizadas se hicieron dependiendo de la disponibilidad de materiales, de los laboratorios requeridos y del acceso a las instalaciones de la universidad.

5.5.4.2 Evaluación eléctrica

La evaluación de la eficiencia eléctrica de la CCM se fundamentó en la aplicación del método de resistencia variable para la elaboración de curvas de polarización y potencia. De esta manera, se tiene que los terminales anódico y catódico de la CCM se conectaron a un el circuito externo, como el que se aprecia en la Figura 9. Se emplearon dos multímetros en función de potencial y la corriente eléctrica respectivamente, y una resistencia variable.

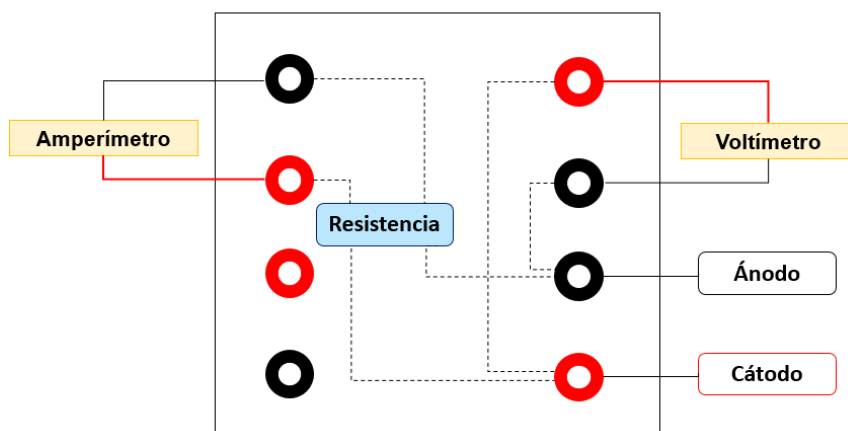


Figura 9. Esquema del circuito externo para la medición de potencial y corriente en la CCM.

Es necesario resaltar que el análisis del desempeño electroquímico de la CCM fue desarrollado por la tesis de maestría mencionada anteriormente. Por lo tanto, los resultados eléctricos reportados en este estudio constituyeron un insumo directo de dicha investigación.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Caracterización del agua residual

La caracterización del agua residual se realizó en los días 08, 15 y 29 de noviembre de 2017, en el segundo periodo semestral de dicho año (Ver Anexo 1). Los resultados se compararon con los valores de composición típica del agua residual doméstica de concentración débil, media y fuerte reportados por Metcalf y Eddy (2014) presentados en el capítulo Marco teórico. Los datos promedio de la caracterización del agua residual y la comparación con el autor mencionado se consignan en la Tabla 4.

Tabla 4. Resultados de caracterización del agua residual cruda.

Parámetro	Valor	Clasificación
DQO (mgO ₂ /L)	638.14	Media - Fuerte
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	259	Media - Fuerte
COD (mg/L)	371.57	Fuerte
ST (mg/L)	700	Débil - Media
SST (mg/L)	276.9	Media - Fuerte
pH (UNpH)	8.2	-
ORP-Potencial redox (mV)	-247.8	-
Oxígeno disuelto (ppm)	0	-
Conductividad (μS/cm)	1044	-
Resistividad (MΩ*cm)	0.001	-
SDT (mg/L)	529	Débil - Media
Presión (psi)	13.0017	-
Temperatura (°C)	25.72	-
NTK (mg/L)	115.5	-
Nitratos (ppmNi)	3.5	-
Amonio (ppmAm)	62.03	-
Turbiedad (UNT)	228	-
E. Coli (NMP/100 mL)	18.2x10 ⁴	-
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	54.6x10 ⁴	Débil
Huevos de Helmintos* (N° Huevos/L)	638.14	-

A partir de esta información, se establece que el agua residual de la universidad se asemeja al agua residual doméstica de concentración media-fuerte ya que no existe una clasificación especial para agua residual generada en universidades, en donde se realizan actividades similares a las de una vivienda y funcionan laboratorios y espacios de investigación en donde se producen residuos de calidad y composición distinta. De la relación DBO_5/DQO se deduce que el 41% corresponde a materia orgánica biodegradable, mientras que el 59% concierne a materia orgánica e inorgánica no biodegradable, lo cual indica el uso potencial de sistemas de tratamiento biológico para su depuración.

6.2 Arranque de la CCM

Previo al arranque de la CCM se hizo una evaluación con dos celdas de 0,03 L (Ver Figura 10) alimentadas con agua residual de la universidad y una inoculada con lodo proveniente del lago de la universidad ubicado cerca de la cafetería central, y otra sin inóculo; esto con el fin de definir si es preferible inocular la celda con un consorcio de microorganismos anaerobios que faciliten y aceleren el arranque del sistema o si, por el contrario, no es un aspecto influyente. Dada la estabilidad en el tiempo de la corriente medida y los valores obtenidos, se decidió que la CCM de 50 L debía ser inoculada previamente. El lodo empleado se extrajo del tanque séptico de la planta de tratamiento de agua residual del corregimiento La Vorágine.



Figura 10. Celdas de 0.03 L estudiadas previo al arranque de la CCM.

6.3 Mediciones *in situ*

6.3.1 pH

El pH es considerado como un factor que afecta la resistencia interna de la CCM, ya que mientras los electrones capturados en el ánodo son transferidos a través el circuito externo para realizar la reducción de oxígeno en el cátodo, los protones liberados por la oxidación biológica crean un gradiente de pH entre ambas zonas para viajar hacia la zona catódica.

El pH presentó un aumento en el efluente de la unidad de tratamiento en ambas condiciones de análisis. Para la el periodo intersemestral el pH de entrada varió entre 7.27 UN y máximo de 7.54 UN, mientras que el pH de salida osciló entre 7.61 UN como mínimo y 7.8 UN como máximo. En cuanto al periodo semestral, el pH del afluente mínimo fue de 7.54 UN y el máximo de 7.79 UN, con un incremento en el efluente de 7.75 UN a 7.92 UN.

Karthikeyan et al., (2016) propone que cuando la producción y consumo de protones esta en equilibrio no se genera una baja del pH en el efluente. El aumento de pH puede ser resultado de una mayor tasa de consumo de protones en el cátodo y liberación de OH^- debido a la baja capacidad buffer del agua residual afluente (Guo et al., 2015, Larrosa-Guerrero et al., 2010).

Como se menciona más adelante, el aprovechamiento de la materia orgánica en la CCM incrementó en el periodo semestral, lo cual puede estar relacionado con el aumento del pH en dicho momento. Algunos estudios han demostrado que el uso de sustratos con pH superiores a la neutralidad en las CCM, incrementan las eficiencias de disminución de materia orgánica y aceleran la transferencia de electrones entre la biopelícula y la superficie anódica debido al enriquecimiento de bacterias electroquímicamente activas (Ren et al., 2018; Liao et al., 2014). Sin embargo, cabe considerar que a pH entre 6 a 8 UN se favorece la actividad del metabolismo metanogénico, generando una posible interacción sintrófica o de competencia con los microorganismos exoelectrogénicos en la superficie anódica y, por consiguiente, reducción de la producción de energía (Ferrer y Pérez, 2010).

6.3.2 Conductividad

Algunas investigaciones han demostrado que existe una relación positiva entre la conductividad eléctrica del electrolito y la resistencia interna de las CCM.

La conductividad eléctrica del afluente en condiciones de receso académico osciló entre 260 $\mu\text{S/cm}$ y 416 $\mu\text{S/cm}$, y valores de salida menores correspondientes a 250 $\mu\text{S/cm}$ y 333 $\mu\text{S/cm}$. Como en el caso anterior, el periodo de normalidad académica y administrativa se caracterizó por presentar valores más altos de CE, que variaron desde 426 $\mu\text{S/cm}$ hasta 498 $\mu\text{S/cm}$ en el afluente y, entre 381 $\mu\text{S/cm}$ y 434 $\mu\text{S/cm}$ en el efluente de la CCM.

El incremento de la conductividad en el agua residual de entrada facilita la transferencia de protones hacia la zona catódica y, por ende, genera mayores densidades de potencia (Lefebvre et al., 2012; Nam et al., 2010).

Cabe resaltar que el incremento de la densidad de potencia no está limitada únicamente por la resistencia óhmica de la CCM, sino que existen otros factores como: las características del agua residual que determinan la disponibilidad de materia orgánica asimilable, el tipo de biopelícula anódica que restringe la transferencia de electrones al electrodo, entre otros.

6.4 Evaluación fisicoquímica por periodos y comparación con normativa colombiana

Se evaluó la CCM en dos periodos, estos son período intersemestral y semestral, es decir, tiempo en el cual el periodo académico no había iniciado y por ende personal dentro de la universidad era menor al que permanece en tiempo de actividades académicas y administrativas, mientras que el segundo inició a partir de la reanudación del semestre y concurrencia normal de estudiantes, funcionarios y docentes.

En el período intersemestral el contenido de materia orgánica presente en el agua residual, según los datos tomados de DQO, DBO_5 , ST, SST fue inferior al obtenido en periodo semestral.

En la Figura 11 se aprecia cómo el agua residual cambió sus características físicas en los periodos de operación continua. Al inicio del estudio se observa que el agua era oscura, pero en un nivel menor que cuando se compara con el agua del periodo semestral. La observación de este fenómeno concuerda con los resultados de la evaluación fisicoquímica llevada a cabo.

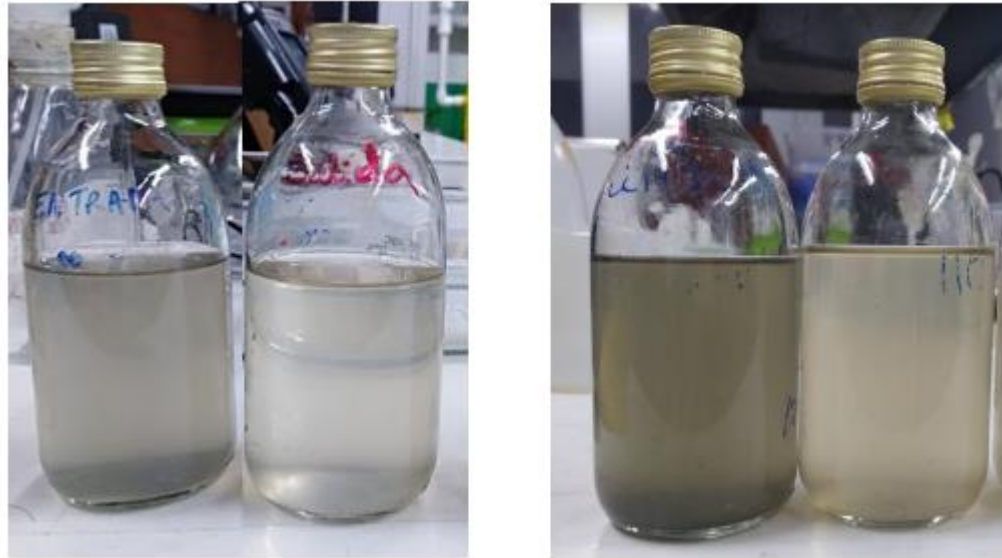


Figura 11. Observación de la calidad del agua. A la izquierda agua residual de entrada, a la derecha agua residual de salida de la CCM en a) periodo intersemestral b) periodo semestral.

En la Tabla 5 se presentan los valores máximos permitidos por la norma colombiana de vertimientos (Resolución 0631 de 2015) y en las Tablas 6 y 7 los parámetros evaluados en ambos periodos y la clasificación del agua de entrada según Metcalf y Eddy (2014). Los datos de salida de la CCM se compararon con la norma y cada parámetro se clasificó como “cumple” o no cumple”.

Tabla 5. Valores máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a sistema de alcantarillado público

Parámetro	Unidades	Valor máximo permisible
pH	Unidades	6,00-9,00
Demanda química de oxígeno (DQO)	mgO ₂ /L	180,0
Demanda bioquímica de oxígeno (DQO)	mgO ₂ /L	90,0
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	90,0
Nitratos	mg/L	-
Nitrógeno amoniacal	mg/L	-
Nitrógeno total	mg/L	-

Tomado de: Resolución 0631 de 2015

Tabla 6. Parámetros evaluados en período semestral.

Parámetro	Periodo semestral		Según Metcalf y Eddy (2014)	Según Res. 0631 de 2015	Eficiencia (%)
	Entrada	Salida			
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	107.57	43.99	Débil	Cumple	54
DQO (mgO ₂ /L)	274.31	106.71	Débil	Cumple	60
ST (mg/L)	449.30	338.0	Débil	-	25
SST (mg/L)	43.60	27.90	Débil	Cumple	36
SSV(mg/L)	39.60	21.50	Débil	-	44
SDT(mg/L)	405.70	310.10	Débil - Medio	-	24

Tabla 7. Parámetros evaluados en período intersemestral

Parámetro	Periodo intersemestral		Según Metcalf y Eddy (2014)	Según Res. 0631 de 2015	Eficiencia (%)
	Entrada	Salida			
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	58.27	25.59	Débil	Cumple	57
DQO (mgO ₂ /L)	163.95	96.43	Débil	Cumple	40
ST (mg/L)	409.00	351.70	Débil	-	14
SST (mg/L)	36.10	20.50	Débil	Cumple	43
SSV(mg/L)	24.70	11.20	Débil	-	54
SDT(mg/L)	372.90	331.20	Débil	-	11

De acuerdo a lo reportado en las tablas anteriores, la CCM cumple con el objetivo de disminuir el contenido de materia orgánica y también con la norma colombiana para vertimientos. Aunque el efluente de la CCM presenta características aceptables para vertimiento sobre cuerpos de agua superficial y sistemas de drenaje sanitario se debe considerar un tratamiento posterior que elimine el remanente contaminante y así obtener un efluente de mejor calidad para descarga.

Según la bibliografía, el agua residual que ingresó a la CCM se puede considerar de concentración baja, lo cual indica que en el tanque de pretratamiento se dió una eliminación apreciable de materia orgánica e inorgánica del agua residual que ingresó a la CCM. En el caso del periodo semestral, se eliminó el 58% en términos de DQO y DBO₅. Este hecho puede estar asociado a procesos físicos de sedimentación del contenido particulado.

A continuación, se presenta el análisis de los parámetros fisicoquímicos evaluados. Los parámetros medidos en laboratorio, se analizaron utilizando los programas informáticos: R versión 3.4.3 (R Development Core Team, 2017) y Minitab.

6.4.1 DQO

Como se puede apreciar en la Tabla 8, en la primera semana el nivel de DQO promedio es más bajo que las demás semanas, incluso la variabilidad en ese periodo es baja. Esto esta asociado probablemente a que en la primera semana del estudio la población en la universidad fue muy reducida y aumentó paulatinamente en las siguientes semanas finalizando el receso vacacional y el inicio del semestre académico.

Tabla 8. Información estadística básica del análisis de DQO por semanas.

Semana	Mínimo (mgO ₂ /L)	Media (mgO ₂ /L)	Máximo (mgO ₂ /L)	Desviación Estándar	Coefficiente de variación (%)
1	85.9	123	147.4	25.2	20.5
2	57.5	137.3	192.5	54.2	39.49
3	76.2	194.3	379.5	116.4	59.92
4	89.7	186.7	314.1	88.3	47.29

Como se observa en la Figura 12, la dimensión de las cajas muestra que en las semanas 1 y 2 se presentaron considerables diferencias en la variabilidad respecto a las semanas 3 y 4, pues en las dos primeras la universidad se encontraba en receso académico, mientras que en las dos ultimas estas actividades ya se habian normalizado.

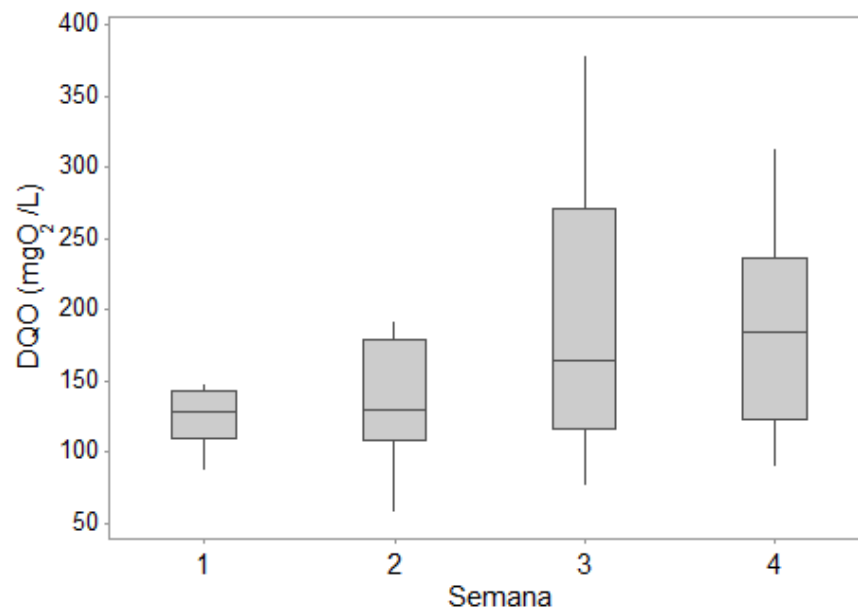


Figura 12. Diagrama de caja de análisis estadístico de DQO por semanas.

En términos operacionales, la CCM fue alimentada con una carga volumétrica promedio en DQO de 0.59 g/L.día para el periodo intersemestral y 0.99 g/L.día en el semestral. Mientras que la tasa de reducción en DQO fue de 0.42 g/L.día y 0.60 g/L.día para cada condición. En la Figura 13, se puede observar el nivel medio de DQO en cada periodo y por cada punto de medición.

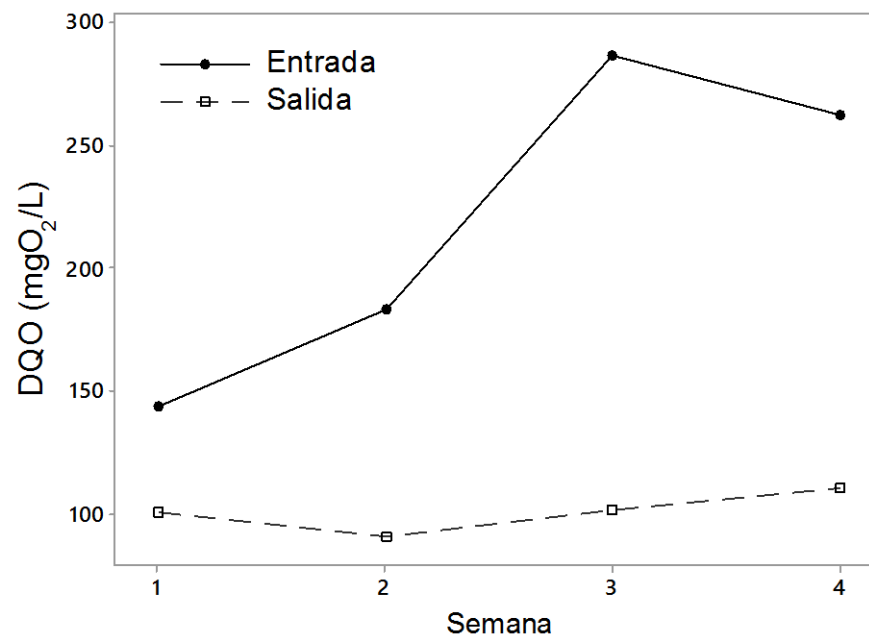


Figura 13. Promedio semanal de valores de entrada y salida de DQO.

De la figura anterior, se puede advertir una diferencia significativa entre entrada y salida, que incluso crece a medida que transcurren las semanas dado que se están llevando a cabo procesos de reducción de la materia orgánica. En la tercera semana la DQO alcanza su máximo valor en el punto de entrada, tiempo en que finalizan las vacaciones.

Finalmente, en la Figura 14 se muestra el comportamiento en cada periodo que se mencionó antes; se encontró que, en entrada cuando las actividades en la universidad se normalizaron, los niveles de la DQO fueron siempre superiores con respecto en el periodo intersemestral.

La variabilidad en concentración de DQO del afluente y el efluente fue mayor en el periodo semestral, debido posiblemente a las dinámicas académicas que influyen en una concurrencia oscilante de estudiantes en la semana.

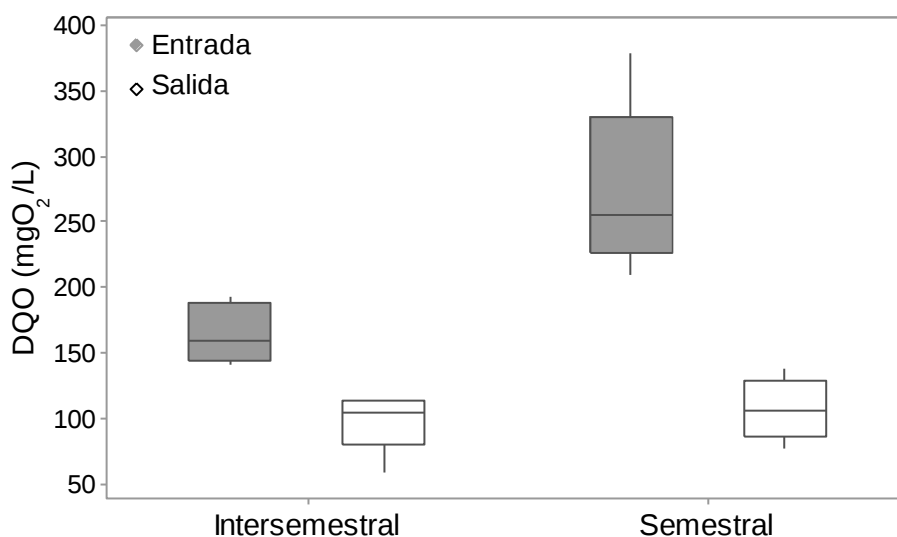


Figura 14. Diagrama de cajas de análisis estadístico de DQO en periodo semestral e intersemestral.

En el periodo intersemestral se observó una eficiencia de reducción en DQO de 40% en promedio, mientras que para a condiciones del periodo semestral ascendió a 60%, con un afluente de 163.95 y 274.31 mg/L, correspondientemente.

Otros estudios han reportado eliminaciones similares para agua residual real: Kim et al., (2016) empleo agua residual doméstica como sustrato para una CCM con 63% y 75% de eficiencia de eliminación para DQO normal y filtrada, respectivamente; 79% de reducción en DQO para un CCM de cátodo expuesto de 250 L y un THR de 6 h (Feng et al., 2014); Jiang et al., (2013) encontró una eliminación de 79% para una CCM de flujo ascendente alimentada continuamente con agua residual domésticas; en otro estudio se alcanzó una eficiencia de 71% empleando agua residual doméstica concentrada como sustrato, 800 mgDQO/L, bajo un régimen discontinuo (Fangzhou et al., 2011); una CCM de cátodo expuesto eliminó el 80% de la DQO alimentada con una carga orgánica de 7.2 g/L.d de agua residual doméstica (Puig et al., 2011).

6.4.2 DBO₅

En cuanto al comportamiento que semanal de la materia biodegradable expresada en DBO₅, se puede observar en el diagrama de cajas de la Figura 15 que en la primera semana hubo menor variabilidad en las mediciones, a diferencia de la tercera semana que fue donde hubo mayor variabilidad. Esto puede considerarse como una evidencia del impacto que tuvo la reanudación de las actividades académicas en las características del agua residual cruda, debido posiblemente a las descargas de agua residual con mayor concentración de materia orgánica. De la misma manera, la concentración promedio fue menor en la semana 1 (37.9 mgO₂/L), mientras que en la cuarta semana ésta fue más alta (80.6 mgO₂/L). En la Tabla 9. Se presentan los valores que corroboran la información descrita.

Tabla 9. Información estadística básica del análisis de DBO₅ por semanas.

Semana	Mínimo (mgO ₂ /L)	Media (mgO ₂ /L)	Máximo (mgO ₂ /L)	Desviación Estándar	Coefficiente de variación (%)
1	20.67	37.98	55.34	15.63	41.15
2	15.6	49.7	82	28.2	56.71
3	35.3	75.5	166.8	62.3	82.53
4	52	80.6	122.8	32.9	42.76

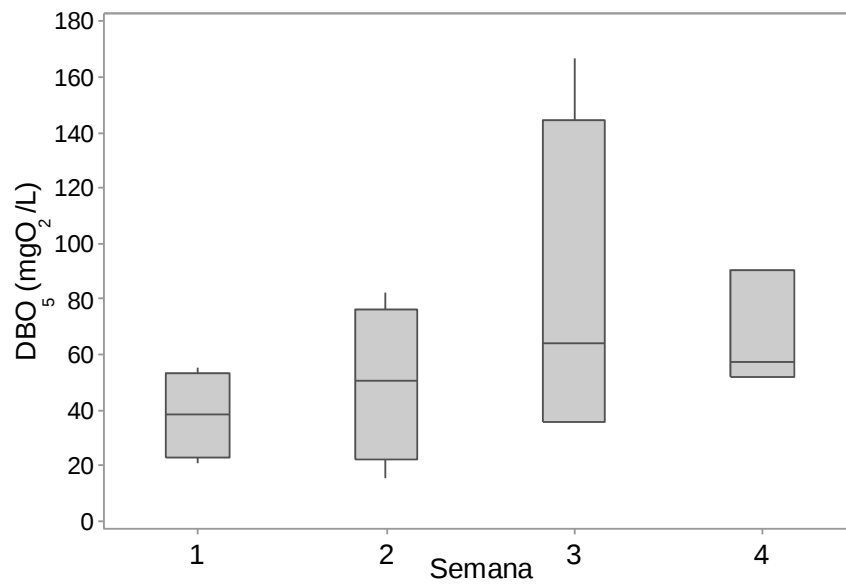


Figura 15. Diagrama de caja de análisis estadístico de DBO₅ por semanas.

En la Figura 16 se muestra el comportamiento de la materia orgánica biodegradable en cada periodo; se encontró que, una vez las actividades en la universidad se normalizaron, los datos de DBO₅ fueron superiores con respecto en el periodo intersemestral. También se puede apreciar una diferencia significativa entre los valores entrada y salida, que fue creciendo a medida que transcurrieron las semanas. Lo anterior puede responder a que a mayor contenido de materia orgánica biodegradable, mayor actividad biológica.

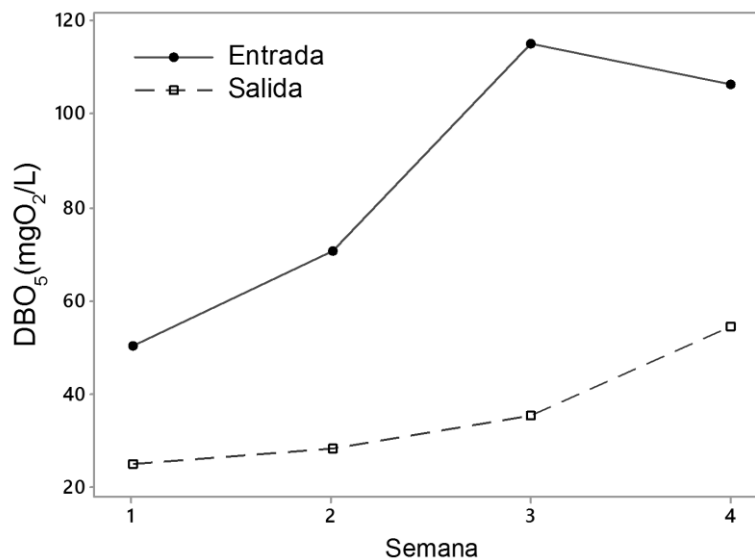


Figura 16. Promedio semanal de valores de entrada y salida de DBO₅.

Finalmente, se aprecia que en ambos momentos la DBO₅ en salida siempre fue menor con respecto a la entrada; comparando este punto en ambos periodos se puede notar que la mediana de las concentraciones en el periodo semestral fue mayor que en el intersemestral, y de la misma manera sucedió con el punto de salida (Ver Figura 17).

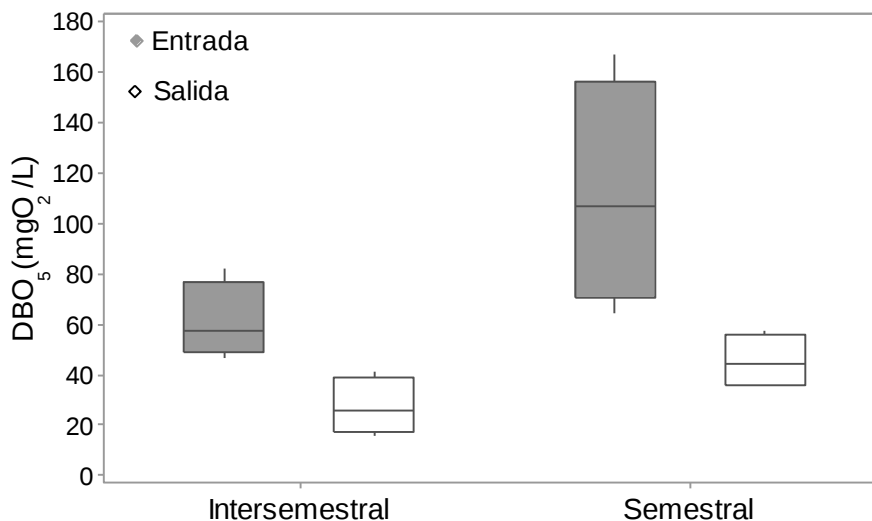


Figura 17. Diagrama de cajas de análisis estadístico de DBO₅ en periodo semestral e intersemestral.

La CCM fue operada con una carga orgánica biodegradable volumétrica promedio de 0.21 g/L.día en el periodo intersemestral y de 0.39 g/L.día en el semestral. Luego, la tasa de degradación orgánica en DBO₅ fue de 0.12 g/L.día y 0.23 g/L.día para cada periodo. De esta manera, se puede decir que existe una tendencia directa entre la carga de materia orgánica biodegradable con la capacidad de transformación por parte de la biomasa del reactor.

En resumen, la eficiencia de disminución de DBO₅ de la CCM fue constante en el tiempo, con 57% para el periodo intersemestral y 54% para el semestral. Otros estudios han logrado mayores eficiencias debido, probablemente, a las características del agua residual empleada, la configuración de la CCM y la operación: Hays et al., (2011) obtuvo 82% de consumo de la DBO₅ afluente (200 mg/L) de agua residual doméstica; Sciarria et al., (2013) alcanzó eficiencias de 69% en DBO₅ para agua residual doméstica enriquecida con agua de almazara (1.15 g/L). Por lo tanto, es posible esperar que a mayor contenido de materia orgánica se incrementen las eficiencias de reducción y aprovechamiento eléctrico.

6.4.3 Sólidos Totales y Sólidos Disueltos Totales

En cuanto al comportamiento de los ST en entrada y salida en cada periodo, las mediciones tienen una variación considerable entre ellas en cada momento. Tanto en el receso como en la reanudación del semestre, la concentración en entrada en ST fue mayor en la de salida. Con valores promedio, respectivamente, 409 ± 40.1 mg/L y 351.7 ± 16.9 mg/L en el periodo intersemestral, y 449.3 ± 34.2 mg/L y 338 ± 74.2 mg/L en el periodo semestral (Ver Figura 18). Esto evidencia el potencial de tratamiento en ST de la CCM estudiada.

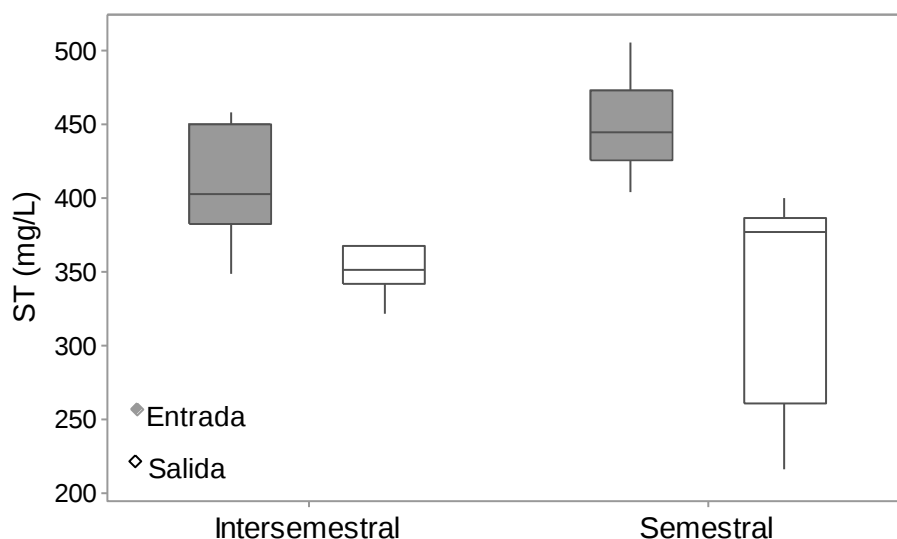


Figura 18. Diagrama de cajas de análisis de ST en periodo intersemestral y semestral.

Los procesos de reducción de sólidos totales se pueden asociar principalmente a la sedimentación y oxidación biológica de la materia biodegradable tanto disuelta como suspendida. En este estudio, las eficiencias de eliminación de ST fueron de 14% y 25% para los periodos intersemestral y semestral, con una mayor carga de sólidos totales en el segundo periodo.

Por otra parte, la fracción filtrable de los sólidos corresponde a componentes disueltos que están compuestos de sustancias orgánicas e inorgánicas y, sólidos coloidales susceptibles a biodegradación (Metcalf y Eddy, 2014). Se encontró que la proporción de SDT con respecto a los ST fue de 90% para ambos periodos, con una reducción de 11% en el periodo intersemestral y 24% en el semestral. Como se menciona más adelante, esto puede relacionarse a que la materia biodegradable soluble asimilada fue mayor en el periodo semestral. Además, el material disuelto también puede eliminarse por mecanismos ácido-base, adsorción y posterior precipitación (Lopez-Vazquez et al., 2017; Mota, 2012).

Es probable que esto esté relacionado con el aumento de las eficiencias de tratamiento de ST y SDT en el periodo semestral.

6.4.4 Sólidos Suspendidos Totales y Sólidos Suspendidos Volátiles

Con base en el diagrama de cajas de la Figura 19, existe una reducción en la concentración efluente de la CCM con relación al afluente en cada periodo. En el primer caso mencionado, específicamente en el periodo vacacional, el comportamiento promedio en entrada fue más alto (36.06 ± 9.45) mg/L que en salida (20.45 ± 4.26) mg/L; similarmente en periodo semestral, la concentración media de entrada fue mayor (43.59 ± 14.9) mg/L que en la salida (27.94 ± 7.44) mg/L, dado el proceso de tratamiento.

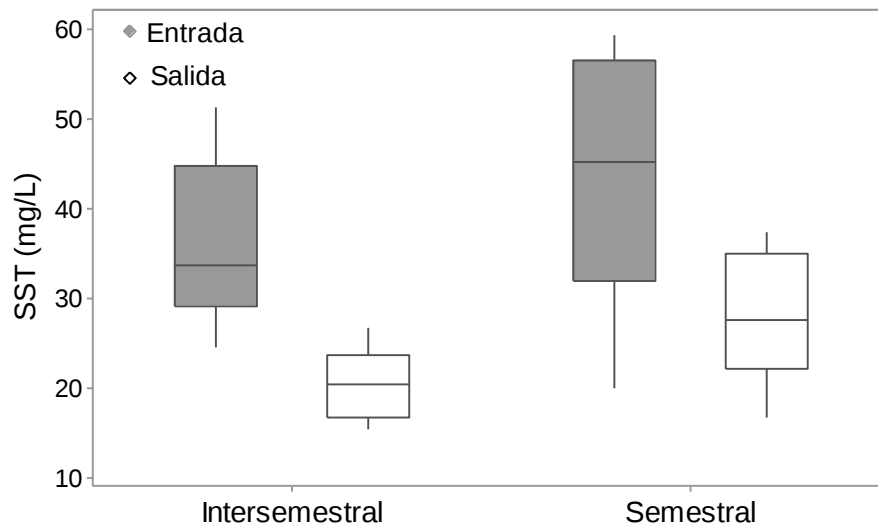


Figura 19. Diagrama de cajas de análisis de SST en periodo semestral e intersemestral.

Estos resultados muestran que se redujo el 43% y 36% de SST en los periodos intersemestral y semestral, lo cual es comparable con otros estudios: se logró la disminución de 35% en SST para una CCM tubular de 2 L integrada a una planta de tratamiento de agua residual doméstica (Zhang et al., 2013); una CCM de 45 L fue integrada en el sedimentador primario de una depuradora de agua residual doméstica, obteniendo eficiencias de eliminación de SST de 40% (80.8 mg/L afluente) y 10% (95.2 mg/L afluente) a un TRH de 22 y 12 h, respectivamente (Hiegemann et al., 2016).

De lo anterior, se puede decir que a pesar del menor TRH de la CCM evaluada en este estudio se alcanzaron porcentajes de eliminación importantes debido principalmente a procesos de separación física y transformación por hidrólisis de la materia orgánica biodegradable particulada.

En cuanto a los SSV, el porcentaje de eficiencia descendió de 54% a 44% en los dos periodos, con un aumento de la concentración al inicio de clases. Es posible que el descenso de tratamiento en el periodo semestral se haya debido a la acumulación de la materia no biodegradable suspendida en los módulos y al crecimiento de la biomasa debido al incremento de materia asimilable. Por lo tanto, es imprescindible considerar la purga de lodo en los módulos de la CCM.

Finalmente, se puede decir que la carga aplicada a la CCM varió constantemente a lo largo del periodo de estudio siendo el semestral el de mayor variabilidad en la mayoría de los parámetros evaluados con excepción del contenido de sólidos totales. En cuanto al análisis general de los sólidos afluentes a la CCM, estos incrementaron su concentración en el periodo semestral para el que se presentó una mayor eficiencia de tratamiento en ST y SDT a diferencia de la disminución de SST y SSV con respecto al intersemestral.

Las características fluctuantes del agua residual pueden estar relacionadas con el efecto de los eventos de precipitación durante tiempo experimental y la recolección de esorrentía en la red de drenaje de la Universidad del Valle, sede Meléndez. Por otra parte, el aumento de las concentraciones en todos los parámetros de operación durante las dos últimas semanas del estudio, se pueden asociar directamente al inicio de las actividades académicas y administrativas que incrementaron el flujo de personas en la institución y modificaron las concentraciones de materia orgánica e inorgánica.

6.5 Evaluación eléctrica y fisicoquímica

Para la evaluación eléctrica de la CCM se analizaron los valores de potencia válidos obtenidos con la reducción de DBO₅ filtrada, correspondiente a la materia biodegradable de fácil asimilación, y DQO filtrada correspondiente a la materia orgánica e inorgánica soluble. En la Figura 20 se graficó la relación entre potencia, concentración de DBO₅ filtrada y días medidos.

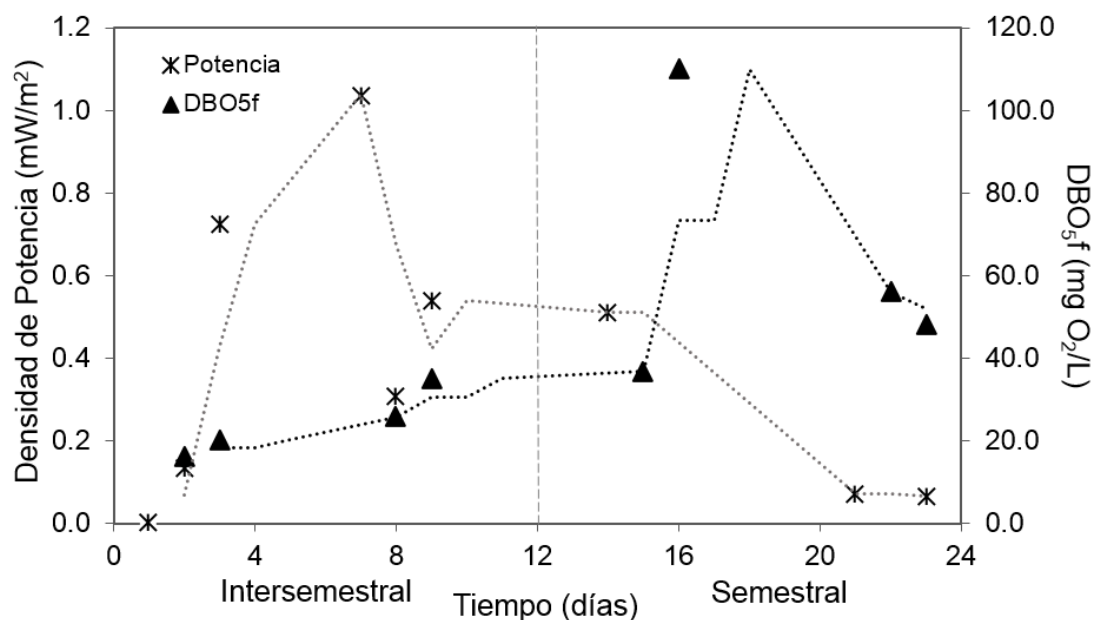


Figura 20. Relación entre potencia, concentración de DBO₅ filtrada y periodo intersemestral y semestral.

Como se indica en la figura 20, el valor mínimo de potencia fue igual a 0.13 mW/m², para el que le corresponde una disminución de materia orgánica soluble con la DBO₅ filtrada (16.2 mgO₂/L afluente) de 23% y DQO filtrada de 77.79 mgO₂/L. La relación de estos dos parámetros fisicoquímicos indica que el 79.17% corresponde a materia no biodegradable soluble y, por lo tanto, no aprovechable por los microorganismos. Si el consorcio microbiológico no puede asimilar el sustrato, no podrá llevar a cabo sus funciones metabólicas y por ende la transferencia de electrones al ánodo será mínima traduciéndose en un valor de densidad de potencia bajo.

La máxima densidad de potencia (0.72 mW/m²) , está asociada al día en que se presentó la mayor relación comparable de DBO₅ filtrada (20.23 mgO₂/L) y DQO filtrada (48.23 mgO₂/L) igual a 41.94%. Por consiguiente, se puede inferir que el contenido moderado de materia orgánica soluble favorece que los microorganismos metabolicen el sustrato, y la densidad de potencia incremente.

Cuando se presentan altas cargas de DQO filtrada a la entrada del sistema, con contenido de material inorgánico soluble superior al material orgánico soluble, que sí es aprovechado por los microorganismos, la densidad de potencia decae o se vuelve inestable.

Al momento en que se presentaron altas cargas de materia orgánica en el afluente ($DQO=379.52\text{mgO}_2/\text{L}$), esto es, cuando se reanudaron las actividades académicas y administrativas, la CCM presentó datos erráticos de potencia entre negativos e inestables dado que es posible que se favorezca la colmatación de la superficie anódica, sobre la cual se lleva a cabo la transferencia de electrones de los microorganismos vivos al consumir el sustrato. De manera que se requieren concentraciones moderadas para que la CCM logre estabilizarse y funcionar adecuadamente. Pineda et al., (2016) encontró que las concentraciones altas de compuestos en el medio anódico generan un efecto negativo en la generación de energía, llegando a inhibirse. Igualmente, en el estudio realizado por Fang (2015) se estableció que las concentraciones elevadas de sustrato, pueden causar una acumulación de compuestos orgánicos en las células bacterianas y de este modo, impedir la actividad microbiana reflejada en la baja producción de electricidad.

En diversos estudios, también, se ha encontrado que el incremento de la concentración del sustrato aumenta la producción de energía de una CCM (Alzate et al., 2010, Kumar et al., 2012) sin embargo, también existen estudios que señalan que tanto la concentración de sustrato como la diversidad microbiológica disponible genera comunidades microbianas mixtas en las cuales se da una fuerte competencia entre bacterias electrogénicas y no electrogénicas, lo cual reduce la producción de energía (Feng, et al., 2009; Pineda, 2016). Por lo tanto, se debe indicar que la presencia de aceptores de electrones alternativos como nitrato y sulfatos en la composición del agua residual, puede contribuir al desarrollo de rutas metabólicas diferentes a las empleadas por el consorcio exoelectrogénico y generar de esta manera valores inferiores de densidad de potencia y corriente (Chang et al. 2005). Este último hecho pudo ocurrir en la CCM evaluada y se puede plantear como una de las causas por las cuales la densidad de potencia reportada fue baja. Otra potencial causa de la baja densidad de potencia es la heterogeneidad de los sedimentos en el sistema, que puede crear regiones no disponibles para el desarrollo de biopelículas (Xia, 2015).

Además, es relevante destacar que la CCM fue inoculada, puesta en marcha y estabilizada cuando se tenía una calidad de agua diferente, diluida y con concentraciones bajas de materia orgánica, por lo que cuando se inició el periodo académico cambiaron las condiciones del agua residual, ya sea por el vertimiento de sustancias nocivas provenientes de laboratorios, u otro tipo de sustancias inhibidores de la actividad microbiológica. Por lo tanto, es probable que los microorganismos no lograron la adaptación completa y de ahí que la densidad de potencia sea errática.

Adicionalmente, la CCM presentó una distribución deficiente del caudal entre los compartimentos provocando una alimentación no uniforme entre éstos. Investigaciones han demostrado que la operación de las CCM apiladas con flujo hidráulico y conexión eléctrica en serie pueden presentar inversión del voltaje debido a la considerable variabilidad de concentraciones en DQO en las subdivisiones de la celda cuando se alimentan con agua residual débil, tal es el caso de Ahn y Logan (2013) trabajaron con 232 mgDQO/L y Choi y Ahn (2013) que trabajaron con 446 mgDQO/L. Esto sugiere que, cuando se opera a flujo y conexión en serie es fundamental crear condiciones de estabilidad de la composición del sustrato (es decir, el contenido de materia orgánica asimilable) en los compartimentos para mejorar el desempeño global de la CCM.

6.6 Eficiencia coulombica

La eficiencia coulombica (CE) indica la proporción de electrones recuperados de la materia orgánica como electricidad y, en las CCM, se estima generalmente a partir de la reducción de DQO. En esta investigación se realizó el cálculo de la EC para el periodo que presentó estabilidad en la generación de potencia, es decir, la serie intersemestral. En este periodo hubo una eficiencia de degradación de materia orgánica promedio de 40% para la DQO normal y 30% para la DQO filtrada. La CCM operó con un TRH de 6,67 horas, un volumen útil de 50 L y superficie anódica total de 0.035 m².

Los dos días de máxima potencia, 0.72 mW/m² y 1.01 mW/m², tuvieron una producción de densidad de corriente de 2.64 mA/m² y 2.74 mA/m² respectivamente. En cada caso, ingresó una DQO de 140.83 y 171.75 mg/L con eficiencias de disminución de 39% y 34% respectivamente, para una EC de 0.07% en ambos días. Mientras que, la DQO filtrada afluyente (48.23 mg/L y 100.26 mg/L) se redujo en 21% y 31%, respectivamente, para una EC de 0.37% y 0.12% en cada día.

Los valores bajos de EC pueden estar asociados a la desviación de electrones hacia el desarrollo anabólico de comunidades microbiológicas mixtas, el consumo de materia orgánica a través de procesos metabólicos competitivos como la fermentación, la metanogénesis o relaciones sintróficas entre las especies electroquímicamente activas, la reducción paulatina de área de transferencia anódica por la adherencia de material inerte que limita la transferencia de electrones, entre otros (Pandey et al., 2016).

Se revisaron otros estudios que usan sustratos similares como agua residual doméstica: Ahn et al., (2013) reportó una EC de 0,6 % y degradación de materia orgánica de 60% con una DQO afluente de 200 mg/L; Nimje et al., (2012) reportó una EC de 0.18% sin inóculo y 0.71% con inóculo y una DQO afluente de 671 mg/L. Adicionalmente, Choi y Ahn (2013) hallaron que a medida que el TRH aumenta, la EC del sistema disminuye cuando se emplea agua residual de origen doméstico, dónde se alcanzó una EC de 13% a un TRH de 15 min y 1.8% a un TRH de 13 h con una carga orgánica de 0.65 g/Ldía. En el caso de agua residual compleja, Hasany et al., (2016) obtuvo una EC de 0,29% con agua residual de procesos lácteos para un TRH de 8 h.

Finalmente, es posible decir que las EC bajas están asociadas a la configuración de las CCM y los materiales de electrodos empleados, a las condiciones de operación y mantenimiento y, al desarrollo de un consorcio microbiológico determinado por las características particulares del agua residual de la Universidad del Valle.

6.7 Comparación de la CCM evaluada con sistemas de tratamiento anaerobio

Dado que la CCM se concibe como un sistema de tratamiento anaerobio, se hizo una revisión bibliográfica de estos sistemas, los más usados para el tratamiento del agua residual y se hizo una comparación de las eficiencias de transformación de materia orgánica de éstos y de la CCM estudiada. La información se consigna en la Tabla 10.

Tabla 10. Comparación de sistemas de tratamiento primario y la CCM evaluada.

Parámetro	CCM estudiada	Filtro anaerobio	Laguna anaerobia	Tanque séptico
DBO ₅ (%)	55	65-75	50-60	30-40
SST (%)	39	80-85	70-80	50-60

Analizando la información presentada, la CCM estudiada compite con las tecnologías presentadas en cuanto a la eliminación de DBO₅, sin embargo, presenta muy baja eficiencia en la reducción de SST, esto debido en gran parte a la operación del sistema dado que es necesario realizar purgas periódicas del sistema de manera que no haya acumulación de lodos que se resuspendan y salgan en el efluente. Dentro del diseño del reactor no se planteó una estructura que permita la purga del lodo, lo cual es una limitación al momento de operar la CCM y se refleja en la eficiencia de reducción de sólidos suspendidos.

6.8 Balance de masa de la materia orgánica en la CCM

El balance de materia se realizó con base en las determinaciones del material biodegradable y no biodegradable caracterizado mediante los resultados de DQO, DQO filtrada, DBO₅ y DBO₅ filtrada. La DQO corresponde a todo el material orgánico e inorgánico tanto soluble como particulado susceptible de oxidación química; la DBO₅ representa el contenido orgánico biodegradable soluble y particulado; la DQO filtrada refleja la materia orgánica, tanto recalcitrante como biodegradable, e inorgánica soluble; por su parte, la DBO₅ filtrada corresponde a la materia orgánica biodegradable soluble, es decir, de mayor asimilación por los microorganismos. Por consiguiente, se obtiene la siguiente clasificación de la materia: materia biodegradable (Mb) que puede ser particulada (MbP) o soluble (MbS) y, materia no biodegradable (Mnb) tanto particulada (MnbP) como soluble (MnbS).

El flujo másico fue evaluado en las condiciones de actividad académica mencionadas con anterioridad.

En la Tabla 11 se consigna el flujo de materia promedio para el periodo de receso.

Tabla 11. Balance de materia para el periodo intersemestral.

	Materia No biodegradable (g/d)		Materia Biodegradable (g/d)	
	Particulada	Soluble	Particulada	Soluble
Entrada	11.56	7.95	6.10	4.38
Salida	5.14	6.12	2.02	2.59
Disminución	6.42	1.83	4.09	1.79

A partir de los datos presentados se estima que en la CCM se redujo el 56% del contenido orgánico biodegradable, del cual, el 17% corresponde a procesos metabólicos y el 39% restante puede asociarse a mecanismos de separación física, principalmente. Por otra parte, del contenido afluente de materia no biodegradable se alcanzó una disminución total del 42%, que corresponde al 23% y 54% de la materia soluble y particulada no biodegradable, respectivamente.

En la Figura 21, se muestra el balance de masa del periodo de receso expresado en cantidades porcentuales. La disminución de la materia en la CCM se distribuyó así: 6% como MbS, 13% como MbP, 6% como MnbS y 22% como MnbP.

De esta manera, el 75% de la materia que se redujo por mecanismos físicos, mientras que el contenido soluble, correspondiente al 25%, se transformó por procesos biológicos principalmente.



Figura 21. Diagrama del balance de masa en la CCM en periodo intersemestral.

En la Tabla 12, se presenta el balance de masa concerniente al periodo de reanudación de actividades dentro del campus universitario.

Tabla 12. Balance de materia para el periodo semestral.

	Materia No biodegradable (g/d)		Materia Biodegradable (g/d)	
	Particulada	Soluble	Particulada	Soluble
Entrada	22.90	11.93	8.07	11.29
Salida	6.46	6.97	3.88	4.04
Disminución	16.44	4.96	4.19	7.25

Se calculó que, en promedio, se redujo el 59% del contenido biodegradable y 61% del contenido no biodegradable. Con respecto al componente biodegradable, se puede decir que, comparado con el periodo anterior hubo incremento de la carga asimilada biológicamente igual a 37%. Mientras que la disminución por posible sedimentación descendió a 22%. Por otra parte, la materia no biodegradable particulada fue eliminada en un 72% y la soluble en un 42%.

En la Figura 22, se representa el balance de masa en términos porcentuales para el periodo de normalidad académica y administrativa en la universidad. La disminución de la materia en la CCM se distribuyó así: 14% como MbS, 7% como MbP, 9% como MbnS y 30% como MbnP.

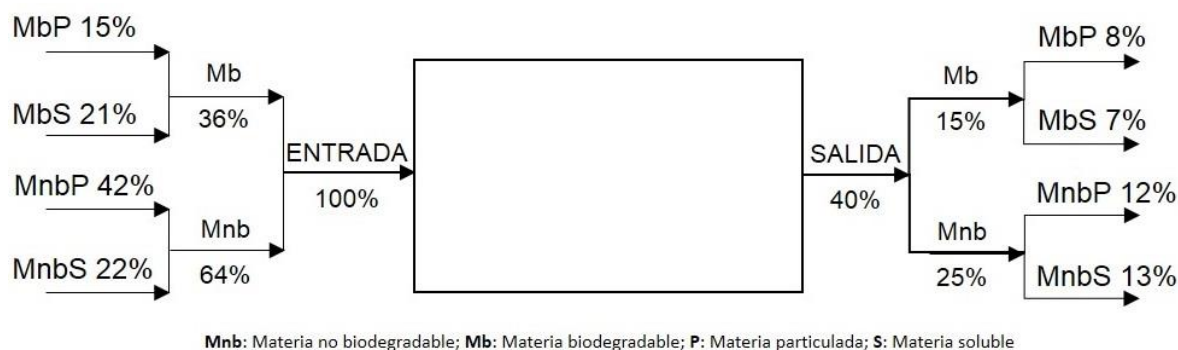


Figura 22. Diagrama del balance de masa en la CCM en periodo semestral.

Con base en lo mencionado, se puede decir que existe una diferencia marcada en la carga de materia orgánica biodegradada por el consorcio biológico de la CCM, para los dos periodos evaluados y una relación directa con la capacidad de tratamiento. En el periodo previo al inicio de actividades en la universidad, la tasa de transformación del contenido biodegradable fue de 1.79 g/d en promedio, mientras que, una vez se retomaron las clases, ascendió hasta una media de 7.25 g/d. El contenido orgánico asimilable en el periodo semestral fue 2,6 veces mayor frente al periodo intersemestral, lo que favoreció posiblemente la actividad biológica de los microorganismos presentes en la CCM y el fomento de diferentes rutas metabólicas de biodegradación.

Estudios recientes, han demostrado que en los sistemas anaerobios se pueden desarrollar relaciones de simbiosis basadas en la transferencia directa de electrones de las bacterias fermentativas exoelectrogénicas a las arqueas metanogénicas electrotróficas que proporcionan condiciones termodinámicamente factibles para la degradación de la materia orgánica (Barua y Dhar, 2017).

Según lo anterior, se puede decir que el ascenso de la tasa de utilización del material biodegradable de la CCM frente a la inestable producción eléctrica a mayor carga orgánica, está asociada a las relaciones entre los microorganismos electrotróficos desarrollados durante la estabilización del sistema y los consorcios mixtos existentes en el lodo de inoculación, las cuales favorecieron otras rutas metabólicas de asimilación y, por consiguiente, se redujo el flujo de electrones hacia la superficie anódica de la CCM.

Así mismo, la CCM exhibió capacidad de reducción del contenido soluble orgánico e inorgánico. Por una parte, algunos compuestos inorgánicos solubles son absorbidos biológicamente y se convierten en biomasa o se transforman a la fase gaseosa (Lopez-Vazquez et al., 2017). El ensayo de DQO se realiza en medio ácido y en presencia de un oxidante fuerte que generalmente es dicromato de potasio (Srmal, 1985).

La oxidación de las materias consumidoras de oxígeno de la muestra se verifica según el consumo de oxidante, que se cuantifica (Pesson, 1979). En este ensayo no solo se oxida la materia orgánica biodegradable y recalcitrante sino también iones ferrosos, yoduros, sulfuros e iones manganosos (AWWA, 2005) presentes en la materia inorgánica no asimilable por los microorganismos, pero que pueden interactuar y eliminarse por otros mecanismos. Los procesos químicos más importantes que tienen lugar son: reacciones ácido-base (o de neutralización), reacciones de oxidación-reducción (redox) y reacciones de precipitación (Mota, 2012).

Tanto partículas orgánicas como inorgánicas (Fe, Mn, CaCO_3 entre otros) pueden secuestrar químicamente materia no biodegradable soluble y, precipitarse (Galvin, 2003). Lo anterior podría asociarse a la disminución de materia no biodegradable soluble. De manera que es posible que en la CCM evaluada, haya procesos de degradación de materia orgánica por parte de microorganismos, sedimentación y disminución de materia no biodegradable soluble por otros mecanismos.

Otro aspecto relevante para el estudio de este sistema, es que, en ambas condiciones de actividad de la universidad, las relaciones de materia orgánica biodegradable dadas por la DBO_5 y el contenido de materia químicamente oxidable, se mantienen cercanas en los valores promedio de $\text{DQO}_{\text{filtrada}}/\text{DQO}$ y DBO_5/DQO , entre 0.45 y 0.35, respectivamente (Ver Tabla 13). Sin embargo, cuando se relaciona la materia orgánica asimilable, es decir, $\text{DBO}_{5\text{filtrada}}$, con el contenido de $\text{DQO}_{\text{filtrada}}$, es decir, material soluble, el coeficiente del periodo de receso es 24.3% menor al de normalidad.

Tabla 13. Relaciones entre parámetros fisicoquímicos

Condición	$\text{DQO}_{\text{filtrada}}/\text{DQO}$	DBO_5/DQO	$\text{DBO}_{5\text{filtrada}}/\text{DQO}_{\text{filtrada}}$
Semestral	0.46	0.35	0.47
Intersemestral	0.45	0.35	0.36

Esto supone un cambio sustancial del potencial de biodegradabilidad de la materia orgánica con respecto a la CCM a lo largo del tiempo. Lo anterior, introduce la necesidad de elaborar soluciones que aseguren una transición paulatina del grado de dilución del agua residual para reducir el impacto de este factor en la estabilidad biológica y eléctrica de los sistemas basados en celdas de combustible microbiana.

CONCLUSIONES

- La CCM son sistemas promisorios para el tratamiento del agua residual de afluentes como el tratado en este caso aunque presenta valores bajos de producción de energía eléctrica asociados a factores como colmatación de la superficie anódica, presencia de compuestos que cambian la ruta metabólica de los microorganismos exoelectrogénicos, presencia de sustancias inhibidoras de la actividad enzimática de los microorganismos y distribución ineficiente el caudal.
- La CCM evaluada como una de las unidades del acople tecnológico para el tratamiento del agua residual del campus Meléndez, presentó eficiencias en reducción de materia orgánica e inorgánica expresadas, en promedio, del 55% en DBO₅, 50% en DQO, 19% en ST y 39% en SST, que dependieron de las condiciones del afluente. Esto debido a la actividad metabólica de los microorganismos que se desarrollaron en el medio, encontrando que a medida que la carga del afluente fue mayor, la eficiencia de transformación aumentó.
- La producción de energía se vio afectada por la carga aplicada al sistema: encontrando que, a cambios considerables en ésta, la densidad de potencia decayó y se desestabilizó el sistema, debido a la limitación en la transferencia de electrones por parte de los microorganismos.
- Al comparar la CCM de este estudio con otros sistemas de tratamiento primario del agua residual, se encontró que existe una reducción moderada (55%) de DBO₅ y baja de sólidos totales (19%), situación que puede estar asociada al diseño y configuración de la CCM, por lo que un sistema de este tipo requiere un tratamiento posterior del efluente para mejorar la calidad del vertimiento.
- En cuanto al balance de masa por componentes realizado, se encontró que hubo una reducción de materia orgánica biodegradable alrededor del 59% (37% soluble) en normalidad académica y de 56% (17% soluble) en periodo intersemestral. También se presentó una disminución de materia inorgánica soluble asociada posiblemente a mecanismos de adsorción y posterior precipitación, situación favorecida cuando la carga aplicada en normalidad académica aumentó fomentando estos mecanismos de eliminación.

RECOMENDACIONES

- Durante la evaluación de la CCM, se observó que la distribución de caudal afecta significativamente los resultados de transformación de materia orgánica, debido a que las unidades en serie se reducen y se da un diferencial de concentración que invierte el potencial, además, el tratamiento del agua residual disminuye eficiencia. Por lo cual se recomienda diseñar una estructura de distribución de caudal eficiente.
- Se recomienda hacer una evaluación de la CCM por un periodo de tiempo más prologado para establecer su eficiencia tanto en reducción de materia orgánica como en generación de energía eléctrica.
- Realizar secuenciación de alto rendimiento de la biopelícula anódica para revelar las características microbiológicas e identificar las especies predominantes en los procesos de conversión de la materia orgánica a energía eléctrica.
- Para las mediciones de corriente y voltaje en la CCM es recomendable el uso de sistemas automatizados que brinden mayor precisión y con un nivel de error menor en estas variables, como por ejemplo el uso de arduino.

REFERENCIAS

- Ahn, Y., y Logan, B. E. (2013). Domestic wastewater treatment using multi-electrode continuous flow MFCs with a separator electrode assembly design. *Applied microbiology and biotechnology*, 97(1), 409-416.
- Alzate Gaviria, L., González, K., Peraza, I., García, O., Domínguez Maldonado, J., Vázquez, J., y Tzec Simá, M. y. (2010). Evaluación del desempeño e identificación de exoelectrógenos en dos tipos de celdas de combustible microbianas con diferente configuración en el ánodo. *Interciencia*, 35(1), 19 - 25.
- AWWA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA.
- Barua, S., y Dhar, B. R. (2017). Advances towards understanding and engineering direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion. *Bioresource technology*.
- Borole, A. P., Hamilton, C. Y., Vishnivetskaya, T., Leak, D., y Andras, C. (2009). Improving power production in acetate-fed microbial fuel cells via enrichment of exoelectrogenic organisms in flow-through systems. *Biochemical Engineering Journal*, 48(1), 71-80.
- Castillo, D. C., y Vargas, C. T. (2018). Producción de bioelectricidad en celdas de combustible microbiana utilizando *acidithiobacillus ferrooxidans*. *CIENCIAS*, 1(1).
- Cervantes, A.C. (2011). Biodegradación de aguas residuales y producción de electricidad en una celda de combustible microbiana. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chang, I. S., Moon, H., Jang, J. K., y Kim, B. H. (2005). Improvement of a microbial fuel cell performance as a BOD sensor using respiratory inhibitors. *Biosensors and Bioelectronics*, 20(9), 1856-1859.
- Choi, J., y Ahn, Y. (2013). Continuous electricity generation in stacked air cathode microbial fuel cell treating domestic wastewater. *Journal of environmental management*, 130, 146-152.
- Cooney, M. J., Roschi, E., Marison, I. W., Comminellis, C., y von Stockar, U. (1996). Physiologic studies with the sulfate-reducing bacterium *Desulfovibrio desulfuricans*: evaluation for use in a biofuel cell. *Enzyme and Microbial Technology*, 18(5), 358-365.

Crombet Grillet, S., Abalos Rodríguez, A., Rodríguez Pérez, S., y Pérez Pompa, N. (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de una comunidad universitaria. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(1), 49-56.

Disalvo, E. A., y Videla, H. A. (1979). 266-Relation between biological parameters and the bioelectrochemical fuel-cell response. *Bioelectrochemistry and Bioenergetics*, 6(2), 185-195.

Domínguez-Maldonado, J. A., García-Rodríguez, O., Aguilar-Vega, M., Smit, M., y Alzate-Gaviria, L. (2014). Disminución de la capacidad de intercambio catiónico en una pila de combustible microbiana y su relación con la densidad de potencia. *Revista mexicana de ingeniería química*, 13(2), 527-538.

Du, Z., Li, H., y Gu, T. (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: a promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnology advances*, 25(5), 464-482.

Estrada A., E. B., y Salazar Orihuela, M. D. S. (2014). Generación de energía eléctrica a partir del tratamiento de aguas residuales por medio de bioceldas. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Fan, Y., Hu, H., y Liu, H. (2007). Enhanced Coulombic efficiency and power density of air- cathode microbial fuel cells with an improved cell configuration. *Journal of Power Sources*, 171(2), 348-354.

Fang, Z., Song, H. L., Cang, N., y Li, X. N. (2015). Electricity production from Azo dye wastewater using a microbial fuel cell coupled constructed wetland operating under different operating conditions. *Biosensors and Bioelectronics*, 68, 135-141.

Fangzhou, D., Zhenglong, L., Shaoqiang, Y., Beizhen, X., y Hong, L. (2011). Electricity generation directly using human feces wastewater for life support system. *Acta Astronautica*, 68(9-10), 1537-1547.

Feng, Y., He, W., Liu, J., Wang, X., Qu, Y., y Ren, N. (2014). A horizontal plug flow and stackable pilot microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. *Bioresource technology*, 156, 132-138.

Feng, Y., Lee, H., Wang, X., y Liu, Y. (2009). Electricity generation in microbial fuel cells at different temperature and isolation of electrogenic bacteria. In *Power and Energy Engineering Conference, 2009. APPEEC 2009. Asia-Pacific* (pp. 1-5). IEEE.

Ferrer, Y., y Pérez, H. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 43(1).

Galvín, R. M. (2003). Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz de Santos.

Gámez Galicia, E. (2016). Evaluación de la eficiencia de operación de una celda microbiana de combustible utilizando sistemas electrónicos (Pregrado). Universidad Nacional Autónoma de México.

García, C.F. (2014). Minimización de la carga orgánica de efluentes municipales típicos empleando celdas de combustible microbianas (Pregrado). Instituto Politécnico Nacional.

Guo, K., Soeriyadi, A. H., Feng, H., Prévost, A., Patil, S. A., Gooding, J. J., y Rabaey, K. (2015). Heat-treated stainless steel felt as scalable anode material for bioelectrochemical systems. *Bioresource technology*, 195, 46-50.

Habermann, W., y Pommer, E. H. (1991). Biological fuel cells with sulphide storage capacity. *Applied microbiology and biotechnology*, 35(1), 128-133.

Hasany, M., Yaghmaei, S., Mardanpour, M. M., y Naraghi, Z. G. (2017). Simultaneously energy production and dairy wastewater treatment using bioelectrochemical cells: In different environmental and hydrodynamic modes. *Chinese journal of chemical engineering*.

Hays, S., Zhang, F., y Logan, B. E. (2011). Performance of two different types of anodes in membrane electrode assembly microbial fuel cells for power generation from domestic wastewater. *Journal of Power Sources*, 196(20), 8293-8300.

He, W., Wallack, M. J., Kim, K. Y., Zhang, X., Yang, W., Zhu, X., y Logan, B. E. (2016). The effect of flow modes and electrode combinations on the performance of a multiple module microbial fuel cell installed at wastewater treatment plant. *Water Research*, 105, 351-360.

He, Y. R., Xiao, X., Li, W. W., Cai, P. J., Yuan, S. J., Yan, F. F., ... y Yu, H. Q. (2013). Electricity generation from dissolved organic matter in polluted lake water using a microbial fuel cell (MFC). *Biochemical engineering journal*. 71, 57-61.

Hernández-Fernández, F. J., de los Ríos, A. P., Salar-García, M. J., Ortiz-Martínez, V. M., Lozano-Blanco, L. J., Godínez, C., ... y Quesada-Medina, J. (2015). Recent progress and perspectives in microbial fuel cells for bioenergy generation and wastewater treatment. *Fuel Processing Technology*, 138, 284-297.

Hiegemann, H., Herzer, D., Nettmann, E., Lübken, M., Schulte, P., Schmelz, K. G. y Wichern, M. (2016). An integrated 45 L pilot microbial fuel cell system at a full-scale wastewater treatment plant. *Bioresource technology*, 218, 115-122.

Ibañez-Redín, G. G., Chaur, M. N., Bravo, E., y Lizcano-Valbuena, W. H. (2014, August). Modification of Electrodes for MFC Using Sludge from the Wastewater Treatment Plant. In *Meeting Abstracts* (No. 22, pp. 1331-1331). The Electrochemical Society.

Jácome A., Tejero I., Suárez J. (2005). Tema 10: La contaminación de las aguas: aguas residuales. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Universidad de la Coruña.

Jiang, H. M., Luo, S. J., Shi, X. S., Dai, M., y Guo, R. B. (2013). A system combining microbial fuel cell with photobioreactor for continuous domestic wastewater treatment and bioelectricity generation. *Journal of Central South University*, 20(2), 488-494.

Karthikeyan, R., Selvam, A., Cheng, K. Y., y Wong, J. W. C. (2016). Influence of ionic conductivity in bioelectricity production from saline domestic sewage sludge in microbial fuel cells. *Bioresource technology*, 200, 845-852.

Kim, B. H., Chang, I. S., Gil, G. C., Park, H. S., y Kim, H. J. (2003). Novel BOD (biological oxygen demand) sensor using mediator-less microbial fuel cell. *Biotechnology letters*, 25(7), 541-545.

Kim, K. Y., Yang, W., y Logan, B. E. (2015). Impact of electrode configurations on retention time and domestic wastewater treatment efficiency using microbial fuel cells. *Water research*, 80, 41-46.

Kim, K. Y., Yang, W., Evans, P. J., y Logan, B. E. (2016). Continuous treatment of high strength wastewaters using air-cathode microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 221, 96- 101.

Kakarla, R., Kim, J., Jeon, B. and Min, B. (2015). Enhanced performance of an air-cathode microbial fuel cell with oxygen supply from an externally connected algal bioreactor. *Bioresource Technology*, 195, 210-216.

Kumar, S., Kumar, H. D., y Babu, G. (2012). A study on the electricity generation from the cow dung using microbial fuel cell. *Journal of Biochemical Technology*, 3(4), 442 - 447.

Larrosa-Guerrero, A., Scott, K., Head, I. M., Mateo, F., Ginesta, A., y Godínez, C. (2010). Effect of temperature on the performance of microbial fuel cells. *Fuel*, 89(12), 3985-3994.

Lasso, C. A., y Olaya, L. M. (2013). Diseño, construcción y puesta en operación de una celda de combustible microbiana utilizando materiales no convencionales (pregrado). Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Lefebvre, O., Tan, Z., Kharkwal, S., y Ng, H. Y. (2012). Effect of increasing anodic NaCl concentration on microbial fuel cell performance. *Bioresource Technology*, 112, 336-340.

Li, Y., Wu, Y., Puranik, S., Lei, Y., Vadas, T., y Li, B. (2014). Metals as electron acceptors in single-chamber microbial fuel cells. *Journal of Power Sources*, 269, 430-439.

Liao, Q., Zhang, J., Li, J., Ye, D., Zhu, X., Zheng, J., y Zhang, B. (2014). Electricity generation and COD removal of microbial fuel cells (MFCs) operated with alkaline substrates. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(33), 19349-19354.

Liu, F., Ouedraogo, A., Manghee, S., y Danilenko, A. (2012). A primer on energy efficiency for municipal water and wastewater utilities. Energy Sector Management Assistance Program (ESMAP).

Lizcano, W. H., Benítez, N., Mena, G. N., Urresta, A. J. y Madera, P. C. 2014. Evaluación de un Acople Tecnológico para el Tratamiento de la Aguas Residuales Domésticas y el Potencial Uso de los Subproductos generados Caso de estudios: Campus Universidad del Valle Sede Meléndez (Doctoral). Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Logan, B. (2008). *Microbial fuel cells*. Hoboken: Wiley-Interscience.

Lopez-Vazquez, C. M., Buitrón, M.G., Cervanes, C. F., Hernández, G.H.A. (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño. IWA Publishing.

Mara, D.D. (1976), *Sewage Treatment in Hot Climates*, John Wiley y Sons, Londres.

- Mera, M. A. (2015). Diseño y construcción de una celda de combustible microbiana de cátodo expuesto a escala piloto (Pregrado). Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Metcalf and Eddy. (2003). Wastewater Engineering: Treatment Disposal, Reuse. McGraw-Hill.
- Metcalf and Eddy. (2014). Wastewater Engineering: Treatment Disposal, Reuse. McGraw-Hill.
- Molina, A. G., Mancilla, J. O., Assi, M. S., y Borges, E. V. (2017). Energía: celdas de combustible microbianas. *Ingeniería*, 21(1), 54-62.
- Mook, W., Aroua, M., Chakrabarti, M., Noor, I., Irfan, M. and Low, C. (2013). A review on the effect of bio-electrodes on denitrification and organic matter removal processes in bio-electrochemical systems. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19(1), pp.1-13.
- Moscoso, J. (2011). Estudio de opciones de tratamiento y reuso de aguas residuales en Lima Metropolitana. University of stuttgart. Germany (www.lima-water.de), 90.
- Mora Collazos, A., y Bravo Montaña, E. (2017). Diversidad bacteriana asociada a biopelículas anódicas en celdas de combustible microbianas alimentadas con aguas residuales. *Acta Biológica Colombiana*, 22(1), 77-84.
- Mota, J. (2012). Química Inorgánica ambiental TEMA 1. Química inorgánica y medio ambiente. Computational Chemistry. Universidad de Granada.
- Nam, J. Y., Kim, H. W., Lim, K. H., Shin, H. S., y Logan, B. E. (2010). Variation of power generation at different buffer types and conductivities in single chamber microbial fuel cells. *Biosensors and Bioelectronics*, 25(5), 1155-1159.
- Nimje, V. R., Chen, C. Y., Chen, H. R., Chen, C. C., Huang, Y. M., Tseng, M. J., y Chang, Y. F. (2012). Comparative bioelectricity production from various wastewaters in microbial fuel cells using mixed cultures and a pure strain of *Shewanella oneidensis*. *Bioresource technology*, 104, 315-323.
- Oh, S. E., y Logan, B. E. (2007). Voltage reversal during microbial fuel cell stack operation. *Journal of Power Sources*, 167(1), 11-17.
- Olaya, L. M. (2018). Evaluation of a 50 L continuous mode Microbial Fuel Cell system fed with domestic wastewater. Universidad del Valle. En curso.

Pandey, P., Shinde, V. N., Deopurkar, R. L., Kale, S. P., Patil, S. A., y Pant, D. (2016). Recent advances in the use of different substrates in microbial fuel cells toward wastewater treatment and simultaneous energy recovery. *Applied Energy*, 168, 706-723.

Park, H. (2001). A Novel Electrochemically Active and Fe(III) – reducing Bacterium Phylogenetically Related to *Clostridium butyricum* Isolated from a Microbial Fuel Cell. *Anaerobe*, 7(6), 297 -306.

Park, Y., Nguyen, V. K., Park, S., Yu, J., y Lee, T. (2018). Effects of anode spacing and flow rate on energy recovery of flat-panel air-cathode microbial fuel cells using domestic wastewater. *Bioresource technology*.

Pérez-Rodríguez, P., Martínez-Amador, S. Y., Valdez-Aguilar, L. A., Benavides-Mendoza, A., Rodríguez-de, J. A., y la Garza, 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.

Pesson, P., Leynaud, G., Riviére, J., Cabridenc, R., Bovard, P., Vivier, P., y Tufféry, G. (1979). Contaminación de las aguas continentales. Mundi-Prensa.

Pham, T. H., Aelterman, P., y Verstraete, W. (2009). Bioanode performance in bioelectrochemical systems: recent improvements and prospects. *Trends in Biotechnology*, 27(3), 168-178.

Pineda Marín, A. D. P., y Rosas Tafur, M. L. (2016). Estado del Arte en Celdas de Combustible Microbianas (CCM) para la Producción de Bioenergía.

Puig, S., Serra, M., Coma, M., Balaguer, M. D., y Colprim, J. (2011). Simultaneous domestic wastewater treatment and renewable energy production using microbial fuel cells (MFCs). *Water Science and Technology*, 64(4), 904-909.

Potter, M. C. (1911). Electrochemical effects accompanying the decomposition of organic compounds. In *Proc. Univ. Durham Philos. Soc* (Vol. 4, pp. 260-266).

Rabaey, K. (2010). Bioelectrochemical systems: From Extracellular Electron Transfer to Biotechnological Application. London: IWA Publishing.

Ren, Y., Chen, J., Li, X., Yang, N., y Wang, X. (2018). Enhanced bioelectricity generation of air-cathode buffer-free microbial fuel cells through short-term anolyte pH adjustment. *Bioelectrochemistry*, 120, 145-149.

Resolución 0631 de 2015 (2015). Bogotá.

Revelo, D. M., Hurtado, N. H., y Ruiz, J. O. (2013). Celdas de Combustible Microbianas (CCM): Un Reto para la Remoción de Materia Orgánica y la Generación de Energía Eléctrica. *Información tecnológica*, 24(6), 17-28.

Romero Mejía, A., Vásquez, J. and Lugo González, A. (2012). Bacterias, fuente de energía para el futuro. *Revista Tecnura*, 16(32), p.117.

Saavedra, I. M. (2012). Diseño de una Celda de Combustible Microbiológica con Uso de Bacterias Oxidantes de Azufre y Hierro. Ingeniero (Pregrado). Universidad de Chile, Facultad de ciencias físicas y matemáticas, Departamento de ingeniería química y biotecnología.

Santoro, C., Lei, Y., Li, B., y Cristiani, P. (2012). Power generation from wastewater Using single chamber microbial fuel cells (MFCs) with platinum – free cathodes and pre-colonized anodes. *Biochemical Engineering Journal*, 62, 8-16.

Santoro, C., Li, B., Cristiani, P., y Squadrito, G. (2013). Power generation of microbial fuel cells (MFCs) with low cathodic platinum loading. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(1), 692-700.

Sciarria, T. P., Tenca, A., D'Epifanio, A., Mecheri, B., Merlino, G., Barbato, M., y Adani, F. (2013). Using olive mill wastewater to improve performance in producing electricity from domestic wastewater by using single-chamber microbial fuel cell. *Bioresource technology*, 147, 246-253.

Song, H. L., Zhu, Y., y Li, J. (2015). Electron transfer mechanisms, characteristics and applications of biological cathode microbial fuel cells—A mini review. *Arabian Journal of Chemistry*.

Srimal, J. (1985). Determinacion de la demanda Quimica de oxigeno (DQO) y demanda inmediata de oxigeno (DIO) de un agua, mediante sales de cerio (IV). *Anales de Bromatol*, 37, 125-142.

Suarez, G. S. y Cardona, S. A. (2014). Diagnóstico Ambiental de la Universidad del Valle. Cali, Colombia: Universidad del Valle.

Thurston, C. F., Bennetto, H. P., Delaney, G. M., Mason, J. R., Roller, S. D., y Stirling, J. L. (1985). Glucose metabolism in a microbial fuel cell. Stoichiometry of product formation in a thionine-mediated *Proteus vulgaris* fuel cell and its relation to coulombic yields. *Microbiology*, 131(6), 1393-1401.

Eric Houbroun. (2013). Planta de tratamiento de aguas residuales de la UVI TEQUILA. Universidad de Veracruz. Veracruz

UTP, R. (2018). V. Responsabilidad Social y Bienestar Universitario: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. Utp.edu.co. De <https://www.utp.edu.co/vicerrectoria/responsabilidad-social/noticias/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales.html>

Valdez, I., y Reyes, J. C. (2017). Generación de productos de valor agregado a partir de residuos orgánicos. *Gaceta Instituto de Ingeniería, UNAM*, 1(124), 11-14.

Valdivieso, L. N. (2017). Evaluación de mecanismos de reactivación en celdas de combustible microbianas para la producción de bioelectricidad (Bachelor's thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo).

Xia, C., Xu, M., Liu, J., Guo, J., y Yang, Y. (2015). Sediment microbial fuel cell prefers to degrade organic chemicals with higher polarity. *Bioresource technology*, 190, 420-423.

Zhang, F., Ge, Z., Grimaud, J., Hurst, J., y He, Z. (2013). In situ investigation of tubular microbial fuel cells deployed in an aeration tank at a municipal wastewater treatment plant. *Bioresource technology*, 136, 316-321.

ANEXOS**ANEXO 1. Datos de caracterización del agua residual**

Parámetro	08/Nov/2017	15/Nov/2017	29/Nov/2017
DQO (mgO₂/L)	565	695.07	654.35
DBO₅ (mgO₂/L)	220	285	272
COD (mg/L)	150.5	375.6	588.6
ST (mg/L)	680	744	676
SST (mg/L)	250.7	426	154
pH (UNpH)	8.2	7.4	8.48
ORP-Potencial redox (mV)	-247.8	-194.8	-301.8
Oxígeno disuelto (ppm)	0	0	0
Conductividad (uS/cm)	1044	763	1365
Resistividad (MΩ*cm)	0.001	0.0013	0.0007
TDS (ppm)	522	382	683
Presión (psi)	12.981	13.027	13.017
Temperatura (°C)	27.5	24.68	25.72
NTK (mg/L)	143	54.5	149
Nitratos (ppmNi)	4.1	2.3	4.1
Amonio (ppmAm)	100.5	58.5	27.1
Turbiedad (UNT)	228	298	134
E.Coli (NMP/100 mL)	54x10 ⁴	26x10 ²	34x10 ²
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	16x10 ⁵	35x10 ³	28x10 ²
Huevos de Helmintos* (N°Huevos/L)	0	0	0