



MEDIO AMBIENTE

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



IMTA

INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

**COORDINACIÓN DE GOBERNANZA DEL
AGUA Y FORTALECIMIENTO DE
CAPACIDADES**

**SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO Y
EDUCACIÓN CONTINUA**

T E S I S

**GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA EN CELDAS DE
COMBUSTIBLE MICROBIANAS BIOCATÓDICAS DE TRES
CÁMARAS USANDO NEJAYOTE COMO SUSTRATO**

que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias y Tecnología del Agua

presenta
Tania Galván Herrera

Tutor: Dra. Tania Gutierrez Macías



FG 09 Autorización para la publicación de la Tesis o PIAC

Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos morales y patrimoniales de la obra titulada "GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA EN CELDAS DE COMBUSTIBLE MICROBIANAS BIOCATÓDICAS DE TRES CÁMARAS USANDO NEJAYOTE COMO SUSTRATO", otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua la autorización para la publicación de la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes, repositorios o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

TANIA GALVÁN HERRERA

Jiutepec, Morelos, México, septiembre de 2024



MEDIO AMBIENTE
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



IMTA
INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

MAESTRÍA EN CIENCIAS Y TECNOLOGÍA DEL AGUA
(SISTEMAS AMBIENTALES)

Comité tutorial integrado por:

Dra. Petia Mijaylova Nacheva

Dr. Edson Baltazar Estrada Arriaga

Dra. Tania Gutierrez Macias

Dr. Juan Gabriel García Maldonado

Dr. Josué Daniel García Espinoza

Director de tesis

Dra. Tania Gutierrez Macias

Jiutepec, Morelos, México, septiembre de 2024

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua



AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Tania Gutierrez Macias por la guía, paciencia e interés que me brindó durante todo el proceso de elaboración de esta tesis, sin los cuales este proyecto no habría sido posible.

A los integrantes de mi comité tutorial por el tiempo, conocimiento y consejos brindados que permitieron moldear y afinar el presente trabajo.

Dra. Petia Mijaylova Nacheva

Dr. Edson Baltazar Estrada Artiaga

Dr. Juan Gabriel Maldonado García

Dr. Josué Daniel García Espinoza

A mis compañeros de la planta piloto que me dieron ánimo y apoyo en momentos críticos de la experimentación y que me ayudaron a mejorar compartiéndome sus experiencias y dándome consejos.

Al INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA por haberme permitido adquirir una gran cantidad de conocimientos no solo en mi campo de estudio sino en general, conocer los desafíos actuales que enfrenta el país en la temática del agua y principalmente por conocer a especialistas dedicados y apasionados en resolver dichos desafíos.

A INDUSTRIAS OCAMPO S.A. DE C.V. por proporcionarme las muestras de nejayote utilizadas en la etapa experimental del presente trabajo.

Al CONAHCYT por el apoyo económico que me brindó durante todo el programa y que me permitió dedicarme por completo a mi investigación.



DEDICATORIA

A mis padres Herminio y Guadalupe por cuidarme desde la distancia, animarme cada noche, brindarme su cariño incondicional y apoyarme en cada una de mis decisiones, a mi hermana Adriana por mantenerme viva hasta el día de hoy y por siempre ser mi respaldo en los momentos más cruciales y a mis hermanas Diana y Lourdes por ser mis eternas compañeras y ayudarme incluso en los más pequeños detalles.

A la Sra. Rosa y al Sr. Alfredo que me acogieron como parte de su familia durante estos dos años, cuidándome y prestándome atención en cada momento.

A mis compañeros de programa Nadia, Alejandra, Guillermo y Edgar que me apoyaron desde un inicio quedándose hasta tarde conmigo en trabajos que no entendía o que simplemente eran interminables para mí, que evitaron que muriera de hambre, que fungieron como mis compañeros de aventuras y que llegaron a ser parte de mi familia.



ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	iii
ÍNDICE DE TABLAS	v
RESUMEN.....	vi
ABSTRACT	vii
1.INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del problema.....	1
1.2 Justificación	2
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	4
2.1 Hipótesis	4
2.2 Objetivo general	4
2.3 Objetivos específicos.....	4
3. MARCO TEÓRICO	5
3.1 El proceso de nixtamalización.....	5
3.1.1 Subproducto de la nixtamalización	7
3.2 Procesos biológicos.....	11
3.2.1 Composición y crecimiento de las bacterias.....	11
3.2.2 Digestión anaerobia	11
3.2.3 Producción de biogás por digestión anaerobia en México.....	15
3.3 Sistema de celdas bioelectroquímicas	17
3.3.1 Celdas de combustible microbianas.....	17
3.3.2 Parámetros de operación	30
4. METODOLOGÍA.....	38
4.1 Caracterización del sustrato.....	38
4.2 Instalación del sistema experimental.....	41
4.2.1 Preparación de electrodos	43
4.2.2 Preparación de membranas de intercambio protónico	43
4.2.3 Inoculación y operación de la CCM.....	44
4.4 Operación y monitoreo del sistema	46
4.4.1 Parámetros fisicoquímicos	46
4.4.2 Desempeño eléctrico	48
4.4.3 Análisis electroquímicos.....	49
4.5 Cuantificación de la biopelícula	50
5. RESULTADOS	51
5.1 Caracterización del sustrato.....	51



5.2 Monitoreo de parámetros fisicoquímicos de las CCM	52
5.2.1 Demanda química de oxígeno.....	52
5.2.2 Remoción de carbohidratos y proteínas	55
5.2.3 Remoción de sólidos suspendidos volátiles	56
5.2.4 pH	57
5.2.5 Ácidos grasos volátiles.....	59
5.3 Evaluación del desempeño eléctrico	60
5.3.1 Generación de voltaje	60
5.3.2 Relación entre voltaje generado y remoción de DQO obtenida	62
5.3.3 Densidad de corriente	63
5.3.4 Densidad de potencia	63
5.3.5 Eficiencia coulombica.....	67
5.4 Análisis electroquímicos	69
5.4.1 Curvas de polarización.....	69
5.4.2 Espectroscopía de Impedancia Electroquímica.....	70
5.4.3 Voltamperometría cíclica.....	73
5.5 Cuantificación de la biopelícula	76
6. CONCLUSIONES	78
7. ANEXOS.....	80
7.1 Análisis estadístico aplicado a las variables de remoción y tasa de remoción de DQO.....	80
7.1.1 Comparación de dos muestras RDQO-CCM1 y RDQO-CCM2	80
7.1.2 Comparación de dos muestras TRDQO-CCM1 y TRDQO-CCM2	82
7.2 Código de Arduino	85
7.3 Análisis estadístico aplicado a las variables de tasa de remoción de DQO y voltaje promedio por ciclo	88
7.4 Análisis estadístico aplicado a la variable de densidad de potencia volumétrica....	91
7.4.1 Identificación de valores atípicos.....	91
7.4.2 Comparación de dos muestras DPv-CCM1 y DPv-CCM2	93
7.5 Análisis estadístico aplicado a la variable de eficiencia coulombica	96
7.6 Determinación del área geométrica (equivalente-cilíndrico) y área superficial total del electrodo.	99
8.REFERENCIAS	100



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Proceso de Nixtamalización (adaptado de Figueroa, 2020).	6
Figura 2 Energías renovables en México en el año 2021 (SENER, 2022).	16
Figura 3 Estructura de una CCM de doble cámara (elaboración propia).	18
Figura 4. Representación esquemática de una curva de polarización de CCM con sus respectivas tres regiones de pérdidas de potencial (Tomada de Domínguez-Benetton <i>et al.</i> , 2012).	35
Figura 5. Diagrama del diseño experimental del estudio.	38
Figura 6. Puntos de muestreo de nejayote dentro del establecimiento (a) cocimiento del maíz a 95 °C y (b) reposo del maíz a temperatura ambiente.	39
Figura 7. Diagrama del proceso de nixtamalización en el sitio de muestreo.	39
Figura 8. Dimensiones generales de las CCM utilizadas en la experimentación: (a) vista superior y (b) vista lateral.	42
Figura 9. Diagrama esquemático de una de las CCM usadas en la experimentación	43
Figura 10. Sistema experimental compuesto por la CCM1-14 g/L (derecha) y la CCM2-7 g/L (izquierda) que fue instalado en planta piloto.	46
Figura 11. Remoción (RDQO) y tasas de remoción (TRDQO) de DQO en la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L de cada ciclo de operación.	55
Figura 12. Remoción de carbohidratos y proteínas totales alcanzadas por la CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L por ciclo de operación.	56
Figura 13. Remoción de SSV en CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L por ciclo de operación.	57
Figura 14. pH registrado en el efluente del ánodo y los cátodos de la (a) CCM1-14 g/L y la (b) CCM2-7 g/L durante la operación del sistema.	58
Figura 15. Evolución de los AGV en estado estacionario de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L durante los ciclos (a) 11 y (b) 14 de operación.	59
Figura 16. (a) Evolución del voltaje durante 196 d de operación (14 ciclos) a VCA y VCC de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L, comportamiento del voltaje en estado estacionario de los ciclos 8-14 de la (b) CCM1-14 g/L y la (c) CCM2-7 g/L.	61
Figura 17. Voltajes promedio de cada ciclo de operación obtenidos a partir de las mediciones diarias y tasa de remoción de DQO registrada en cada ciclo para la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L.	62
Figura 18. Evolución de la (a) densidad de corriente por unidad de área y (b) potencia volumétrica de las CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L durante 196 d ciclos de operación (14 ciclos) con una Rext fija de 1000 Ω .	66

Figura 19. Remoción de DQO y eficiencia coulombica obtenida durante la operación con una concentración de 14 g/L (CCM1).	68
Figura 20. Remoción de DQO y eficiencia coulombica obtenida durante la operación con una concentración de 7 g/L (CCM2).	68
Figura 21. Curvas de polarización de la (a) CCM1-14 y la (b) CCM2-7 g/L durante el ciclo 3 de operación.	70
Figura 22. Curvas de potencia vs densidad de corriente de la (a) CCM1-14 g/L y la (b) CCM2-7 g/L durante el ciclo 3 de operación.	70
Figura 23. Diagrama de Nyquist de CCM1-14/L y CCM2-7 g/L para celda completa usando como electrodo de trabajo el ánodo y como contraelectrodo el cátodo en el día 1, 37 y 189 de operación. (a) Rango de frecuencia completo y (b) ampliación del rango de frecuencias altas.	73
Figura 24. Perfiles de voltamperometría cíclica de los ánodos de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L generados durante el ciclo 14 de operación a una velocidad de barrido de 10 mv/S.	74
Figura 25. Perfiles de voltamperometría cíclica de los cátodos 1 y 2 de la (a) CCM1-14 g/L y la (b) CCM2-7 g/L generados durante el ciclo 14 de operación a una velocidad de barrido de 10 mv/S.	75
Figura 26. Cepillos de grafito usados como ánodos y cátodos después de 196 d de operación: (a) ánodo 1 de la CCM1-14 g/L, (b) cátodo 1 de la CCM1-14 g/L, (c) ánodo de la CCM2-7 g/L y (d) cátodo de la CCM2-7 g/L..	77



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición promedio de una muestra de nejayote.	7
Tabla 2. Balance Nacional de Energía: Producción de energía primaria en petajoules (SENER, 2022).	15
Tabla 3. Eficiencias coulómbicas de cepas puras en CCM.	20
Tabla 4. Producción de energía de diferentes arquitecturas de CCM.	21
Tabla 5. Características de electrodos en base a materiales carbonáceos (elaboración propia con base en datos de Santoro <i>et al.</i> , 2017).	22
Tabla 6. Comparación de la densidad de potencia volumétrica obtenida entre sustratos puros y complejos.	26
Tabla 7. Parámetros de CCM con diferentes sustratos.	28
Tabla 8. Ventajas y desventajas del sistema por lotes, sistema de alimentación por lotes discontinuo y sistema continuo (elaboración propia con base en datos de Allman, 2020).	31
Tabla 9. Métodos de análisis de parámetros fisicoquímicos y equipos utilizados en la caracterización del nejayote.	40
Tabla 10. Solución de macronutrientes (Rabaey <i>et al.</i> , 2005).	44
Tabla 11. Solución de micronutrientes (Xia <i>et al.</i> , 2012; Zhang <i>et al.</i> , 2011).	45
Tabla 12. Parámetros monitoreados durante la operación del sistema.	47
Tabla 13. Caracterización del nejayote.	52
Tabla 14. Resumen de la información (composición de resistencia interna de la CCM) obtenida a partir de los estudios de EIS realizados a la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L usando el diagrama de Nyquist los días 1, 37 y 189.	72
Tabla 15. SSV por unidad de área del electrodo obtenidos de la biopelícula desprendida del ánodo y los cátodos de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L al término del ciclo 14 de operación.	76



RESUMEN

El nejayote es un agua residual derivada de la producción de tortillas caracterizada por tener una alta concentración de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO) y un pH alcalino, por lo que, se decidió tratar el nejayote por medio celdas de combustible microbianas (CCM), que han sido un tema de interés en el tratamiento de aguas residuales por su escasa producción de lodos y su simplicidad en el diseño y operación.

En este trabajo se evaluó la producción de energía eléctrica y la degradación de materia orgánica medidas en densidad de potencia y DQO respectivamente, en dos CCM de tres cámaras biocatólicas con dos concentraciones y cargas orgánicas diferentes de nejayote: CCM1 con 14 g/L de DQO y 1 g DQO/L·d y CCM2 con 7 g/L de DQO y 0.5 g DQO/L·d respectivamente, al mismo tiempo que se analizó su comportamiento electroquímico. Para lo anterior se instalaron dos CCM idénticas, cada una de ellas con una cámara anódica y dos catódicas con volúmenes de 0.95 y 0.7 L respectivamente, se usaron cepillos de grafito como electrodos y membranas de intercambio protónico (MIP) como separadores, a la vez que se implementaron biocátodos en las cámaras catódicas. El sistema operó 196 d, equivalente a 14 ciclos de operación de 14 d (7 d a circuito abierto y 7 d a circuito cerrado) durante los cuales se monitorearon el voltaje y la DQO principalmente. La CCM1-14 g/L obtuvo 1.02 V y 1,102 mW/m³ como voltaje y densidad de potencia máximos y una remoción de DQO promedio del 50 %, a la vez que la CCM2-7 g/L obtuvo 0.98 V y 992 mW/m³ como voltaje y densidad de potencia máximos y una remoción de DQO promedio del 40 %. Después de un periodo de aclimatación de 6 ciclos los voltajes se estabilizaron, y durante el tiempo de operación no se mostraron diferencias significativas en la producción de densidad de potencia de las dos CCM. Las curvas de polarización y pruebas de espectroscopia de impedancia electroquímica dieron como resultado una menor resistencia interna del sistema en la CCM1-14 g/L que en la CCM2-7 g/L y la voltamperometría cíclica demostró un mayor transporte de electrones en la CCM1-14 g/L, la cual también obtuvo 12.5% más SSV por área en el electrodo.

Los resultados mostraron que en una operación de larga duración (mayor a 84 d) la producción de energía de una CCM con 14 g/L y otra con 7 g/L de DQO de nejayote fue similar, sin embargo, se obtuvo una mayor degradación de DQO en la CCM con 14 g/L de nejayote, una menor resistencia interna y una mayor actividad electrogénica.

Palabras clave: Celda de combustible microbiana; biocatólica; nejayote; operación a largo plazo.



ABSTRACT

Nejayote is a wastewater generated by the tortilla industry, characterized by a high chemical oxygen demand (COD) and an alkaline pH. Hence, in this work nejayote was treated using microbial fuel cells (MFC), which are of interest topic in wastewater treatment due to their low sludge production and simplicity in design and operation.

This research work focuses on the energy production and organic matter removal in terms of power density and COD removal efficiency of two three-chamber biocathodic MFC with two different concentrations and organic loading rates (OLR) of nejayote: MFC1 with 14 COD g/L and 1 COD g/L·d and MFC2 with 7 COD g/L and 0.5 COD g/L·d, respectively. The electrochemical performance of both MFC was analysed at the same time. For this purpose, two identical MFCs were set up, each one of them with one anodic compartment and two cathodic compartments, with a capacity of 0.95 and 0.7 L respectively. Graphite brushes were used as electrodes, proton exchange membranes (PEM) were used to separate the anodic and cathodic compartments and biocathodes were implemented in the cathodic chambers. The system was operated for 196 days, equivalent to 14 operational cycles of 14 days (7 d in open circuit and 7 d in closed circuit), during which voltage and COD were monitored.

MFC1-14 g/L reached a maximum voltage and power density of 1.02 V and 1,102 mW/m³, respectively, with an average COD removal of 50% and MFC2-7 g/L reached 0.98 V and 992 mW/m³ as maximum voltage and power density with an average COD removal of 40%. After a 6-cycles acclimatization period, voltages were stabilized showing no significant differences in power density production between the two MFCs. Polarization curves and electrochemical impedance spectroscopy indicated lower system internal resistance in MFC1 compared to MFC2, and cyclic voltammetry demonstrated greater electron transport in MFC1, which also obtained 12.5 % more SSV per electrode area.

Results showed that in a long-term operation (over 84 days), energy production from MFC with 14 g/L and 7 g/L COD of nejayote was similar. Nevertheless, the MFC with 14 g/L COD of nejayote reported a greater COD removal, a lower internal resistance and a higher electrogenic activity.

Keywords: Microbial fuel cell; biocathodic; nejayote; long-term operation.



1.INTRODUCCIÓN

1.1 Planteamiento del problema

La energía y el agua forman parte de nuestra vida diaria y, aunque no parezca a primera vista, están estrechamente relacionadas, la producción de energía requiere agua y la disponibilidad de agua para uso y consumo humano requiere energía (Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de Naciones Unidas [ONU-DAES], 2014).

En el año 2010, los gobiernos de una gran cantidad de países pusieron en marcha el objetivo de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) de prevenir peligrosas interferencias de origen antropogénico en el cambio climático, manteniendo el aumento global de la temperatura media por un valor debajo de 2 °C en comparación al periodo preindustrial. No sobrepasar este límite es indispensable para mantener el cambio climático dentro de los límites de lo manejable. Y esto implica imponer una fuerte restricción a las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI), entre las que destacan las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) siendo estas el 76 % del total (Buirá y Tovilla, 2014).

En el 2010, México llegó a producir 748 MtCO₂, siendo la principal fuente de las emisiones producidas la quema de combustibles fósiles (56 %), utilizados principalmente en el sector del transporte y la generación de electricidad (Buirá y Tovilla, 2014). De acuerdo al boletín de la Comisión Federal de Electricidad (principal generador de energía a nivel nacional) del año 2021, durante el periodo enero-septiembre del mismo año el 63 % de las inyecciones a la red eléctrica por parte del organismo fueron a partir de combustibles fósiles, dejando un gran margen a la producción de energía a partir de recursos renovables. Lo anterior se debe principalmente a los altos costos o las necesidades de espacio para instalar las estructuras necesarias para obtener energía, por lo que, la búsqueda de nuevas energías renovables es un tema que aborda una gran cantidad de investigaciones actuales.

De las tecnologías de energía renovable existentes la biomasa es la que mayor potencial tiene en el país, ya que, en México se producen desechos orgánicos urbanos, industriales, agrícolas, ganaderos y forestales en grandes proporciones, los cuales pueden ser usados para apoyar en las necesidades energéticas que se tienen actualmente en el país (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural [SADER], 2019). Entre las tecnologías que emplean biomasa como materia prima para obtener energía, destacan las que utilizan microorganismos como bacterias, hongos, algas, entre otros; ya que, al usar biomasa como materia prima, se da un doble enfoque al proceso, por un lado, el tratamiento de residuos y, por otro, la obtención de energía aprovechable (Ortega, 2013). Dentro de este tipo de energía, las CCM son uno de los temas que





más han atraído la atención de los científicos durante los últimos veinte años, que si bien, no pueden soportar una alta demanda de electricidad, ofrecen múltiples beneficios como: generar energía eléctrica de forma directa sin procesos intermediarios, no producir lodos, ser simples y fáciles de operar, funcionar constantemente durante las 24 h del día y dependiendo de los materiales de los que se fabrique ser de bajo costo. Al mismo tiempo, tienen como ventaja fundamental: ser una buena propuesta para el tratamiento de efluentes contaminantes (Nava-Diguero y Castillo-Juárez, 2018).

La escasez de agua ha generado especial preocupación sobre las descargas de aguas residuales y la calidad de los cuerpos receptores (Pedrozo, 2021), en México de acuerdo a datos de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en su revista “Numeragua 2022”, en el año 2021 de un total de 6,792 hm³/año de descargas municipales no se trató un 33 %. De los diferentes efluentes contaminantes, los producidos en la elaboración de alimentos son los más comunes, por ejemplo, el agua de desecho del proceso de nixtamalización.

La nixtamalización es la cocción alcalina del maíz, para posteriormente convertirlo en masa y harina y así obtener una gran variedad de productos, el más conocido “la tortilla”. La industria de la masa y la tortilla se encuentra dispersa por todo el país con aproximadamente 103,783 establecimientos a nivel nacional dedicados a la elaboración de tortillas de maíz y molienda de nixtamal de acuerdo a datos de los Censos Económicos del 2019 realizados por el INEGI. El agua que se produce como residuo del proceso de nixtamalización, llamada nejayote, participa en la actual problemática de la contaminación del agua debido a que cuando se desecha tiene un pH alcalino mayor a 10 y valores promedio de DQO de 40,058 mg/L (Figueroa, 2020) y por lo regular es vertida sin recibir tratamiento previo al drenaje (Ramírez-Araujo *et al.*, 2019), el cual en la mayor parte de México desemboca directamente en cuerpos de agua, de donde se suele tomar el agua para uso de la comunidad.

1.2 Justificación

El nejayote puede producir zonas anóxicas y la nitrificación de los cuerpos receptores, lo que ocasiona a la vez crecimiento y proliferación de comunidades de bacterias, virus y cianobacterias, relacionadas con padecimientos como la diarrea, el cólera, la disentería, la hepatitis A, la fiebre tifoidea y la poliomielitis, de acuerdo con datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS) del año 2022. Además, ocasiona problemas de sarro y exceso de sólidos en tuberías y equipos al emplear el agua para consumo y uso doméstico e industrial, sin un tratamiento adecuado. Por lo tanto, el nejayote debe tratarse y para ello se han usado métodos fisicoquímicos y biológicos, predominando los biológicos por su simplicidad y bajos costos. Entre





ellos, las CCM son una posible alternativa, siendo un campo bastante amplio por las pocas investigaciones que se han realizado utilizando este sustrato.

En este estudio, se buscó conocer el impacto de la concentración del sustrato utilizado (nejayote) en la producción de potencia eléctrica y la degradación de la materia orgánica de una CCM que presenta una cámara anódica y dos catódicas, y que utiliza como catalizador para la reducción del oxígeno una biopelícula formada por microorganismos aerobios. Analizando su comportamiento mediante pruebas electroquímicas y la cuantificación de la biomasa formada en los electrodos.





2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1 Hipótesis

Una CCM con una carga orgánica alta de 1 g DQO/L·d de nejayote tendrá una mejor producción de energía eléctrica que una de baja carga orgánica de 0.5 g DQO/L·d en un tiempo prolongado de operación.

2.2 Objetivo general

Evaluar el desempeño de una CCM de tres cámaras biocátodica alimentada con nejayote durante la producción de energía eléctrica y remoción de DQO.

2.3 Objetivos específicos

1. Determinar la capacidad de remoción de DQO y producción de energía eléctrica en las CCM durante el tratamiento del nejayote a dos cargas orgánicas.
2. Evaluar el comportamiento bioelectroquímico de las CCM durante el tratamiento del nejayote.



3. MARCO TEÓRICO

3.1 El proceso de nixtamalización

La tortilla es uno de los símbolos representativos de México, siendo uno de los componentes más importantes de la dieta de la población, convirtiéndola en la fuente calórica número uno. El procesamiento de la harina de maíz en la presencia de Ca(OH)_2 a altas temperaturas produce la pasta suave para la producción de tortillas, en México este proceso es conocido como nixtamalización. Dicho proceso también es aplicado en Sudamérica, Centroamérica y en algunos lugares de Asia, Estados Unidos y Europa para la producción de totillas (García-Zamora *et al.*, 2015). La nixtamalización data de la época prehispánica, ya que, el maíz tiene una larga y antigua historia en la cocina mexicana, la palabra en sí tiene sus raíces en el náhuatl *nextli-cal* de cenizas y *tamalli-masa* cocida de maíz, es decir, masa cocida de maíz en cal de cenizas. La historia del proceso se puede analizar a través de las evidencias de los vestigios que se han encontrado en zonas arqueológicas del periodo Preclásico, como los comales, los cuales se han recuperado en el Altiplano Central de México, en el área Maya, las Huastecas, Oaxaca, pueblos del litoral del Golfo de México y Aridoamérica, cabe mencionar que, la mayor cantidad encontrada comprende el periodo de las culturas Teotihuacana y Tepaneco-Mexica. Con la ayuda de la nixtamalización, México enriquece su gastronomía, porque por medio de este proceso se pueden preparar una gran diversidad de alimentos como: tamales, atoles, gorditas, bocoles, tostadas, huaraches, tlacoyos, caldos, zacahuil, etc. La nixtamalización puede tener algunas variaciones que le dan al producto final características singulares, y que se practican en algunas partes de México para la preparación de sus platillos típicos, por ejemplo: las corundas de Michoacán y el téjate (González, 2020).

El método tradicional se basa en hervir el maíz con cal en una olla y dejarlo reposar, para después moler los granos en un metate o molino y preparar la masa. Un factor importante, es darle suficiente tiempo de remojo al maíz, lo cual dependerá de su tipo, en algunos casos este periodo de tiempo puede ser de hasta 12 h (Gourmet de México, 2020). El maíz durante este lapso de tiempo cambia su estructura química y molecular: absorberá calcio y potasio, se volverá fácil pelarlo y molerlo, y se controlará la actividad microbiana (Castillo *et al.*, 2009). También se descontaminan los granos y se añaden aminoácidos que el cuerpo no puede producir por sí mismo (Gourmet de México, 2020). La cantidad del calcio que absorbe el grano durante la nixtamalización en el pericarpio, endospermo y germen es importante, porque la forma en que interactúen el hidróxido de calcio y sus componentes determinará las características fisicoquímicas y sensoriales de los productos elaborados con la masa obtenida. Se ha



comprobado que la manera en que el calcio se incorpora al grano en la nixtamalización es enlazándose con el almidón y aumentando aproximadamente el triple la cantidad de calcio, en comparación al calcio determinado en muestras no sometidas al proceso (Castillo *et al.*, 2009).

Para la nixtamalización se emplean dos partes de una solución acuosa de cal al 1 % por cada porción de maíz, se cuece a una temperatura de 90 °C y se reposa un mínimo de dos h, los granos cocidos se muelen y el producto conocido como masa se utiliza para producción de tortillas, en la Figura 1 se explica el proceso tradicional de nixtamalización de forma sintetizada (Figuroa, 2020). En muchas partes de México este proceso aún se hace de forma manual y a escala familiar, convirtiéndose en algo muy común, sin embargo, no se le puede restar importancia, ya que, forma parte de nuestra identidad y por supuesto, de nuestra dieta

La nixtamalización es un tema de estudio que se ha investigado por los impactos negativos que puede llegar a tener en el ambiente, cuando se hace a gran escala para cumplir con las demandas de un área con alta densidad de población, por la cantidad de agua que necesita, la cal que emplea, la energía que requiere y los desechos que produce (González, 2020).

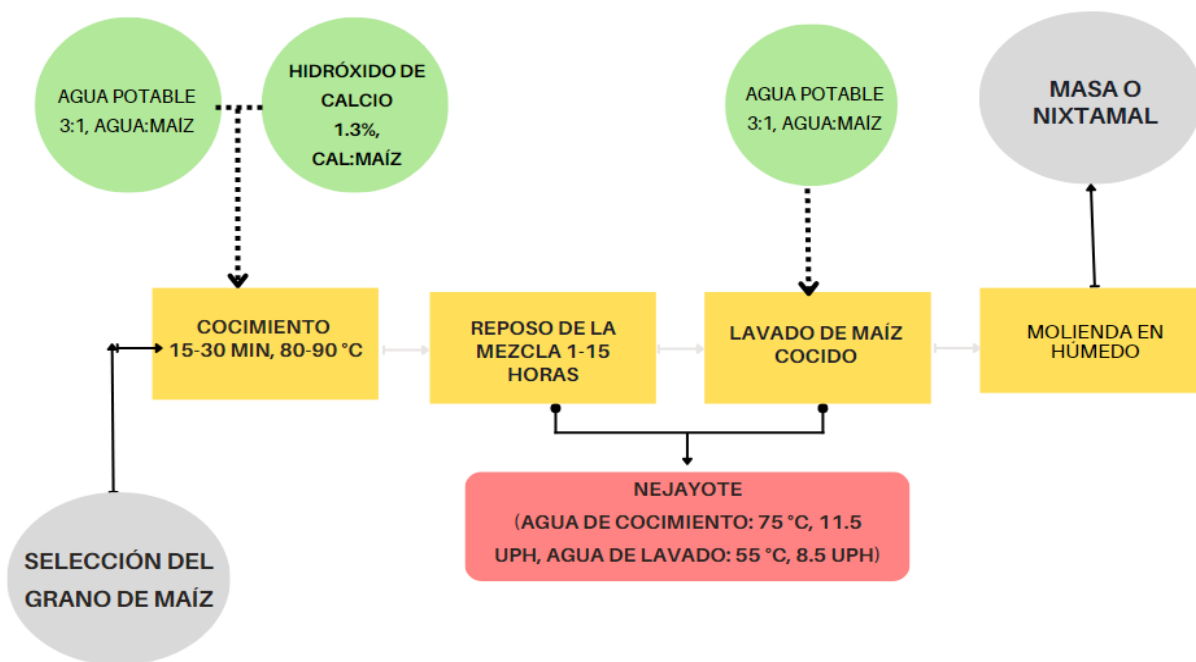


Figura 1. Proceso de Nixtamalización (adaptado de Figuroa, 2020).



3.1.1 Subproducto de la nixtamalización

En la nixtamalización, el maíz absorbe aproximadamente un 30 % del agua empleada en la cocción, y el líquido restante llamado nejayote se desecha. Este residuo se caracteriza por contener altas concentraciones de materia orgánica en suspensión y disuelta, presentar una alta temperatura (60-80 °C) a la salida del proceso y tener un pH cercano al límite máximo de alcalinidad (Rivera *et al.*, 2017). De acuerdo a Mateos y Vega (2022), en México se vacían más de 22 millones de metros cúbicos de nejayote por año a los cuerpos lacustres o al alcantarillado. También, es necesario remarcar que tomando en cuenta el agua que es absorbida por el maíz, la producida como nejayote y la utilizada en los subprocesos, la industria nixtamalera consume alrededor de 3,000-10,000 L de agua por tonelada de maíz procesado (Figueroa, 2020).

El nejayote forma parte de los desechos de los molinos que de forma generalizada suele descargarse como agua residual sin tratamiento previo (Rivera *et al.*, 2017), al hacerlo a cuerpos de agua, aumenta la turbidez y disminuye la concentración de oxígeno disuelto afectando la supervivencia de diferentes organismos acuáticos (Vacio-Muro *et al.*, 2020). El nejayote tiene características fisicoquímicas como alta cantidad de sales comparada con las aguas residuales domésticas, alta alcalinidad debida al alto contenido de carbonatos y bicarbonatos, pH alto que impide tratarlo por métodos biológicos sin previo ajuste, turbiedad proveniente de sólidos suspendidos y de material coloidal disperso, el material sólido suspendido es inmune al ataque microbiano (Figueroa, 2020) y los valores de DQO son aproximadamente diez veces mayores al promedio de aguas residuales domésticas (Ahn y Logan, 2013).

La composición del nejayote varía en función del tipo de maíz, cantidad por lote, agua utilizada, cantidad de cal y tiempo de cocción y de reposo. En la Tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica de diversos estudios que trabajaron con distintas muestras de nejayote

Tabla 1. Composición promedio de una muestra de nejayote.

Parámetro	Otros estudios	Referencias
DQO (mg/L)	9,153 - 57,900	López-Pacheco <i>et al.</i> , 2019 García-Depraect <i>et al.</i> , 2016 Vacio-Muro, 2020
pH	9-12	España-Gamboa <i>et al.</i> , 2017 Valderrama <i>et al.</i> , 2012 García-Depraect <i>et al.</i> , 2016



Alcalinidad (mg/L como CaCO₃)	1,020 – 3,122	López-Maldonado <i>et al.</i> , 2017 García <i>et al.</i> , 2017 García-Depraect <i>et al.</i> , 2016
Nitrógeno total (mg/L)	95 – 440	Valero <i>et al.</i> , 2018 España-Gamboa <i>et al.</i> , 2017 García-Depraect <i>et al.</i> , 2016
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	2 - 4.65	España-Gamboa <i>et al.</i> , 2017 Valero <i>et al.</i> , 2018
Fosfatos (mg/L)	7.60 - 58.75	España-Gamboa <i>et al.</i> , 2017 Valero <i>et al.</i> , 2018
Dureza total (mg/L como CaCO₃)	1,826 - 5,768	Vacio-Muro, 2020 Valderrama <i>et al.</i> , 2012
Dureza de calcio (mgCa/L)	1,073 – 1,543	Vacio-Muro, 2020 Valderrama <i>et al.</i> , 2012 García-Depraect <i>et al.</i> , 2016.
Sólidos totales (mg/L)	9,060-45,523	López-Pacheco <i>et al.</i> , 2019 España-Gamboa <i>et al.</i> , 2017 López-Maldonado <i>et al.</i> , 2017
Sólidos totales volátiles (mg/L)	19,293	García-Depraect <i>et al.</i> , 2016
Sólidos totales disueltos (mg/L)	22,333-46,339	García-Depraect <i>et al.</i> , 2016 López-Maldonado <i>et al.</i> , 2017
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	2,000-18,900	López-Maldonado <i>et al.</i> , 2017 Valderrama <i>et al.</i> , 2012 Vacio-Muro, 2020
Carbohidratos totales (mg/L)	16,015	García-Depraect <i>et al.</i> , 2016,
Sulfatos (mg/L)	13-229	España-Gamboa <i>et al.</i> , 2017 Valero <i>et al.</i> , 2018 García-Depraect <i>et al.</i> , 2016
Proteínas (mg/L)	1,307	García-Depraect <i>et al.</i> , 2016
Conductividad (mS/cm)	4.51	Valderrama-Bravo <i>et al.</i> , 2012

➤ **Tratamiento y aprovechamiento del nejayote**

En México actualmente las regulaciones para el tratamiento y el vertido final del nejayote solo se aplican a la producción industrial de productos nixtamalizados, por lo mismo, no existe regulación alguna para el desecho del nejayote en los procesos de nixtamalización de pequeñas empresas. Tomando en cuenta las características del nejayote y su composición química, hay





evidencia suficiente para afirmar que la manufactura de productos nixtamalizados es una importante fuente de contaminación del agua, por lo tanto, hay una clara necesidad de darle tratamiento a dicho residuo (Valderrama *et al.*, 2012). Varios métodos han sido usados en la depuración del nejayote.

Entre los tratamientos fisicoquímicos se puede citar el trabajo de Rivera *et al.* (2017) quienes estudiaron un tratamiento fisicoquímico de tres etapas en lote: coagulación, floculación y sedimentación usando diferentes dosis y tipos de floculantes y coagulantes, así como periodos de agitación. Los mejores resultados los obtuvieron usando una poliacrílamida catiónica como coagulante a un pH 10, reportando una remoción de sólidos suspendidos totales (SST) del 99 % pero solo un 14 % de remoción de DQO. También, se puede citar el trabajo de López-Maldonado *et al.* (2017), quienes utilizaron un tratamiento de coagulación-floculación con quitosano buscando la dosis y el pH ideales para alcanzar la mayor remoción posible, a través de mediciones de potencial Z, reportando que una dosis de 1,250 mg/L de quitosano a pH 5 obtuvo un 80 % de remoción de la turbiedad y SST de la muestra, sin embargo, en el estudio no se toma en cuenta la DQO. El mejor resultado usando coagulación y floculación lo obtuvieron Vacío-Muro *et al.* (2020) empleando biopolímeros como el alginato de sodio y el quitosano de forma secuencial a diferentes pH, obteniendo resultados de hasta un 70 % de remoción de DQO y 46 % de sólidos totales (ST).

Ewida (2020) trató el nejayote usando los microorganismos propios de esta agua residual, solo sobresaturándola de oxígeno con agitación continua y manteniéndola a condiciones ambientales por 30 d, alcanzando de esta manera una remoción del 95 % de DQO.

Entre los tratamientos biológicos se pueden mencionar aquellos que usan aguas residuales mezcladas, como el trabajo de García-Depraect *et al.* (2016) quienes estudiaron la factibilidad de la codigestión de vinaza y nejayote crudos (sin dilución) para la producción de biohidrógeno (bioH_2), para lo cual realizaron experimentos en lotes con seis diferentes proporciones de vinaza y nejayote (100, 80/20, 60/40, 40/60, 20/80, y 0/100 p/p, respectivamente) obteniendo remociones de DQO del 27.5 % para 80/20, 22.6 % para 60/40 y 24.8 % para 40/60. Cabe mencionar que, para dicho estudio no se agregaron macro/micronutrientes porque los sustratos se complementaron en la concentración de nitrógeno, hierro, magnesio fósforo y alcalinidad durante la codigestión. Otro estudio de aguas residuales mixtas fue realizado por López-Pacheco *et al.* (2019), quienes estudiaron la mezcla de nejayote y agua residual porcina como medio de cultivo para dos tipos de microalgas y la reducción de contaminantes mediante diferentes mezclas, alcanzando la mayor degradación de DQO en 84 % con la mezcla 25 % nejayote + 25 % agua + 50 % agua residual porcina. En el primer estudio los resultados usando



nejayote puro mostraron una actividad microbiológica casi nula, y en el segundo una dilución 90:10 mostró la remoción más baja.

Otro trabajo que usa tratamiento biológico es el de España-Gamboa *et al.* (2017), el cual se basó en un Reactor Anaerobio de Columna Empacada Acoplado a un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) con el propósito de optimizar la fase de acidogénesis y mejorar el proceso de la metanogénesis, con ello alcanzaron remociones superiores al 90 % de DQO. Valero *et al.* (2020) también lograron valores altos de remoción de DQO de hasta un 98 % en un sistema anaerobio de dos etapas, sin embargo, esta decayó hasta el 54 % al alcanzar su límite de carga.

Entre los tratamientos biológicos actuales para tratar el nejayote se encuentran también los sistemas bioelectroquímicos. Por ejemplo, Garita-Meza *et al.* (2022), estudiaron aguas residuales del procesamiento de maíz (mismo tratamiento que el de nixtamalización) en una celda electroquímica microbiana, para lo cual utilizaron agua cruda (pH 11.6 y DQO 2,317 mg/L) y tres diferentes diluciones: 1:2 (pH 6.7 y DQO 1,158 mg/L), 1:4 (pH 6.6 y DQO 579 mg/L) y 1:10 (pH 6.7 y DQO 232 mg/L), encontrando que la mayor densidad de corriente (100 mA/m²) se produjo en la dilución 1:2 seguida por la dilución 1:4 (30 mA/m²) y que tanto el agua cruda como la dilución 1:10 presentaron valores muy pequeños. Por otro lado, Maldonado *et al.* (2016), trabajaron con una CCM de una cámara con nejayote crudo y diluciones 50:50 y 25:75 con acetato de sodio, con y sin inóculo, sin ajuste de pH y en modo batch por 7 d, alcanzando un 95 % de remoción de DQO y 94 % de sólidos totales (ST) con la dilución 25:75 sin inóculo y una producción de corriente de 52 mA/m². Mientras que, el valor máximo de corriente (118 mA/m²) lo obtuvieron con la dilución 25:75 con inóculo, alcanzando una remoción de DQO de 63 % y una de ST de 85 %. También, podemos citar el trabajo de Reyes-Vidal *et al.* (2023), quienes operaron una CCM de doble cámara usando como sustrato un efluente de la industria del nixtamal (pretratado con un agente floculante para la remoción de sólidos insolubles y ajuste de pH) y como inóculo una cepa aislada del pulque. Dicho estudio, produjo una densidad de potencia máxima de 19.37 mW/m², la cual aumentó a 26.67 mW/m² cuando se le adicionó al anolito 1 % p/v de NaCl.

Los estudios previos dan un panorama de las diferentes tecnologías aplicadas para el tratamiento de este tipo de sustrato, donde, por los costos de materiales, dificultad de operación, tasas de remoción de contaminantes y producción de residuos, se sobreponen los métodos biológicos sobre los métodos fisicoquímicos. En lo que respecta a los tratamientos biológicos, los sistemas bioelectroquímicos como las CCM que pueden generar energía de forma directa sin un



proceso intermediario y producen una mínima cantidad de desechos se perfilan sobre los métodos tradicionales de producción de H_2 y CH_4 .

El estudio del nejayote como sustrato para la CCM es relativamente nuevo, por lo que, existen pocos trabajos de ello en la literatura, pero se perfila como un sustrato considerablemente apto para esta tecnología.

3.2 Procesos biológicos

3.2.1 Composición y crecimiento de las bacterias

La composición regular de la materia seca de una célula puede resumirse de la siguiente manera: carbono 50 %, oxígeno 20 %, nitrógeno 14 %, hidrógeno 8 %, fósforo 3 %, azufre 1 %, potasio 1 %, sodio 1 %, calcio 0.5 %, magnesio 0.5 %, cloro 0.5 % y hierro 0.2%

Las bacterias se reproducen principalmente por fisión binaria y el tiempo que tardan en cada fisión (tiempo de generación) puede variar de menos de 20 min hasta días, dependiendo del tipo y las condiciones del medio. El crecimiento de bacterias en cultivo por lotes sigue un patrón basado en el número de células y puede dividirse en cuatro fases distintas:

- Fase de latencia. -Representa el tiempo requerido que necesitan los organismos para aclimatarsen a su nuevo ambiente y empezar a dividirse.
- Fase de crecimiento logarítmico o exponencial. -Durante este periodo las células se dividen a un ritmo determinado por su tiempo de generación y su habilidad para procesar los alimentos.
- Fase estacionaria. -La población permanece estacionaria o constante, por razones como: a) las células han agotado el sustrato o nutrientes necesarios para su crecimiento o b) el crecimiento de nuevas células no compensa la muerte de células viejas.
- Fase logarítmica o exponencial de muerte. -En esta etapa, el ritmo de muerte de las bacterias excede la producción de nuevas células. La tasa de mortalidad puede ser función de la población viable y las características ambientales (Metcalf y Eddy, 2014).

3.2.2 Digestión anaerobia

Involucra la descomposición de materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno. Se aplica sobre todo en la estabilización de lodos concentrados producidos en el tratamiento de aguas residuales e industriales. Recientemente, se ha comprobado que puede usarse también para el tratamiento de desechos orgánicos diluidos.

La conversión de materia orgánica en los lodos de las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) puede dividirse en tres etapas principalmente. La primera involucra la transformación, usando enzimas como mediadoras de macromoléculas a compuestos que

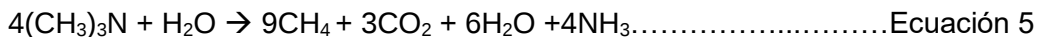




pueden ser usados como una fuente de energía y carbono celular. La segunda etapa (acidogénesis) consiste en convertir los compuestos anteriores en compuestos intermedios de bajo peso molecular. La tercera etapa (metanogénesis) implica convertir los compuestos intermedios formados en productos finales más simples, principalmente metano y dióxido de carbono.

En un digestor, un consorcio de organismos anaerobios trabaja en conjunto para lograr la conversión de residuos y lodos orgánicos. Un grupo es responsable de hidrolizar los polímeros orgánicos y lípidos en bloques de construcción estructurales como monosacáridos, aminoácidos y compuestos relacionados. Un segundo grupo fermenta los productos degradados a ácidos orgánicos simples como el ácido acético. Los microorganismos que conforman este grupo son denominados no metanogénicos, consiste de bacterias facultativas y anaerobias obligadas. Comúnmente son denominados acidógenos o formadores de ácido, ejemplos de estos son: *Clostridium spp.*, *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium spp.*, *Desulphovibrio spp.*, *Corynebacterium spp.*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus* y *Escherichia coli*. Un tercer grupo de microorganismos transforman el ácido acético y el hidrógeno producido por los acidógenos en CH₄ y CO₂. Las bacterias responsables de este proceso son estrictamente anaerobias y se identifican como metanogénicas. Entre los principales géneros que han sido identificados se encuentran bacilos (*Methanobacterium*, *Methanobacillus*) y cocos (*Methanococcus*, *Methanosarcina*). Entre las bacterias metanogénicas, las más esenciales en el proceso son aquellas que utilizan hidrógeno y ácido acético, estas mismas tienen bajas tasas de crecimiento, y como resultado su metabolismo es usualmente considerado como un limitante de la velocidad del tratamiento de un residuo orgánico.

Los metanógenos solo pueden usar determinados sustratos para la producción de metano, como: CO₂ + H₂, formato, acetato, metanol, metil aminas y CO. A continuación, se muestran las reacciones de degradación (Ecuación 1-5) de los compuestos anteriores que llevan a cabo los metanógenos.



Para lograr y mantener un equilibrio dinámico entre las bacterias no metanogénicas y metanogénicas el reactor debe estar libre de oxígeno disuelto y de concentraciones inhibitorias de algunos compuestos como metales pesados y sulfuros. El pH del ambiente acuoso debe estar en un rango de 6.6 a 7.6. Debe existir suficiente alcalinidad para evitar que el pH baje de 6.2, porque las bacterias metanogénicas y acidogénicas no trabajan bien por debajo de dicho valor. Para que ocurra una digestión adecuada, la alcalinidad debe estar en un rango de 1,000-5,000 mg/L, los ácidos grasos volátiles (AGV) deben ser menos de 250 mg/L, debe haber presencia suficiente de nutrientes como nitrógeno y fósforo, y de ser necesario (de acuerdo a la naturaleza del lodo) factores de crecimiento. Por último, los rangos óptimos de temperatura para los mesofílicos deben ser de 30-38 °C y para los termofílicos de 49-57 °C (Metcalf y Eddy, 2014).

Las bacterias son muy sensibles a las condiciones del proceso, por lo que, la falta o el exceso de algunas sustancias puede ser perjudicial para ellas (*Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme [SPREP]*, 2021).

Nitrógeno: todos los microorganismos anaerobios requieren nitrógeno en la forma de nitratos, o sales de amonio para su crecimiento. La mayoría de las aguas residuales contienen nitrógeno como nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos, también puede derivarse a través de la hidrólisis de proteínas y aminoácidos o compuestos nitrogenados no proteicos como la urea. A concentraciones menores de 300 mg/L, el crecimiento celular se reduce drásticamente. En el caso de aguas residuales domésticas, concentraciones mayores a 1,200 mg/L de nitrógeno amoniacal son tóxicas para los microorganismos dependiendo del pH. Se calcularon los requerimientos de nitrógeno y fósforo, sobre la base de la fórmula química promedio celular $C_5H_9O_3N$ y se encontró que para el N es del 11 % del peso de los sólidos volátiles de la celda (Singh *et al.*, 1999).

Fósforo: es un nutriente esencial para el crecimiento y mantenimiento de las células bacterianas, ya que es necesario para la síntesis de ácidos nucleicos. La cantidad de fósforo requerido es aproximadamente 2.2 % (~20 % de los requerimientos de nitrógeno) del peso de los sólidos volátiles de la celda (Singh *et al.*, 1999).

Extracto de levadura: es una excelente fuente de vitamina B, además contiene nitrógeno orgánico y compuestos de carbono. Es necesario para promover el crecimiento de las células y no es considerado inhibitorio para los microorganismos anaerobios (Singh *et al.*, 1999).

Los iones de metales ligeros como sodio, potasio, calcio y magnesio son necesarios para el crecimiento microbiano y, por lo mismo, afectan la tasa de crecimiento específico como ningún otro nutriente. Se necesitan en concentraciones moderadas, porque en concentraciones elevadas pueden desacelerar e incluso inhibir el crecimiento (Chen *et al.*, 2008).



Aluminio: el mecanismo de inhibición del aluminio es debido a su competencia con los iones de hierro y manganeso, o por su adhesión a la membrana celular de los microorganismos, lo que afecta el crecimiento bacteriano. Una cantidad mayor a 1,000 mg/L de $\text{Al}(\text{OH})_3$ o 2,500 mg de Al^{+3} puede causar una inhibición mayor al 50 % en la actividad de los microorganismos metanogénicos y acetogénicos (Chen *et al.*, 2008).

Calcio: cantidades excesivas de calcio pueden provocar la precipitación de carbonatos y fosfatos, que, a la vez, tienen probabilidad de causar incrustaciones en el reactor y la tubería, reducción de la actividad metanogénica y pérdida de la capacidad buffer y nutrientes esenciales en la digestión anaerobia. Se estima que 200 mg/L es una concentración óptima de Ca^{2+} , mientras que un rango de 2,500-4,000 mg/L puede considerarse moderadamente inhibitoria y una concentración igual o mayor a 8,000 mg/L fuertemente inhibitoria. Por ejemplo, la adición de Ca^{2+} cuando la concentración es menor a 120 mg/L ayuda en la formación de la biopelícula. Por el contrario, para concentraciones mayores de 120 mg/L puede ocurrir una inhibición del metabolismo celular debido a una acumulación de minerales y un decremento en el contenido de agua de la biopelícula (Chen *et al.*, 2008).

Magnesio: en altas concentraciones induce la producción de células individuales y la alta sensibilidad de estas a la lisis es un factor importante en la actividad acetoclástica de los reactores anaerobios (Chen *et al.*, 2008). Por lo que, debe mantenerse a bajas concentraciones: 35 mg/L (Singh *et al.*, 1999).

Potasio: altos niveles de potasio extracelular (1.0 M) en un digestor son indeseables porque ocasionan una entrada pasiva de iones que neutraliza el potencial de membrana. Además, puede ser considerado como un excelente extractor de metales ligados a sitios intercambiables en los lodos, por lo que, en reactores con exceso de potasio los macronutrientes pueden encontrarse fuera de los lodos lo que puede disminuir la actividad bacteriana por falta de estos. Bajas concentraciones de potasio, menores a 400 mg/L, han reportado una mejora en el rendimiento, tanto para condiciones mesofílicas como para termofílicas (Chen *et al.*, 2008).

Sodio: a bajas concentraciones es esencial para microorganismos como los metanógenos, probablemente, debido a su rol en la formación del Adenosín Trifosfato (ATP) o en la oxidación de la Nicotamida Adenina Dinucleótido (NADH). Se han reportado que valores en el rango de 100-200 mg/L son beneficiosos para el crecimiento de anaerobios mesofílicos. A altas concentraciones, el sodio puede realmente afectar la actividad de los microorganismos e interferir con su metabolismo. El nivel de inhibición dependerá de la concentración de iones de sodio, por ejemplo, un rango de 3,500-5,500 mg/L puede ser moderadamente inhibitorio y un valor de 8,000 mg/L fuertemente inhibitorio (Chen *et al.*, 2008).



Hierro, zinc, molibdeno, manganeso y cobre son elementos traza necesarios para la síntesis de varios microorganismos anaerobios. Todos son cofactores para varias enzimas.

3.2.3 Producción de biogás por digestión anaerobia en México

El biogás es un combustible formado por la mezcla de CH₄ y CO₂ principalmente. Se genera por la descomposición de materia orgánica, llevada a cabo por microorganismos en ausencia de oxígeno, dicha materia orgánica proviene de desechos agrícolas, aguas residuales municipales, efluentes de industrias alimentarias, es decir, materiales biodegradables. El metano en sí es un gas de efecto invernadero, sin embargo, gracias a las tecnologías actuales se puede transformar en energía limpia (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural [SADER], 2017).

Los sectores que tienen las mayores posibilidades de obtener producciones rentables de biogás son las empresas pecuarias integradas, las plantas de harina de maíz, las tequileras y las PTAR, ya sea, para generar vapor para sus propios procesos o para generar electricidad de autoconsumo. Actualmente, usar biogás para generar electricidad descentralizada o para el Sistema Eléctrico Nacional no son opciones viables. A pesar de que se han impulsado programas para fomentar el uso de energías renovables como el Programa Nacional para el Aprovechamiento Sustentable de la Energía (PRONASE) o el Programa para la Producción de Insumos para Bioenergéticos (PROINBIOS) (Gutierrez, 2018), el biogás ha quedado rezagado hasta el último lugar en las estadísticas de energías limpias, como lo detalla la Secretaría de Energía (SENER) en el 2022, en los datos de la Tabla 2 y la Figura 2.

Tabla 2. Balance Nacional de Energía: Producción de energía primaria en petajoules (SENER, 2022).

Descripción	2019	2020	2021
Carbón	230	192	138
Hidrocarburos	5,315	5,703	5,776
Petróleo crudo	3,789	3,821	3,906
Condensados	60	141	294
Gas natural	1,466	1,742	1,577
Nucleoenergía	125	126	125
Renovables	662	763	1,043
Hidroenergía	85	97	282



Geoenergía	113	112	92
Energía solar	40	51	150
Energía eólica	60	71	166
Biogás	3	3	3
Biomasa	361	430	350
Bagazo de caña	113	100	104
Leña	248	330	246
Total	6,333	6,785	7,081

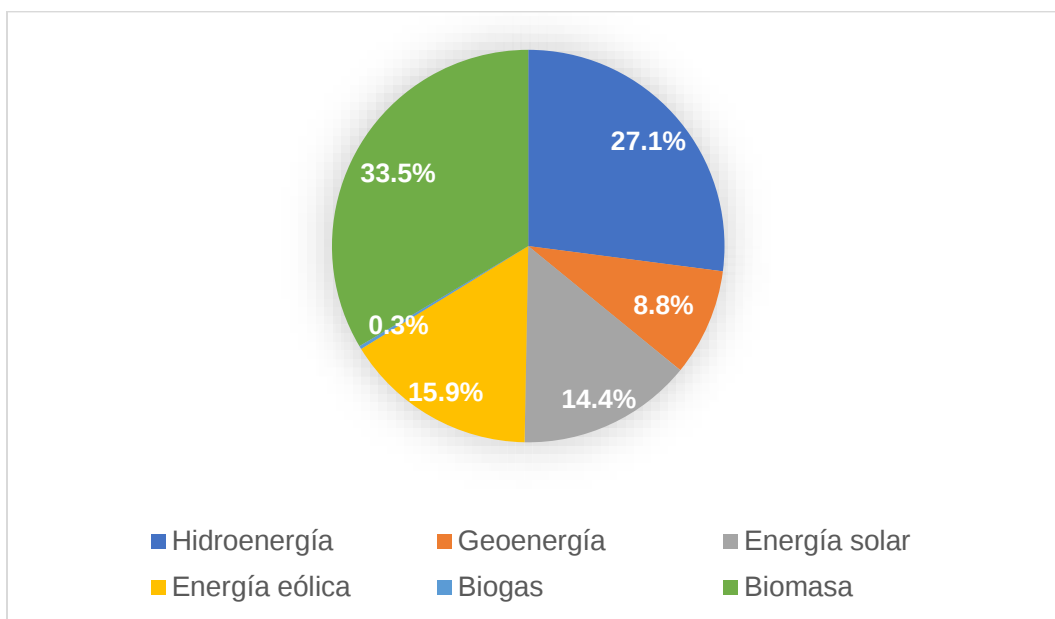


Figura 2. Energías renovables en México en el año 2021 (SENER, 2022).

➤ **Biogás en la industria harinera**

Los grupos Gruma y Minsa producen más del 90 % de la harina de maíz nixtamalizado en México y tratan el efluente que obtienen de su proceso “el nejayote” en sus propias PTAR para cumplir con la normativa vigente. Por ejemplo, el Grupo Gruma alrededor del 2010 instaló en su planta de Indiana, USA, un sistema híbrido que combina lagunas para el tratamiento de nejayote con un sistema de equipo compacto donde se produce biogás que es utilizado para calentar el agua en invierno y mantener la eficiencia del sistema (McBride Sustainability, 2010) y ha instalado este tipo de tecnología en estados de nuestro país como Yucatán, Nuevo León y



Chiapas, sin embargo, no se tienen datos del uso de biogás como combustible para otro proceso diferente en la industria harinera (Gutierrez, 2018).

3.3 Sistema de celdas bioelectroquímicas

Las celdas de combustible son, en términos simples, sistemas termodinámicos abiertos que operan en base a reacciones electroquímicas presentes y a los reactivos consumidos de una fuente externa y se consideran alternativas favorables a los métodos convencionales de generación de energía eléctrica, con aplicación a escala menor (Alvarado-Flores, 2013). Estas celdas forman parte de los sistemas bio-electroquímicos (SBE), y forman un campo interesante y en constante expansión de la ciencia y la tecnología que combina la actividad redox de un catalizador biológico con las clásicas reacciones electroquímicas y físicas abióticas (Santoro *et al.* 2017).

El campo de investigación de los SBE incluye una amplia gama de tecnologías emergentes, éstas se caracterizan por utilizar microorganismos para la generación de electricidad mediante reacciones anódicas y catódicas dentro de una configuración electroquímica, la cual utiliza sustratos orgánicos como fuente de combustible (Guadarrama, 2017). Los SBE pueden clasificarse en tres grandes grupos dependiendo del modo de operación del reactor y del producto final que se forma: 1) Celdas de combustible microbiana; 2) Celdas de electrólisis microbiana y 3) Celdas de desalinización microbiana (Gretel, 2016).

3.3.1 Celdas de combustible microbianas

Generalmente, las CCM consisten de una cámara anódica y una catódica físicamente separadas por una membrana de intercambio de protones (MIP). El biocatalizador activo en el ánodo oxida los sustratos orgánicos y produce electrones, protones y, como subproducto, dióxido de carbono como se observa en la Ecuación 6. Los protones y los electrones producidos en la cámara anódica son conducidos a la cámara catódica a través de la MIP y un circuito externo, respectivamente, reaccionando en la cámara catódica junto con la reducción paralela de oxígeno a agua, como se detalla en la Ecuación 7 (Rahimnejad *et al.*, 2015). El proceso puede resumirse en las dos siguientes ecuaciones químicas y puede observarse también en la Figura 3.

ÁNODO: Materia Orgánica $\rightarrow$ CO₂ + H⁺ + e⁻Ecuación 6

CÁTODO: O₂ + 4H⁺ + 4e⁻ $\rightarrow$ 2H₂OEcuación 7



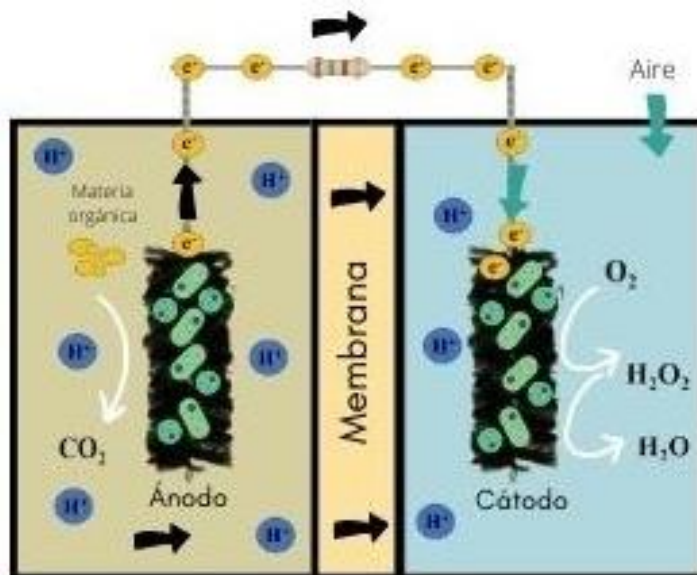


Figura 3. Estructura de una CCM de doble cámara (elaboración propia).

➤ Microorganismos en las CCM

En su forma básica, una CCM es un dispositivo que utiliza a los microorganismos para generar una corriente eléctrica a través de la oxidación de materia orgánica. Los microorganismos en una CCM obtienen energía de la oxidación del sustrato para su crecimiento, de hecho, pueden ganar toda la energía y el carbono necesario para su desarrollo de la oxidación del material orgánico, por lo que, la tecnología de CCM es considerada como autosustentable. Una diversa variedad de microorganismos se encuentra adherida a los electrodos dentro de un sistema de CCM (biopelícula), especialmente cuando es alimentado con un lodo inóculo (Franks y Nevin, 2010).

En un ambiente anaerobio, los electrones son expulsados de la cadena respiratoria por un mediador redox, el cual se introduce a la membrana celular, es reducido y se retira en este estado, dicho mediador traspasa los electrones capturados al ánodo, para posteriormente ser transferidos al cátodo, quien actúa como aceptor de electrones final externo al sistema biológico. Se ha encontrado que los microorganismos pueden transferir electrones a un electrodo externo directamente por el contacto con la superficie del mismo sin un mediador externo. Los mecanismos por los cuales se puede llevar a cabo la transferencia son los siguientes: a) transferencia directa de electrones por medio de proteínas redox activas en la membrana exterior de los microorganismos como los citocromos tipo C, b) la transferencia directa de electrones por pili tipo IV (apéndices proteínicos a menudo conocidos como nano-cables), c) transferencia de electrones basada en mediadores donde se utilizan mediadores exógenos o endógenos. Los



mediadores exógenos son descartados en aplicaciones prácticas debido a su alto costo, corto tiempo de vida y problemas de descarga. En una comunidad microbiana cooperativa, electrógenos y no electrógenos pueden compartir los mediadores de electrones secretados para mejorar la transferencia extracelular de electrones (Li *et al.*, 2018).

Entre la comunidad pueden encontrarse organismos de un mismo grupo (cultivos puros) o de diferentes (cultivos mixtos). Los cultivos puros capaces de producir corriente en una CCM incluyen algunos representantes de los grupos de los *Firmicutes* y *Acidobacteria*, cuatro de las cinco *Proteobacteria*, y las cepas de las levaduras *Saccharomyces cerevisiae* y *Hansenula anomala* (Franks y Nevin, 2010). Los cultivos mixtos utilizados como inóculo pueden llegar a generar mayor energía en comparación al empleo de cultivos puros debido a las interacciones sinérgicas que se presentan en el ánodo y que permiten que la CCM tenga mayor tolerancia y metabolización de sustratos complejos (Li *et al.*, 2018). El inóculo bacteriano es obtenido de lodos activados, lodos anaerobios, aguas residuales domésticas o industriales y sedimentos marinos o acuáticos (Matamoros y Zúñiga, 2021) y el que se decida usar dependerá de la configuración de la celda, el tipo de sustrato que se desee degradar, así como el propósito del trabajo.

Una forma común para medir el rendimiento de una CCM es con la eficiencia coulombica (EC), que es la cantidad de coulombs recuperados como corriente eléctrica comparados con el número máximo teórico recuperados del sustrato adicionado al sistema. La eficiencia coulombica de una CCM es dependiente, en parte, de los microorganismos que llevan a cabo la oxidación y la fuente de carbono de donde se derivan los electrones como se observa en la Tabla 3. Por ejemplo, la EC obtenida por *Klebsiella pneumoniae* (74.6 %) fue superior a la alcanzada por *Bacillus altitudinis* (53.9 %) a pesar de que ambas usaron glucosa como fuente de carbono. Para recuperar toda la energía teórica de un sustrato orgánico es necesario que se convierta completamente en CO₂ con una eficiente transferencia de electrones al electrodo, sin la oxidación completa del sustrato, la energía es perdida por el sistema en forma del sustrato sin oxidar (Franks y Nevin, 2010).



Tabla 3. Eficiencias coulómbicas de cepas puras en CCM.

Phylum	Especie	Sustrato	Densidad de potencia	Eficiencia coulómbica	Referencia
Thermodesulfobacteriota	<i>Geobacter sulfurreducens</i>	Acetato	4190 mW/m ²	ND	Fujikawa <i>et al.</i> , 2021
Chlorophyta	<i>Chlorella vulgaris</i>	Efluente de la digestión anaeróbica de residuos de cocina	3200 mW/m ³	N.D.	Hou <i>et al.</i> , 2016
Pseudomonadota	<i>Shewanella oneidensis</i>	Lactato	436.5 mW/m ²	14.6 %	Sun <i>et al.</i> , 2021
Pseudomonadota	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Glucosa	428.71 mW/m ²	74.6 %	Ramu <i>et al.</i> , 2020
Pseudomonadota	<i>Gluconobacter oxydans</i>	Agua residual doméstica	81 mW/m ²	40.0 %	Tarasov <i>et al.</i> , 2022
Pseudomonadota	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Efluente de industria láctea	34.8 mW/m ²	46.6 %	Choudhury <i>et al.</i> , 2021
Bacillota	<i>Lactobacillus casei</i> y <i>Latobacillus paracasei</i>	Agua residual del procesamiento de café	890 mW/m ²	0.7 %	Cárdenas <i>et al.</i> , 2022
Bacillota	<i>Bacillus altitudinis</i>	Glucosa	15.53 mW/m ²	53.9 %	Indriyani <i>et al.</i> , 2024

¹N.D. Dato no disponible en el estudio

➤ Configuración de las celdas de combustible microbiana

El diseño de una CCM puede variar dependiendo de su propósito o el material disponible (Jiang *et al.*, 2016), sin embargo, existen componentes básicos de una CCM importantes en su construcción, como los electrodos, el cableado, el material de la celda y el puente salino o la MIP. En general, el material de construcción de una CCM suele ser vidrio o acrílico y suelen ser clasificadas en función al número de compartimentos o cámaras que presentan (Karmakar *et al.*, 2010).

CCM de doble cámara: el ánodo y el cátodo se instalan en diferentes compartimentos o cámaras conectadas por una MIP, algún separador o puente salino, cuya función es actuar como medio para la transferencia de protones a la cámara catódica, lo cual completa la reacción al mismo tiempo que evita que el ánodo entre en contacto directo con el oxígeno u otro oxidante (Karmakar *et al.*, 2010).

CCM de cámara única: son dispositivos simples con una cámara anódica y sin un compartimiento definitivo para el cátodo. Los cátodos porosos forman un lado de la pared de la cámara anódica y utilizan el oxígeno de la atmósfera para llevar a cabo la reacción de reducción de oxígeno usando comúnmente catalizadores (Mathuriya *et al.*, 2018).



CCM sin membrana: estas celdas regularmente usan el oxígeno como aceptor final de electrones. La eliminación de la membrana simplifica el diseño de la CCM y disminuye el costo y la resistencia interna de la misma. Pueden ser de una o dos cámaras (Mathuriya *et al.*, 2018).

CCM apiladas: forman una batería de CCM y su tipo de construcción no afecta la EC individual de cada celda, pero incrementa la producción de energía de la batería en general. Pueden ser apiladas en serie o paralelo, cada arreglo tiene su propia importancia y una alta eficiencia de potencia, puede ser utilizada prácticamente como una fuente de energía (Karmakar *et al.*, 2010).

Con el tiempo ha surgido una gran diversidad de CCM con el propósito de disminuir costos y espacio, así como alcanzar mayores rendimientos eléctricos. Las configuraciones más comunes suelen ser de cámara única con cátodo expuesto al aire como la de Wang *et al.* (2023) y la de doble cámara de tipo H con puente salino como la de Fitriana *et al.* (2023) por su simplicidad y bajos costos de diseño, otras configuraciones usualmente usadas se encuentran en la Tabla 4 con sus respectivas densidades de potencia alcanzadas.

Tabla 4. Producción de energía de diferentes arquitecturas de CCM.

Densidad de potencia	Tipo de CCM	Referencia
98 mW/m ²	CCM de flujo de ascendente	Subha <i>et al.</i> , 2019
280 mW/m ²	CCM de cámara única cúbica con cátodo expuesto al aire	Wang <i>et al.</i> , 2023
40.38 mW/m ²	CCM de cámara única cilíndrica con cátodo expuesto al aire	Salar-García <i>et al.</i> , 2020
456 mW/m ²	CCM de doble cámara tipo H	Fitriana <i>et al.</i> , 2023
50.70 mW/m ²	CCM de doble cámara cúbica	Rahmani <i>et al.</i> , 2022
39.58 mW/m ²	CCM multiánodica con flujo pistón	Opoku <i>et al.</i> , 2023
67.11 mW/m ²	CCM apilada	Indriyani <i>et al.</i> , 2024

Últimamente, se ha puesto un especial interés en el uso de multi-ánodos por el aumento del área superficial del ánodo y el potencial de adhesión de la biopelícula. En sí al cambiar la estructura de las CCM se busca incrementar el número de microorganismos electroactivos en el electrodo de trabajo y obtener una mayor descarga de electrones en la superficie del ánodo (Taşkan, 2020). El uso de multi-cátodos es otro escenario que se presenta, sobre todo al hacer escalamiento de las CCM, al considerarse el área de la superficie del cátodo un factor de gran importancia para aumentar la potencia, tal es el caso de Cheng y Logan (2011), quienes al



incrementar el área superficial del cátodo de 24 a 96 cm², aumentando el número de cátodos de 1 a 4, lograron elevar la densidad de potencia de su celda de 15 a 78 W/m³

Algunos autores usando el fundamento de los multi-electrodos han trabajado con CCM de tres cámaras. Por ejemplo, Taşkan (2020) construyó una CCM tipo sándwich con dos cámaras anódicas laterales y una catódica central. Otro caso es el de Wang *et al.* (2020) quienes fabricaron una CCM de tres cámaras: una cámara anódica central y dos catódicas a los extremos. También, se encuentra el modelo de Zhang *et al.* (2012b) con una cámara anódica cilíndrica central y dos cámaras catódicas simétricas a los costados equipadas con biocátodos.

➤ **Ánodo**

Los materiales que son usados como electrodos anódicos deben presentar determinadas especificaciones para mejorar las interacciones entre la biopelícula y la superficie, entre las más importantes se encuentran: 1) la conductividad eléctrica, 2) la resistencia a la corrosión, 3) la alta resistencia mecánica, 4) la alta área superficial, 5) la biocompatibilidad y 6) un costo accesible. Los metales carbonáceos suelen presentar la mayor parte de estas características, por lo que, suelen ser los más comunes, varios de ellos se presentan en la Tabla 5 junto con sus ventajas y desventajas (Santoro *et al.*, 2017).

Tabla 5. Características de electrodos en base a materiales carbonáceos (elaboración propia con base en datos de Santoro *et al.*, 2017).

Tipo de electrodo	Ventajas	Desventajas
Tela de carbono	Alta área superficial, alta porosidad, alta conductividad eléctrica, buena flexibilidad, buena fuerza mecánica y forma estructuras 3D.	Costoso.
Cepillos de carbono	Alta área superficial y buena conductividad eléctrica. Usado comúnmente en las investigaciones.	Costoso.
Varillas de carbono	Bajo costo.	Baja área superficial
Malla de carbono	Forma estructuras 3D y bajo costo.	Baja conductividad eléctrica, baja porosidad y baja resistencia mecánica.
Velo de carbono	Alta conductividad eléctrica, alta porosidad y forma estructuras 3D.	Baja resistencia mecánica.
Papel de carbono	Usado a escala laboratorio en operación por lotes.	Baja porosidad, baja resistencia mecánica y costoso.



Filtro de carbono	Alta porosidad, alta conductividad eléctrica, alta resistencia mecánica y costo accesible.	No forma estructuras 3D
Carbón granular activado	Biocompatible, bajo costo y alta porosidad.	Baja conductividad eléctrica y área superficial grande, pero a nivel nanométrico.
Cartulina carbonizada	Material 3D, bajo costo, alta conductividad eléctrica y alta porosidad.	Voluminosa
Hoja o plato de grafito	Alta conductividad eléctrica, bajo costo y alta resistencia mecánica	Baja área superficial
Carbón vítreo reticulado	Excelente conductividad eléctrica y porosidad.	Baja resistencia mecánica y costoso.

➤ **Cátodo**

El O₂ es un aceptor ideal para su uso en las CCM por su alto potencial de oxidación, bajo costo y formación de agua como subproducto, sin embargo, la reducción del mismo se lleva a cabo a una velocidad muy lenta en la superficie de los electrodos y provoca altos sobrepotenciales, lo que, es considerado como uno de los cuellos de botella en la producción de energía. Para amortiguar la situación anterior se suele usar ferricianuro de potasio como aceptor de electrones permitiendo bajos sobrepotenciales y que la CCM trabaje cercana a su potencial de circuito abierto, sin embargo, su uso no es eficiente en aplicaciones prácticas debido a su toxicidad y la necesidad de reemplazarlo. Lo mismo ocurre con otros catalizadores químicos como el platino y otros metales que tienen costos elevados y no son adecuados para aplicaciones de largo plazo. Por lo anterior, se ha realizado una larga búsqueda para encontrar el catalizador adecuado llegando a probar el uso de biocátodos (Franks y Nevin, 2010).

En una cámara catódica biótica donde el oxígeno es administrado continuamente, las bacterias colonizan el cátodo y catalizan la reducción del oxígeno para incrementar la generación de energía de una CCM, superando la de una cámara catódica abiótica. Los biocátodos han recibido atención debido a su bajo costo de construcción y operación, su sustentabilidad y también la utilización de su metabolismo microbiano para producir productos industriales útiles y la remoción de componentes no deseados. El rendimiento del biocátodo depende esencialmente de las características y la configuración de sus materiales de construcción, a través de los años, varios materiales han sido investigados y probados para ello: el acero inoxidable, el filtro de carbono, los gránulos de grafito, los cepillos de fibra de grafito, etc. El cátodo puede recibir los electrones de dos diferentes maneras. La primera por transferencia directa de electrones que involucra el contacto físico directo entre las superficies del electrodo del cátodo y la membrana





de la célula bacteriana, en esta vía los electrones del cátodo son recibidos directamente por las macromoléculas redox de la membrana exterior de la bacteria como los citocromos de las células microbianas. La segunda es por transferencia indirecta de electrones y sucede cuando algunos microorganismos son incapaces de transferir electrones directamente de la célula a los electrodos por las capas externas compuestas de membranas lipídicas no conductoras, peptidoglucanos y lipopolisacáridos, entonces mediadores (exógenos o autoexcretados) son necesarios para transportar los electrones entre los electrodos y los microorganismos, por ejemplo, algunos microorganismos son capaces de excretar sustancias redox activas para transferir electrones, también, el manganeso y el hierro son comúnmente usados como mediadores de transferencia de electrones, ya que se reducen recibiendo un electrón del cátodo para posteriormente oxidarse donando el mismo al oxígeno para un eficiente transporte de electrones (Rusli *et al.*, 2018).

Para el biocátodo, el material y el diseño son los factores más significativos en la construcción de una CCM económica. De estudios anteriores, se ha encontrado que los materiales basados en carbono y acero inoxidable son los más usados como materiales de soporte en varias formas y configuraciones, por ejemplo, Zhang *et al.* (2012a) evaluaron por medio de curvas de polarización los efectos de tres tipos diferentes de cátodos: catolito de $K_3Fe(CN)_6$, cátodo expuesto al aire y biocátodo, en el rendimiento de una CCM de doble cámara, una de cámara única y otra de doble cámara, respectivamente. El periodo total del estudio fue de 400 d haciendo mediciones durante periodos de 10, 20, 50, 200 y 400 d, observando en los resultados que la que tenía biocátodo de cepillo de fibra de grafito mostró una mejor estabilidad y comportamiento en los valores de densidad de potencia y resistencia interna a largo plazo que las que tenían cátodos abióticos de cepillo de fibra de grafito y tela de carbono. También, You *et al.* (2009) hicieron un estudio extensivo para evaluar el comportamiento de un biocátodo de cepillo de fibra de grafito en una CCM basada en microorganismos aeróbicos como catalizadores, esto les permitió comparar el rendimiento de un biocátodo de cepillo de fibra de grafito, uno de gránulos de grafito, uno de placa de grafito y un cátodo abiótico de cepillo de fibra de grafito, los cuales se compararon en un sistema similar, resultando el orden de eficiencias en el mismo orden antes descrito (cepillo de fibra de grafito: 68.4 W/m^3 ; gránulos de grafito: 63.3 W/m^3 ; placa de grafito: 51.4 W/m^3 ; cepillo de fibra de grafito abiótico: 31.5 W/m^3). La diferencia en sus rendimientos se atribuye principalmente al área superficial de los electrodos, donde un área superficial mayor equivale a incrementar las bacterias electroquímicamente activas en ellos. También observaron las diferencias entre los dos electrodos de cepillo de fibra de grafito, encontrando que el biocátodo de cepillo de fibra de grafito mostró un alto potencial de circuito



abierto y un voltaje de celda estable comparado con el cátodo abiótico de cepillo de fibra de grafito. Con lo anterior probaron que el cepillo de fibra de grafito es capaz de lograr mayores eficiencias que otros electrodos hechos del mismo material en una CCM (Rusli *et al.*, 2018).

➤ **Membrana**

La membrana juega un rol crítico en el desarrollo de las CCM, especialmente con la implementación práctica en mente, porque la arquitectura, los materiales y la geometría general afectan los rendimientos y el costo unitario de la CCM. En la tarea de lograr un mejor rendimiento, ya sea con materiales disponibles o confeccionados, un gran número de investigaciones se han encaminado en la búsqueda de la combinación óptima de alto rendimiento, bajo costo y multifuncionalidad (Santoro *et al.*, 2017). Entre los separadores más comunes se encuentran: membranas de intercambio catiónico, membranas de intercambio aniónico, membranas de ultrafiltración, membranas de microfiltración, membranas bipolares, etc. (Mathuriya *et al.*, 2018). La mayoría de los estudios de CCM realizados han aplicado MIP Nafione™ (Dupont, EEUU), sin embargo, las membranas Nafione™ tienen algunas desventajas como su sensibilidad a bioincrustaciones como el amonio.

➤ **Sustrato**

El sustrato es uno de los aspectos claves en una CCM, porque constituye el combustible a partir del cual se genera la energía. En la literatura científica se encuentran diversos trabajos en los que se emplea una gran variedad de sustratos, desde compuestos puros hasta mezclas complejas (Revelo *et al.*, 2013). Los sustratos simples como la glucosa y el acetato, han sido ampliamente estudiados obteniendo altas densidades de potencia, a diferencia de los sustratos complejos como las aguas residuales provenientes de la ganadería porcina, el procesamiento del algodón, la producción de cerveza, el agua residual doméstica, etc., que han sido menos estudiadas y han reportado menores valores de producción (Baranitharan *et al.*, 2013), hecho que se aprecia al comparar los 32-33 mW/m³ generados con agua residual doméstica (He *et al.*, 2016; López y Cámara, 2023) con los 306 mW/m³ (Brunschweiler *et al.*, 2020) y 105.3 mW/m³ (Ullah y Zeshan, 2020) producidos con acetato de sodio, como se observa en la Tabla 6. Sin embargo, este escenario no siempre se cumple como sucedió al comparar la glucosa (84.5 mW/m³) usada en el estudio de Bhadra y Sevda (2024) con el efluente de molino de arroz (656.1 mW/m³) usado por Raychaudhuri y Behera (2020).



Tabla 6. Comparación de la densidad de potencia volumétrica obtenida entre sustratos puros y complejos.

Configuración de CCM	Sustrato: sustancia única	Densidad de potencia (mW/m ³)	Sustrato: mezcla compuesta	Densidad de potencia (mW/m ³)	Referencia
CCM de cámara única	Acetato de sodio	306	Agua residual doméstica	32	Brunschweiler <i>et al.</i> , 2020; He <i>et al.</i> , 2016.
CCM de cámara única	Sacarosa	2,600	Efluente de la producción de aceite de palma	541.5	Neethu <i>et al.</i> , 2020; Aun Ng <i>et al.</i> , 2024
CCM de doble cámara	Acetato de sodio	105.3	Agua residual doméstica	33.5	Ullah y Zeshan, 2020; López y Cámara, 2023.
CCM de doble cámara	Glucosa	84.5	Efluente de molino de arroz	656.1	Bhadra y Sevda, 2024; Raychaudhuri y Behera, 2020

Al comienzo, sustratos simples como la glucosa y el acetato eran de uso general, pero en los últimos años las investigaciones se han centrado en usar sustratos menos convencionales para utilizar la biomasa presente en aguas residuales de diverso tipo, depurarlas y generar energía. A diferencia de los compuestos puros, los sustratos complejos requieren para su degradación una comunidad microbiana diversa y electroquímicamente activa, cuyas poblaciones se van seleccionan dependiendo del tipo de sustrato (Revelo *et al.*, 2013).

Entre los sustratos complejos que suelen ser más adecuados para las CCM se encuentran las aguas residuales derivadas de la industria alimenticia por sus altas cargas orgánicas y ausencia de sustancias tóxicas. Por ejemplo, se pueden mencionar las aguas residuales derivadas de la producción de aceite de palma estudiadas por Baranitharan *et al.* (2013) con una concentración de DQO de 60.6 g/L y SST de 10.04 g/L, las aguas residuales de la producción del almidón de yuca analizadas por Kaewkannetra *et al.* (2011) con una DQO inicial de 16 g/L y SST de 3 g/L y las del procesamiento de alimentos estudiadas por Sangeetha y Muthukumar (2011) con una DQO de 7.76 g/L y SST de 1.6 g/L. Las cuales obtuvieron densidades de potencia de 0.45 W/m², 1.8 W/m² y 0.124 W/m² respectivamente.

Las aguas residuales derivadas de la agricultura, la producción de cerveza, el uso doméstico y la producción de alimentos son generadas en grandes cantidades en todo el mundo, por lo que, se perfilan como una potencial materia prima para el combustible de las CCM. Entre ellas la destilería y la industria del procesamiento agrícola tienen una mejor eficiencia por la presencia de inhibidores metanogénicos y la presencia natural de mediadores en la transferencia





de electrones como la lignina (Pandey *et al.*, 2016). Tal es el caso de Cárdenas *et al.* (2022) quienes generaron 0.89 W/m^2 a partir del agua residual del procesamiento del café y Kondaveeti *et al.* (2022) que alcanzaron 0.58 W/m^2 usando rastrojo de arroz, además de otros autores que se presentan en la Tabla 7 que usaron diferentes tipos de sustratos y configuraciones de CCM.



Tabla 7. Parámetros de CCM con diferentes sustratos.

Tipo de agua residual	Conc. del sustrato (mg/L DQO)	Inóculo	Tipo de CCM	Volumen (L)	Ánodo	Cátodo	% EC	% Rem. de DQO	P _{máximo}	Referencia
Nejayote	11,902	<i>Bacillus subtilis</i>	Doble cámara	0.2	Tela de carbón	Tela de carbón	N.D.	70.1	0.0014 W/m ²	Maldonado <i>et al.</i> , 2024
Procesamiento de café	58,000	Lodos activados	Doble cámara tipo H	0.5	Lámina de fieltro de grafito	Lámina de fieltro de grafito	0.7	27.0	0.89 W/m ²	Cárdenas <i>et al.</i> , 2022
Industria cervecera	3,380	Lodos anaerobios	Cámara única con cátodo expuesto al aire	1.0	Cepillo de grafito	Placa de grafito	N.D.	N.D.	0.125 W/m ³	Brunschweiler, <i>et al.</i> , 2020
Sacarosa	3,000	Lodos anaerobios	Cámara única con cátodo expuesto al aire	0.16	Malla de acero inoxidable con carbón activado	Fieltro de carbono	12.4	91.6	2.6 W/m ³	Neethu <i>et al.</i> , 2020
Desperdicios de comida	2,500	Licor mezclado	Doble cámara	0.12	Fieltro de carbono	Fieltro de carbono	14.0	69.0	0.422 W/m ²	Asefi <i>et al.</i> , 2019
Industria de aceite de palma	5,024	Lodos anaerobios	Cámara única con cátodo expuesto al aire	0.5	Tela de carbono	Tela de carbono	3.1	91.9	0.344 W/m ²	Lee <i>et al.</i> , 2019
Efluente de la industria farmacéutica	813.4	Anolito de CCM	Doble cámara con membrana osmótica	0.118	Cepillo de fibra de grafito	Tela de carbono	N.D.	80.1	4.6 W/m ³	Zhang <i>et al.</i> , 2025
Efluente de molino de arroz	1,340	Lodo anaerobio del fondo de estanque	Doble cámara con olla de barro	0.4	Malla de acero inoxidable	Placas de grafito	17.2	71.9	0.66 W/m ³	Raychaudhuri y Behera, 2020
Lixiviados de vertedero	3,100	<i>Proteus sp.</i>	Doble cámara	0.25	Varilla de grafito	Varilla de grafito	N.D.	19.4	1.59 W/m ²	Nwagu <i>et al.</i> , 2024



Melazas	3,630	Lodo anaerobio del sedimento de río	Doble cámara	0.5	Filtro de carbono	Hoja de grafito	N.D.	88.5	3.28 W/m ³	Yang <i>et al.</i> , 2022
Curtiduría	1,000	Lodos activados	Doble cámara	0.2	Filtro de carbono	Tela de carbono dopada con Pt	27.0	68.0	0.223 W/m ²	Miran y Mumtaz, 2023
Efluente de la Industria chocolatera	3,800	Licor mezclado	Doble cámara de flujo ascendente	0.5	Velo de fibra de carbono	Velo de fibra de carbono	23.2	70.0	0.098 W/m ²	Subha <i>et al.</i> , 2019
Efluente de la Industria láctea	8,000	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Cámara única con cátodo expuesto al aire	0.2	Tela de carbono	Tela de carbono dopada con Pt	46.6	N.D.	0.035 W/m ²	Choudhury <i>et al.</i> , 2021
Efluente de ingenio azucarero	2,500	Lodos activados	Doble cámara	0.25	Placa de grafito dopada con FeMoO ₄	Placa de grafito	21.3	79.8	0.11 W/m ²	Mohamed <i>et al.</i> , 2020
Agua residual doméstica	480	Lodos activados	Doble cámara con microalgas en el cátodo	1.0	Varilla de grafito	Varilla de grafito	1.1	83.3	0.047 W/m ²	Ullah <i>et al.</i> , 2023
Rastrojo de arroz	4,210	Lodos anaerobios	Cámara única con cátodo expuesto al aire	0.2	Tela de carbono	Tela de carbono dopada con Pt	78.6	91.4	0.583 W/m ²	Kondaveeti <i>et al.</i> , 2022
Hidrocarburos	24,400	Lodos anaerobios	Cámara única con cátodo expuesto al aire	0.65	Cepillo de grafito	Malla de acero inoxidable recubierta con una mezcla de carbón activado	N.D.	95.7	0.227 W/m ²	Cabrera <i>et al.</i> , 2022

¹N.D. Dato no reportado en el estudio

3.3.2 Parámetros de operación

Además de las especificaciones de los electrodos y la configuración del reactor, el comportamiento de las CCM también depende de las características del agua residual y varios parámetros operativos como son el pH, la temperatura, la concentración inicial, el tiempo de residencia hidráulico, el flujo, la resistencia externa y el modo de operación (Malekmohammadi y Ahmad, 2021).

➤ pH

El pH de la cámara anódica es uno de los factores más importantes en la eficiencia de las CCM porque puede afectar la actividad metabólica de los microorganismos y los mecanismos de producción de electrones y protones. Por ejemplo, al aumentar el pH, también se incrementan la densidad de corriente y la EC porque la transferencia de electrones es más fácil (Malekmohammadi y Ahmad, 2021).

Revelo *et al.* (2013) manifestaron que la CCM debido a su funcionamiento genera gradientes de pH en ambas cámaras, cuando los protones producidos en la cámara anódica migran a través de la MIP lentamente se produce una disminución en el pH de esta lo que ocasiona una menor actividad bacteriana y una transferencia de protones a la cámara catódica ineficiente. Por otra parte, el flujo de protones y otros cationes alcalinos (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca_2^+ y Mg_2^+) hacia la cámara catódica reduce el oxígeno y aumenta el pH, situación que puede disminuir considerablemente la generación de corriente en la CCM.

Según lo que respecta a Behera *et al.* (2010) un óptimo pH se encuentra entre 7 y 8. Por ejemplo, al trabajar con agua residual del molido de arroz a pH promedios de 6, 7 y 8 obtuvieron remociones de DQO y generación de energía de 96.5 % y 23.43 mW/m³, 92.3 % y 32.63 mW/m³, y 89.2 % y 48.64 mW/m³ respectivamente, observándose los mejores resultados en un pH inicial de 8.

➤ Temperatura

Aunque, las CCM tengan un mejor rendimiento a temperaturas mayores, no son tan sensibles como los sistemas convencionales anaerobios en un rango bajo de temperatura (4-15 °C) conservando una eficiencia razonable comparadas con otros sistemas (Malekmohammadi y Ahmad, 2021). Li *et al.* (2013) evaluaron el comportamiento de una CCM de doble cámara en un rango de temperaturas de 10-55 °C, estabilizando primero el sistema a una temperatura de 37°C y posteriormente variando la misma a 10 °C, 30 °C, 37 °C y 43 °C, obteniendo densidades máximas de potencia de 2.64, 6.34, 7.89 y 6.26 W/m³ respectivamente, también trabajaron a una temperatura de 55 °C, pero obtuvieron valores muy pequeños.



Observando sus resultados se puede determinar que temperaturas muy bajas o muy altas no son las adecuadas para la producción de energía.

➤ **Sistema de lotes y continuo**

Los sistemas de CCM son operados en tres modos: por lotes, alimentado por lotes en forma discontinua o continuo. Existen muchos estudios que se han realizado por lotes, pero este sistema tiene muchas desventajas como un sustrato reducido debido a la limitada alimentación y subproductos tóxicos, lo cual provoca un decaimiento en la generación de energía. El sistema de alimentación por lotes en forma discontinua resuelve parcialmente el problema del sustrato reducido previniendo la falta de comida y las pérdidas de energía. Sin embargo, la generación de energía para aplicaciones prácticas es más adecuada en modo continuo porque los sistemas de lotes son menos aplicados en las PTAR. En la Tabla 8 se describen algunos de los factores positivos y negativos de los tres modos de operación. El tiempo de residencia hidráulico es un factor del cual depende el rendimiento de cualquiera de los tres sistemas (Malekmohammadi y Ahmad, 2021).

Tabla 8. *Ventajas y desventajas del sistema por lotes, sistema de alimentación por lotes discontinuo y sistema continuo (elaboración propia con base en datos de Allman, 2020).*

Tipo de operación	Ventajas	Desventajas
Sistema por lotes	Corta duración.	Se produce una mezcla del producto con nutrientes, reactivos, desechos celulares y toxinas.
	Menores posibilidades de contaminación al no agregarse nutrientes.	Menor tiempo productivo.
	Separación por lotes para su trazabilidad.	
	Fácil de administrar	
Sistema de alimentación por lotes en forma discontinua.	Extiende la duración productiva de un consorcio.	Permite la acumulación de agentes inhibidores y toxinas.
	Se puede usar para activar o desactivar genes cambiando el sustrato.	Proporciona otro punto de entrada para la contaminación.



	Se puede manipular para obtener la máxima productividad utilizando diferentes estrategias de alimentación.	Puede producir una alta densidad de población y altos rendimientos de productos difíciles de manejar.
	Permite la máxima productividad.	Presenta dificultad al mantener una densidad de población constante durante períodos prolongados.
Sistema continuo	Se reduce el tiempo de limpieza, esterilización y manipulación del recipiente.	Los productos de un proceso continuo no se pueden separar en lotes para su trazabilidad.
	Proporciona un estado estable para estudios metabólicos cuando muchos elementos suman cero.	Mayor riesgo de contaminación y/o cambios genéticos.

➤ **Resistencia externa**

En el caso de la resistencia externa, si es la óptima, la producción de energía y la EC aumentará. El voltaje tiene un decaimiento al disminuir la resistencia externa aplicada, a la vez que la densidad de corriente se eleva, la máxima densidad de energía es alcanzada cuando la resistencia interna y externa son iguales. La resistencia externa con la que se puede generar la máxima cantidad de energía se encuentra mediante curvas de polarización. La resistencia interna puede cambiar por condiciones como el pH, la temperatura y las características del agua residual a usar, la resistencia externa ideal también cambia. La resistencia externa es uno de los parámetros más comunes que afectan la CCM, ya que tiene una influencia directa sobre su puesta en marcha al observarse un mayor crecimiento de microorganismos a altas resistencias. Vale la pena mencionar que bajas resistencias de hasta 10Ω provocan que la puesta en marcha sea difícil, porque la tasa de crecimiento y evolución de los microorganismos decrece; además, causa delgadas y compactas biopelículas, por el contrario, los rendimientos de la biomasa incrementan a altas resistencias. Dado lo anterior, es recomendable el arranque de la CCM a altas resistencias externas y gradualmente disminuirlas para alcanzar una elevada generación de corriente (Malekmohammadi y Ahmad, 2021).

➤ **Concentración inicial de DQO**

La concentración de DQO tiene un efecto significativo en la generación de energía eléctrica, existiendo diversos escenarios. Por ejemplo, puede que una elevada concentración incremente la producción de energía, pero resulte en una baja remoción de DQO y EC



(Malekmohammadi y Ahmad, 2021). Esta relación, proporcional a la producción de energía pero inversamente proporcional a la remoción y la EC puede observarse perfectamente en el trabajo de Baranitharan *et al.* (2013), quienes usando aguas residuales de la producción de aceite de palma en una CCM de doble cámara evaluaron la densidad de potencia, la EC y la remoción de DQO a concentraciones de 60.60, 31.75, 2.37 y 0.96 g/L, obteniendo el valor más alto de densidad de potencia (0.045 W/m^2) y los más bajos de EC y remoción de DQO (0.8 % y 45 %) a la concentración de 60.60 g/L, caso contrario, los mejores valores de EC y remoción de DQO (24 % y 70 %), así como, el más bajo de densidad de potencia (0.022 W/m^2) se encontraron a la concentración de 0.96 g/L, conservando la misma tendencia con los valores de concentración intermedios.

La producción de energía en una CCM sigue por lo regular una relación estrecha con la concentración de DQO, por lo que una baja o alta DQO puede provocar una reducción en la potencia (Ahn y Logan, 2013). Rikame *et al.* (2012) trabajaron con una CCM de doble cámara usando lixiviados con concentraciones de 1, 2, 5, 10 y 20 g/L de DQO obteniendo voltajes de circuito abierto (VCA) de 0.87 V, 1.01 V, 1.11 V, 0.64 V y 0.43 V respectivamente, el mayor voltaje lo alcanzaron a una concentración de 5 g/L con una remoción aproximada del 90 % de DQO, los bajos voltajes generados a concentraciones mayores a esta se atribuyeron a que valores altos de DQO pueden inhibir la actividad microbiana del ánodo y aumentar la resistencia interna dentro de la cámara anódica. Sangeetha y Muthukumar (2011) usaron una concentración similar (7.76 g/L) con agua residual del procesamiento de alimentos en una CCM de doble cámara reportando 2.3 V como voltaje máximo en VCA. Con lo anterior se puede inferir que trabajar con concentraciones en un rango de 5-10 g/L de DQO en el influente de la CCM puede lograr buenos rendimientos.

➤ **Generación de voltaje en CCM**

En una CCM es conveniente evaluar la reacción en términos de la fuerza electromotriz general de la celda (E_{fem}). La E_{fem} es definida como la diferencia de potencial entre el ánodo y el cátodo y es calculada como se observa en la Ecuación 8.

$$E_{\text{fem}} = E_{\text{cat}} - E_{\text{an}} \dots \dots \dots \text{Ecuación 8}$$

Donde E_{fem} es la fuerza electromotriz total de la celda (V), E_{cat} es el potencial del cátodo (V) y $-E_{\text{an}}$ es el potencial del ánodo (V) donde el signo menos es un resultado de la definición del potencial del ánodo como una reacción de reducción, aunque es una reacción de oxidación la que está ocurriendo (Logan *et al.*, 2006). La Ecuación 8 puede ejemplificarse en un caso real con



una CCM usando acetato como sustrato en el ánodo y oxígeno como aceptor final de electrones, donde el potencial del ánodo es de -0.3 V (Ecuación 9) y el del cátodo de 0.805 V (Ecuación 10), por lo tanto, el potencial teórico máximo de una CCM donde el acetato es usado como sustrato y se transforma en agua y dióxido de carbono (Ecuación 11) es $E_{CCM} = 0.805 \text{ V} - (-0.3 \text{ V}) = 1.105 \text{ V}$ (Obileke *et al.*, 2021).

Reacción anódica: $\text{CH}_3\text{COOH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CO}_2 + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^-$ $E_{an} = -0.300 \text{ V vs ENH}$Ecuación 9

Reacción catódica: $8\text{H}^+ + 8\text{e}^- + 2\text{O}_2 \rightarrow 4\text{H}_2\text{O}$ $E_{cat} = 0.805 \text{ V vs ENH}$ Ecuación 10

Reacción completa: $\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{O}_2 \rightarrow 2\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ $E_{CCM} = 1.105 \text{ V vs ENH}$ Ecuación 11

La fuerza electromotriz es un parámetro termodinámico que no toma en cuenta las pérdidas internas y el VCA es el voltaje que se puede medir en la CCM en ausencia de corriente. Teóricamente el VCA debería aproximarse a la E_{fem} de la CCM, sin embargo, en la práctica es sustancialmente más pequeño debido a las pérdidas por potencial. Estas pérdidas de energía conocidas como sobrepotencial o polarización son la diferencia entre el potencial obtenido en condiciones de equilibrio y el potencial obtenido realmente (Logan *et al.*, 2006).

➤ Factores que disminuyen el voltaje de celda

Para reportar las pérdidas de voltaje debido a los componentes de las CCM (resistencia interna) y los valores máximos de voltaje en circuito abierto y en circuito cerrado se usan las curvas de polarización y potencia. Una curva de polarización muestra el voltaje de trabajo de la CCM como una función de la corriente o la densidad de corriente y son útiles al proveer información para la caracterización de la química y dinámica de la operación de las CCM. La información de polarización puede obtenerse por medio del ánodo, el cátodo o por la CCM completa, con ayuda de un potencióstato, una caja de resistencias variable o resistencias externas seleccionadas de acuerdo al sistema. El voltaje es obtenido al ser medido periódicamente cambiando las resistencias; mientras que la corriente es determinada de acuerdo a la ley de Ohm. Por otro lado, una curva de potencia da a conocer la potencia o densidad de potencia como una función de la corriente o densidad de corriente y es muy conveniente al determinar el punto de máxima transferencia de potencia en las CCM. El comportamiento de la curva de una CCM con alta resistencia interna es comúnmente una media onda simétrica en la que la potencia máxima alcanzable ocurre cuando la resistencia externa se iguala con la resistencia interna (R_{int}) de la CCM (Simeon *et al.*, 2020).

Las curvas de polarización abarcan las pérdidas más comunes en las celdas y son descritas principalmente por tres secciones de declive: la primera sección con una caída rápida



de voltaje, una segunda sección con una caída de voltaje lineal y una tercera sección con una veloz caída de voltaje, en donde la densidad de corriente es máxima, estas secciones son atribuidas a las pérdidas de activación, óhmicas y de concentración o transferencia de masa (Simeon *et al.*, 2020) y se observan en la Figura 4.

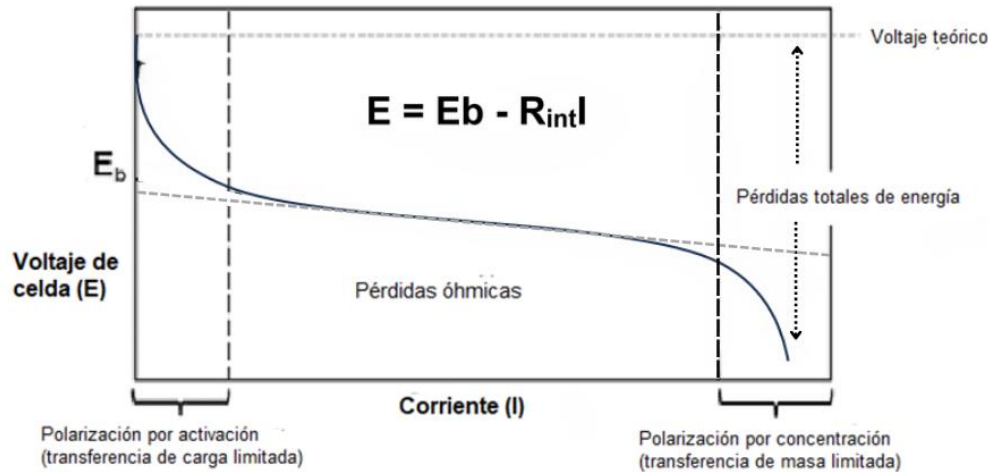


Figura 4. Representación esquemática de una curva de polarización de CCM con sus respectivas tres regiones de pérdidas de potencial (Tomada de Domínguez-Benetton *et al.*, 2012).

Para la curva de polarización lineal, la relación entre el voltaje externo (E) y la corriente (I) puede expresarse por medio de la Ecuación 12.

$$E = E_b - R_{int} I \dots\dots\dots \text{Ecuación 12}$$

Donde R_{int} es la resistencia interna total de una CCM, que puede ser fácilmente obtenida de la pendiente de la curva lineal, y E_b (intercepción de la curva lineal con el eje E) es la extrapolación lineal del VCA (Fan *et al.*, 2008).

Pérdidas por activación. Suceden por la necesidad de energía para los procesos de oxidación y reducción, y ocurren durante la transferencia de los electrones hacia o desde un componente reactivo en la superficie del electrodo, el cual puede estar presente en la superficie de las bacterias como mediador en la solución o como aceptor final de electrones en el cátodo. Pueden disminuirse incrementando el área superficial de los electrodos, incrementando la temperatura de operación y por medio de una biopelícula enriquecida en el electrodo.

Pérdidas óhmicas. Incluye la resistencia al flujo de los electrones a través de los electrodos y las interconexiones, y la resistencia al flujo de los iones a través del separador usado, el electrolito anódico y el catódico. Pueden reducirse disminuyendo el espacio entre electrodos,



usando una membrana con baja resistividad o incrementando la conductividad hasta el punto máximo de tolerancia de las bacterias.

Pérdidas por concentración. Ocurren cuando la velocidad de transporte de masa de las especies hacia o de un electrodo limita la producción de corriente y acontecen en altas densidades de corriente debido a la limitada transferencia por difusión de especies químicas a la superficie del electrodo. Son provocadas por dos posibles escenarios: 1) limitada descarga de especies oxidadas de la superficie del electrodo o 2) limitado suministro de especies reducidas al electrodo, ambos escenarios provocan que la proporción entre especies oxidadas y reducidas aumente el potencial del electrodo. El caso contrario puede ocurrir en el cátodo, causando una caída en el potencial del mismo (Logan *et al.*, 2006).

➤ **Desempeño de las CCM**

El desempeño eléctrico de una CCM se estudia a partir de las mediciones de voltaje realizadas en la resistencia externa conectada entre el ánodo y el cátodo y los cálculos derivados de ellas (Revelo *et al.*, 2013). Para medir el desempeño eléctrico de una CCM usualmente suelen usarse la densidad de potencia y la EC.

La corriente I (medida en amperios) producida por la CCM es calculada de acuerdo a la ley de Ohm como se observa en la Ecuación 13, donde V es el potencial eléctrico medido en voltios y la R es la resistencia externa medida en ohms. La densidad de potencia de salida (P) en watts se obtiene al medir el voltaje que pasa por una determinada resistencia y multiplicarlo por la corriente obtenida por medio de la ley de Ohm, como se muestra en la Ecuación 14. De dicha medición se puede obtener la densidad de potencia por unidad de área del o los electrodos o por unidad de volumen del sustrato como se describe en las Ecuación 15 y 16 (Sobieszuk *et al.*, 2017).

$$I = \frac{V}{R} \dots \dots \dots \text{Ecuación 13}$$

$$P = V \cdot I \dots \dots \dots \text{Ecuación 14}$$

$$P_{AN} = \frac{P}{A} \dots \dots \dots \text{Ecuación 15}$$

$$P_V = \frac{P}{V} \dots \dots \dots \text{Ecuación 16}$$

La EC es un parámetro que permite obtener la fracción de energía eléctrica que se puede generar en la CCM a partir de un sustrato determinado. El mismo, se calcula como la razón entre la carga generada y la carga teórica presente en el sustrato de la cámara anódica como se muestra en la Ecuación 17 (Revelo *et al.*, 2013).



$$EC(\%) = \frac{\sum_{i=1}^n V_i \cdot t_i}{R \cdot F \cdot b \cdot \Delta S \cdot V_{an}} \cdot M \cdot 100 \dots \dots \dots \text{Ecuación 17}$$

Donde:

- V_i es el voltaje de la CCM en el tiempo t_i
- R es la resistencia externa empleada en Ω
- $M=32$ g/mol, es el peso molecular del oxígeno
- $F= 96,485$ C/mol, es la constante de Faraday
- $b=4$, es el número de electrones intercambiados por mol de oxígeno
- V_{an} es el volumen de la cámara anódica en L
- ΔS es la concentración de DQO eliminada en el periodo de tiempo t_n en g/L.

Para flujo continuo, dicho parámetro se calcula en base a la corriente generada en condiciones estables y por medio de la Ecuación 18 (Logan *et al.*, 2006).

$$EC = \frac{MI}{Fbq\Delta DQO} \cdot 100 \dots \dots \dots \text{Ecuación 18}$$

Donde solo se cambia el volumen de la cámara anódica por el flujo volumétrico de entrada y la ΔDQO como el diferencial de la concentración entre el influente y el efluente de la CCM.

Además del desempeño eléctrico, la CCM suele evaluarse también por el porcentaje de remoción de DQO, el cual es un parámetro que indica la cantidad de contaminantes (capaces de ser oxidados) que han sido degradados, y es un indicador que muestra la eficiencia del proceso en lo que respecta al tratamiento del agua residual utilizada como sustrato. Se calcula como lo muestra la Ecuación 19, analizando la DQO del influente y el efluente de la CCM, y se expresa en forma de porcentaje (Sobieszuk *et al.*, 2017).

$$\% DQO = \frac{DQO_{Influyente} - DQO_{Efluente}}{DQO_{Influyente}} \cdot 100 \dots \dots \dots \text{Ecuación 19}$$



4. METODOLOGÍA

El desarrollo del trabajo se distribuyó en cuatro etapas: 1) caracterización del sustrato, 2) instalación del sistema experimental, 3) operación y monitoreo del sistema y 4) cuantificación de la biopelícula, como se muestra en la Figura 5.

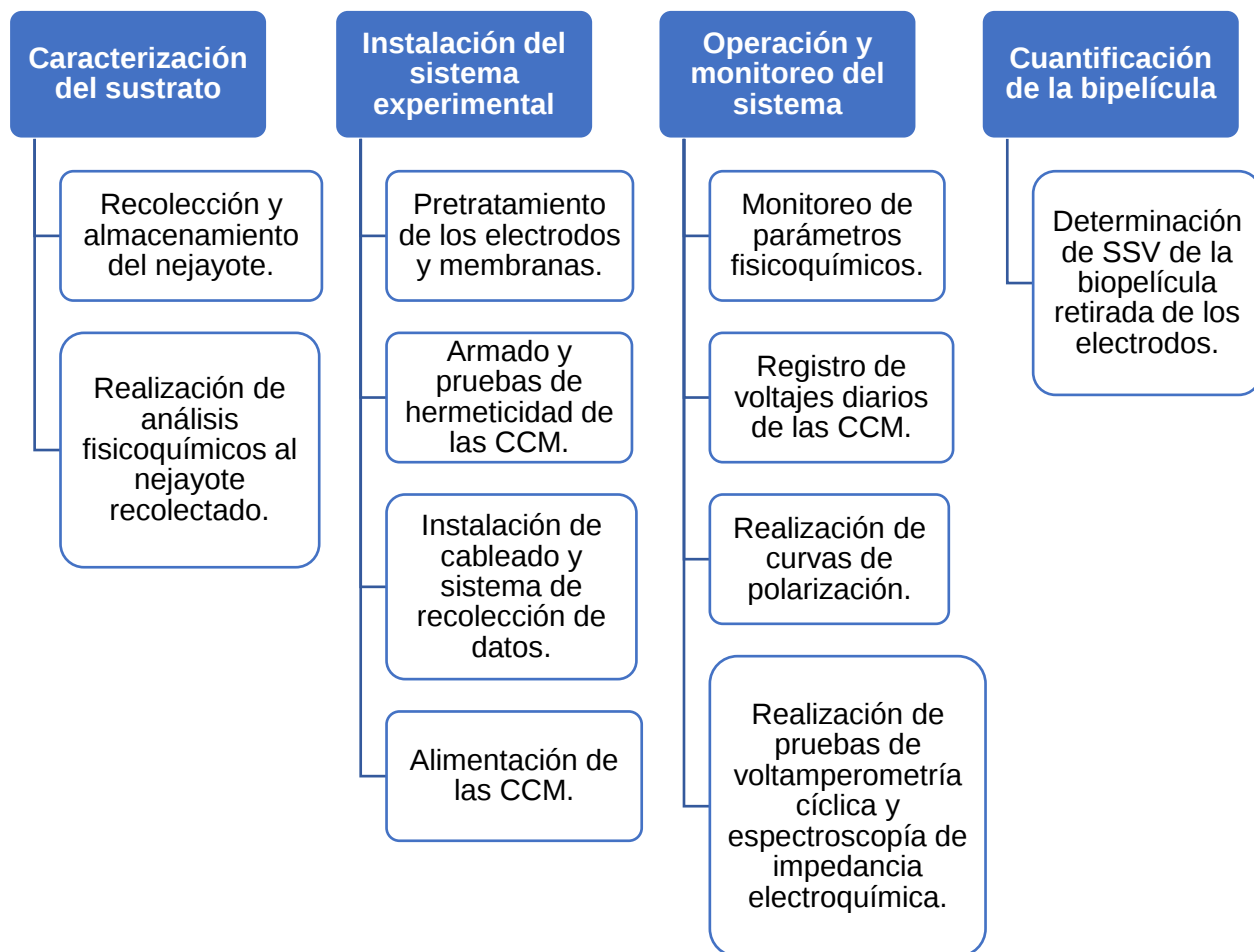


Figura 5. Diagrama del diseño experimental del estudio.

4.1 Caracterización del sustrato

El nejayote utilizado como sustrato para este estudio se obtuvo de una industria molinera de nixtamal ubicada en la alcaldía Miguel Hidalgo, Ciudad de México, México. En la Figura 6 se muestran los dos puntos donde fueron tomadas las muestras: (a) la etapa de cocimiento a 95 °C y (b) la etapa de reposo a temperatura ambiente, que pertenecen al proceso de nixtamalización que se detalla en el diagrama de la Figura 7 y durante el cual se produce nejayote como subproducto. Las muestras fueron recolectadas en garrafas de 20 L debidamente



identificadas que, posteriormente, fueron homogeneizadas para formar una muestra compuesta y transportadas a la Planta Piloto de Aguas Residuales del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua para ser almacenadas a una temperatura de 4 °C.



Figura 6. Puntos de muestreo de nejayote dentro del establecimiento (a) cocimiento del maíz a 95 °C y (b) reposo del maíz a temperatura ambiente.

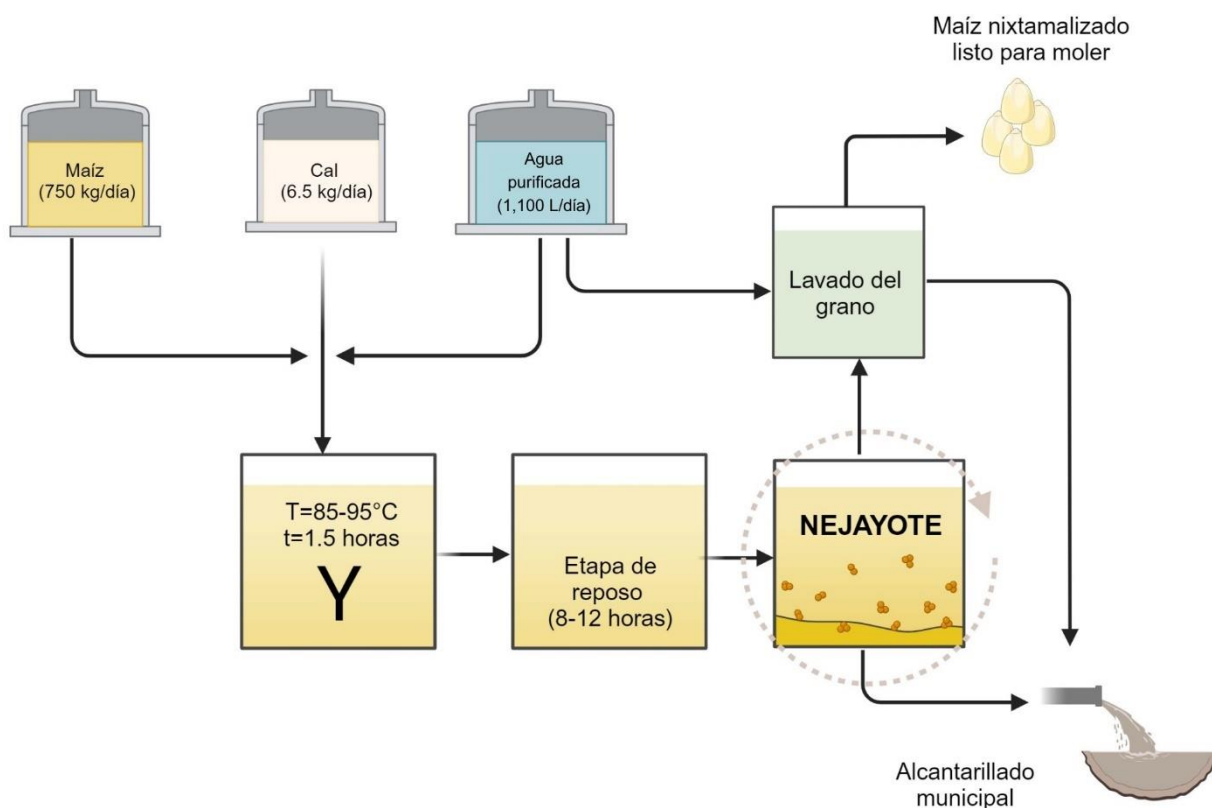


Figura 7. Diagrama del proceso de nixtamalización en el sitio de muestreo.



Para obtener las características fisicoquímicas del nejayote se determinaron los parámetros de DQO, alcalinidad, dureza total, sólidos y conductividad electrolítica de acuerdo a las Normas Mexicanas en materia de Análisis de Agua para aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas emitidas por la CONAGUA, el pH y la dureza de calcio se analizaron de acuerdo al Standard Methods (American Public Health Association [APHA], 1992), por último, el nitrógeno total, amoniacal, nitratos, nitritos y fosfatos se obtuvieron a través de kits de prueba Hach. Los análisis aplicados y el equipo empleado se especifican en la Tabla 9.

Tabla 9. *Métodos de análisis de parámetros fisicoquímicos y equipos utilizados en la caracterización del nejayote.*

Parámetro	Método de análisis	Equipo utilizado
DQO (mg/L)	NMX-AA-030/2-SCFI-2011	Reactor de digestión HACH DRB200 Espectrofotómetro HACH DR 2800
pH	Standard Methods: for the Examination of Water and Wastewater 4500-H ⁺	Medidor multiparamétrico Thermo Scientific Orion Star A214
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	NMX-AA-036-SCFI-2001	NA
Nitrógeno total (mg/L)	HACH - Método de digestión de persulfato (10072)	Reactor de digestión HACH DRB200
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	HACH – Método Nessler (8038)	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Nitratos (mg/L)	HACH – Método de reducción de cadmio (8039)	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Nitritos (mg/L)	HACH – Método de sulfato ferroso (8153)	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Fosfatos (mg/L)	HACH – Por el método de ácido ascórbico (8048)	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Dureza total (mg/L como CaCO ₃)	NMX-AA-072-SCFI-2001	NA
Dureza de calcio (mgCa/L)	Standard Methods: for the Examination of Water and Wastewater 3500-Ca CALCIUM*	NA
Sólidos totales (mg/L)	NMX-AA-034-SCFI-2015	Horno de secado BIOBASE BOV-V136F Balanza analítica OHAUS Adventurer AR2140
Sólidos volátiles totales (mg/L)	NMX-AA-034-SCFI-2015	Mufla LINDBERG/BLUE BF51841 Balanza analítica OHAUS Adventurer AR2140



Sólidos disueltos totales (mg/L)	NMX-AA-034-SCFI-2015	Horno de secado BIOBASE BOV-V136F Balanza analítica OHAUS Adventurer AR2140
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	NMX-AA-034-SCFI-2015	Horno de secado BIOBASE BOV-V136F Balanza analítica OHAUS Adventurer AR2140
Carbohidratos totales (mg/L)	Método de DuBois	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Sulfatos (mg/L)	HACH – Método turbidimétrico (8051)	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Proteínas (mg/L)	Método de Lowry	Espectrofotómetro HACH DR 2800
Conductividad electrolítica (mS/cm)	NMX-AA-093-SCFI-2000	Medidor multiparamétrico Thermo Scientific Orion Star A214

4.2 Instalación del sistema experimental

Las dimensiones generales de las dos CCM de tres cámaras (una cámara anódica central y dos cámaras catódicas laterales) usadas en la experimentación se visualizan en la Figura 8. Las cámaras catódicas contaron con una estructura semicilíndrica de 11.4 cm de diámetro y una altura de 13.5 cm. La cámara anódica ubicada entre las dos cámaras catódicas presentó una forma de prisma rectangular, con un largo de 12.2 cm, un ancho de 6 cm y una altura de 13.5 cm, y contó con una tolva de lodos en forma de prisma triangular de 12.2 cm de largo, 6 cm de ancho y 1.9 cm de altura.



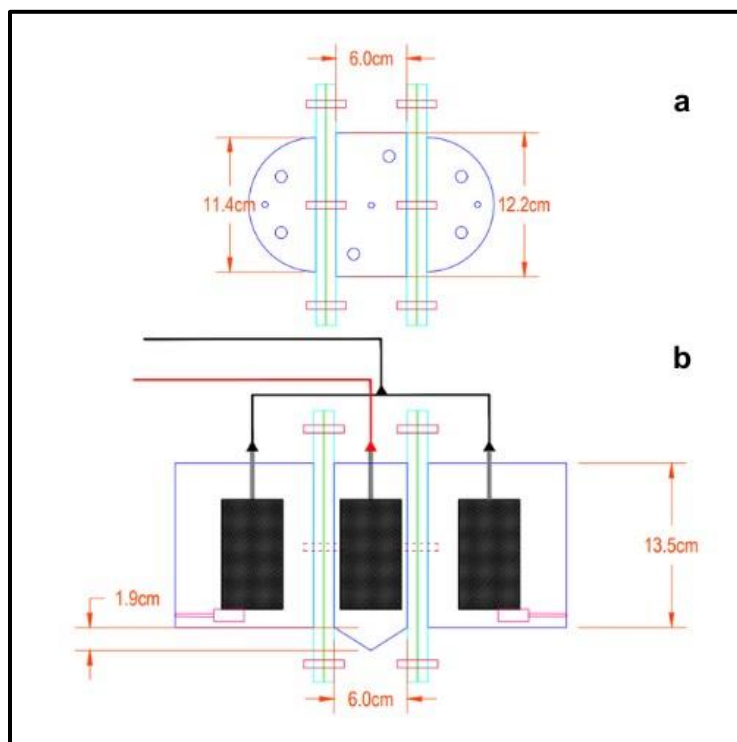


Figura 8. Dimensiones generales de las CCM utilizadas en la experimentación: (a) vista superior y (b) vista lateral.

La cámara anódica se encontró separada de las catódicas por medio de dos MIP, una a cada costado. El material de construcción de las CCM fue acrílico transparente (PLEXIGLAS®) de 8 mm de espesor. La parte superior de cada cámara contó con tres orificios circulares, uno en el centro y dos a los costados, con un diámetro de 5 mm y 10 mm, respectivamente. En Los orificios más pequeños se colocaron los electrodos y contaron con un espaciamiento entre ellos de 60 mm, en tanto los orificios más grandes se utilizaron para llenar y vaciar las celdas al inicio y fin de cada ciclo, así como para colocar el electrodo de referencia durante las pruebas electroquímicas. La cámara anódica, presentó dos orificios adicionales uno a cada costado con un diámetro de 13 mm a una altura de 20 y 80 mm, a través de los cuales se realizó la recirculación hidráulica del anolito. En la Figura 9 se presenta el diagrama esquemático de una de las CCM con sus respectivos componentes.

El volumen operacional de las cámaras anódicas fue de 0.95 L y el de las catódicas de 0.7 L. Las primeras se mantuvieron en condiciones anaerobias y las segundas en condiciones aerobias por medio de un provisionamiento constante de aire con el propósito de abastecer a la biomasa de oxígeno disuelto. Los electrodos se conectaron por medio de un alambre de aleación cobre-aluminio.



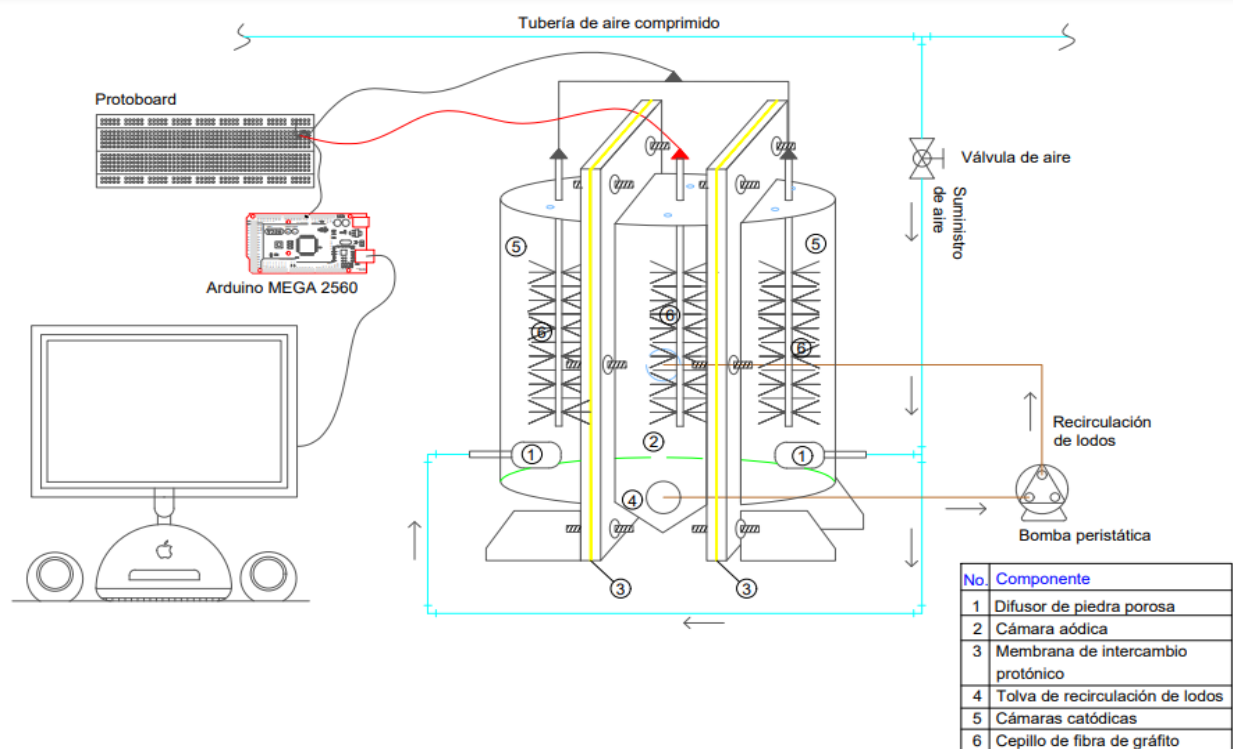


Figura 9. Diagrama esquemático de una de las CCM usadas en la experimentación.

4.2.1 Preparación de electrodos

Los electrodos que se usaron fueron cepillos de fibra de grafíto ($d = 5 \text{ cm}$, $l = 9 \text{ cm}$; Mill Rose, USA) con fibras (PANEX35, ZOLTEK) de $7.2 \mu\text{m}$ de diámetro hechas de poliacrilonitrilo (PAN) y enrolladas entre dos alambres de titanio retorcidos, con un área geométrica (equivalente-cilíndrico) de 0.01414 m^2 . Se sometió a todos los cepillos a un tratamiento previo, basado en la técnica empleada por Feng *et al.* (2010), que consistió en sumergirlos en acetona por 12 h, limpiarlos posteriormente con agua desionizada e introducirlos en una solución de peroxidisulfato de amonio con concentración de 200 mg/L por 15 min, enjuagarlos nuevamente y sumergirlos en una solución de H_2SO_4 al 10 % por un período de 15 min, al término de la inmersión fueron lavados con agua desionizada y sometidos a un tratamiento térmico a 450°C durante 15 min. Una vez terminado el tratamiento se almacenaron en un desecador hasta su instalación.

4.2.2 Preparación de membranas de intercambio protónico

Las membranas usadas fueron Nafion TM 117 (DuPont Co) y se cortaron con un área de sección de 297 cm^2 ($16.5 \text{ cm} \times 18.0 \text{ cm}$) para asegurarse que tuvieran suficiente espacio para ser prensadas por las placas de acrílico y asegurar su estabilidad. Una vez recortadas las membranas, se les dio un pretratamiento (Ghasemi *et al.*, 2013) con el propósito de activar sus



canales sulfónicos. Dicho tratamiento consistió en sumergir las membranas en una solución de H_2O_2 al 3 % a una temperatura en el rango de 70 a 100 °C durante un lapso de 60 min, pasarlas a agua desionizada a la misma temperatura por otros 15 min, sumergirlas en una solución de H_2SO_4 0.5 M y calentarlas a una temperatura promedio de 85 °C por un periodo de 60 min, por último, colocarlas en agua desionizada a la misma temperatura por 15 min. Una vez terminado el proceso se almacenaron en recipientes opacos con agua destilada hasta su uso.

4.2.3 Inoculación y operación de la CCM

El anolito consistió en 1 L de solución, compuesta por nejayote ajustado a un pH 7 por medio de H_2SO_4 (1:1) en el momento de la preparación y diluido para dar la concentración requerida en cada caso: 14 g DQO/L y 7 g DQO/L para la CCM1 y la CCM2 respectivamente, y una concentración de inóculo de 18.4 g SSV/L de lodos granulares (15 % v/v) extraídos de un reactor anaerobio de la PTAR de una industria papelera previamente macerados (Neethu *et al.*, 2020; Pérez *et al.*, 2012; Souza, 1986).

Para el catolito se utilizaron como inóculo lodos activados de una PTAR local con una concentración de 1.3 g SSV/L (15 % v/v) y una solución de macronutrientes y micronutrientes cuyas composiciones se muestran en la Tabla 10 y 11 respectivamente, solución que permitirá obtener microorganismos pertenecientes a los grupos de *γ-proteobacteria* y *Bacteroidetes* que han sido identificados como participantes activos en biocátodos (Xia *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2011).

Tabla 10. Solución de macronutrientes (Rabaey *et al.*, 2005).

Nutriente		Concentración
NaHCO₃	Bicarbonato de sodio	1 g/L
NH₄Cl	Cloruro de amonio	1.0 g/L
KH₂PO₄	Fosfato de potasio monobásico	0.14 g/L
K₂HPO₄	Fosfato de potasio dibásico	1.20 g/L
KCl	Cloruro de potasio	0.5 g/L
CaCl₂ · 3H₂O	Cloruro de calcio trihidratado	0.146 mg/L
MgSO₄ · 7H₂O	Sulfato de magnesio heptahidratado	0.5 g/L
Fe₂(SO₄)₃ · 3H₂O	Sulfato de hierro (III) trihidratado	0.01 g/L



Extracto de levadura0.02 g/L

Tabla 11. Solución de micronutrientes (Xia et al., 2012; Zhang et al., 2011).

Elemento traza		Concentración
FeSO₄·7H₂O	Sulfato de hierro heptahidratado	1.0 g/L
ZnSO₄·7H₂O	Sulfato de zinc heptahidratado	0.1415 g/L
MnSO₄·H₂O	Sulfato de manganeso monohidratado	0.0854 g/L
H₃BO₃	Ácido bórico	0.006 g/L
CaCl₂	Cloruro de calcio	0.0659 g/L
CuCl₂·2H₂O	Cloruro de cobre dihidratado	0.002 g/L
NiCl₂·6H₂O	Cloruro de níquel hexahidratado	0.024 g/L
(NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O	Molibdato de amonio tetrahidratado	0.0955 g/L
CoCl₂·6H₂O	Cloruro de cobalto hexahidratado	0.238 g/L

Una vez preparados el anolito y el catolito se inició con el llenado de las CCM operadas en lote como se describe a continuación: se alimentó primero la cámara anódica por medio de una bomba peristáltica a un flujo de 80 mL/min en un tiempo de 12 min, posteriormente, se continuó con el llenado de las cámaras catódicas al mismo flujo durante un periodo de 19 min. Al término del llenado de las cámaras se inició el mezclado del anolito (carga orgánica de 1 g DQO/L·d para la CCM1 y 0.5 g DQO/L·d para la CCM2) mediante un caudal de recirculación de 80 mL/min. Subsecuente a la recirculación se inició el suministro de aire a las cámaras catódicas a fin de mantener una concentración de 2-5 mg/L de oxígeno disuelto. El tiempo de reacción fue de 14 d en las tres cámaras. Posterior al tiempo de reacción se pausó el sistema (sin recirculación y flujo de aire), y se vaciaron las tres cámaras a un caudal de 80 mL/min en un tiempo de 60 min. Una vez completadas las fases anteriores se dio nuevamente comienzo a la alimentación de las CCM como se mencionó al inicio. Cabe mencionar que los electrodos presentes en las tres cámaras fueron acumulando biopelícula durante cada ciclo, ya que, no se les retiró biomasa durante el tiempo de operación.

El monitoreo del voltaje en las CCM se realizó durante 196 d equivalente a 14 ciclos de operación, los cuales tuvieron una duración de 14 d y se dividieron en dos períodos: 7 d en voltaje



a circuito abierto (VCA) y 7 d en voltaje a circuito cerrado (VCC) con una resistencia de 1,000 Ω , dicha resistencia se seleccionó para acelerar el desarrollo del proceso de aclimatación de la biopelícula y alcanzar más rápido valores altos de voltaje (Ren *et al.*, 2011). Por consiguiente, el tiempo de residencia hidráulico (TRH) fue de 14 d, el cual fue determinado en base a lo descrito por Ye *et al.* (2020) donde mencionan que altos TRH son asociados a la producción de altos voltajes y de acuerdo a Cabrera *et al.* (2022) TRH mayores a 10 días son considerados altos.

Una bomba peristáltica (Cole-Palmer Masterflex 7553-20) conectada a un controlador de velocidad fue usada para recircular el contenido de la cámara anódica y de esta manera homogeneizarlo. Para el suministro de oxígeno a las cámaras catódicas se les administro un flujo constante de aire, obtenido de una línea de aire abastecida por un compresor (Evans E150ME0500-300) por medio de difusores de piedra porosa comerciales. En la Figura 10 se presenta el sistema experimental instalado en la planta piloto durante 200 d.

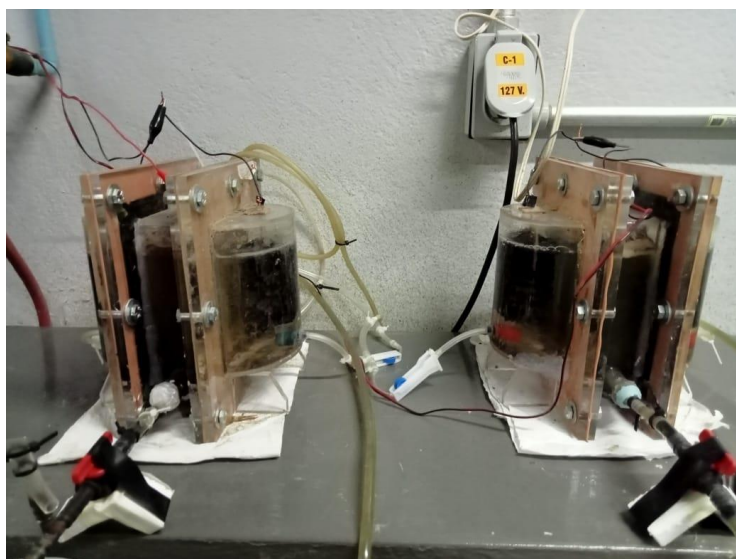


Figura 10. Sistema experimental compuesto por la CCM1-14 g/L (derecha) y la CCM2-7 g/L (izquierda) que fue instalado en planta piloto.

4.4 Operación y monitoreo del sistema

4.4.1 Parámetros físicoquímicos

Se monitorearon los parámetros de pH, DQO, carbohidratos, proteínas, sólidos suspendidos volátiles (SSV), alcalinidad y dureza total al inicio y fin de cada ciclo y durante los ciclos 11 y 14, también se monitorearon los AGV. Los parámetros anteriores fueron analizados por los métodos que se encuentran en la Tabla 12 con la periodicidad que se menciona.

Tabla 12. Parámetros monitoreados durante la operación del sistema.



Parámetro	Técnica	Frecuencia de medición
pH	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 4500-H ⁺	
DQO (mg/L)	NMX-AA-030/2-SCFI-2011	
Carbohidratos totales (mg/L)	Método de DuBois <i>et al.</i> (1956)	
Proteínas (mg/L)	Método de Lowry (1951)	Al inicio y fin de cada ciclo
SSV (mg/L)	NMX-AA-034-SCFI-2015	
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	NMX-AA-036-SCFI-2001	
Dureza de calcio (mg/L Ca ²⁺)	Standard Test Methods for Calcium and Magnesium In Water D 511-03	
Ácidos grasos volátiles (mg/L)	Método de Jenkins <i>et al.</i> (1983) ¹	Cuatro veces durante los ciclos 11 y 14.

Nota. $1AGV = \frac{(Alc_{4.3} - 1.25 \cdot Alc_{5.75})}{0.7055}$ Donde AGV son los ácidos grasos volátiles (mg/L), Alc_{4.3} es la alcalinidad (mg/L) de la solución a pH 4.3 (total), Alc_{5.75} es la alcalinidad (mg/L) de la solución a pH 5.75 (parcial) y 0.7055 es la relación del porcentaje (0.85*0.83%) de AGV que han sido titulados a un pH 4.3.

Se calculó la remoción de DQO total en porcentaje usando la Ecuación 19 mencionada anteriormente, y la carga orgánica volumétrica de cada CCM se obtuvo por medio de la Ecuación 20 (Metcalf y Eddy, 2014) que se muestra a continuación.

$$CO_{VOL} = \frac{(Q \cdot S_0)}{V} \dots\dots\dots \text{Ecuación 20}$$

Donde CO_{VOL} es la carga orgánica volumétrica de la CCM en g DQO/L·d, Q es el flujo volumétrico (L/d) del influente de la CCM, S₀ es la concentración de DQO (g/L) en el influente y V (L) es el volumen de la cámara anódica de la CCM. Por último, la tasa de remoción de DQO fue determinada con la Ecuación 21 (Opoku *et al.*, 2023).

$$TRDQO = \frac{(DQO_i - DQO_f)}{TRH} \dots\dots\dots \text{Ecuación 21}$$

Donde TRDQO es la tasa de remoción de DQO en g/L·d, DQO_i es la concentración de DQO (g/L) del influente al momento de alimentar la CCM, DQO_f es la concentración de DQO (g/L) del efluente de la CCM al momento de cambiar el ciclo y TRH es el tiempo de residencia hidráulico de la CCM calculado en días.



➤ **Análisis estadístico**

Se realizó un análisis estadístico mediante el software Statgraphics Centurion 18 (anexo 7.1) para evaluar las diferencias significativas entre las medias de remoción y tasa de remoción de DQO de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L e identificar cuál de ellas alcanzó valores significativamente mayores. Para ello, se tomaron los datos de remoción y tasa de remoción de ambas CCM a partir del ciclo 7, ya que, los primeros seis ciclos se consideraron como periodo de aclimatación debido a la variación de sus datos. Se hicieron dos análisis para evaluar la remoción y tasa de remoción de forma independiente, cada uno de ellos consistió en comprobar la normalidad de ambas muestras (CCM) mediante pruebas de sesgo estandarizado y de curtosis estandarizada, después se procedió a realizar una Prueba-F con un valor de $\alpha=0.05$ para identificar el tipo de desviación estándar y la varianza, y finalmente se llevó a cabo una prueba t para comparar las medias de ambas muestras con un valor de $\alpha=0.05$

4.4.2 Desempeño eléctrico

El potencial de celda (E) de las CCM fue monitoreado y registrado por medio de un sistema de adquisición de datos, que consistió de un Protoboard comercial conectado a las CCM a través de cables con pinzas caimán y enlazado mediante cables jumper tipo Dupont a una tarjeta electrónica programable Arduino Mega 2560 vinculada a una computadora de escritorio, donde mediante el software de acceso libre Arduino IDE 1.8.18 se registraron los voltajes por hora de acuerdo al código programado (anexo 7.2).

La intensidad de corriente (I), medida en Amperes, se determinó mediante la ley de Ohm como se detalla en la Ecuación 13. La potencia (P), medida en Watts, se calculó con la Ecuación 14, usando el voltaje obtenido y la intensidad de corriente calculada. La densidad de potencia por unidad de área del ánodo (DP_{AN}) y la densidad de potencia por unidad de volumen de la cámara anódica (DP_V) se calcularon con las Ecuación 15 y 16 respectivamente, tomando como la superficie del ánodo el área geométrica del electrodo de 0.01414 m^2 y como volumen de la cámara anódica 0.00095 m^3 , utilizando el mismo valor de área se calculó la densidad de corriente (DI) dividiendo I entre dicho valor (Sobieszuk *et al.*, 2017). Por último, la eficiencia coulombica (EC) se obtuvo con la Ecuación 17 (Revelo *et al.*, 2013), explicada anteriormente.

➤ **Análisis estadísticos**

Por medio del software Statgraphics Centurion 18 se efectuaron diversas pruebas estadísticas relativas al desempeño eléctrico de las CCM. Entre ellas se encuentra la ejecución de una regresión simple o lineal (anexo 7.3) con el propósito de obtener el coeficiente de correlación lineal entre las variables TRDQO y voltaje para cada CCM, para ello se tomó la



TRDQO como variable independiente y el voltaje como variable dependiente, y a través del coeficiente de correlación se evaluó el grado de asociación lineal que existe entre ambas variables para cada CCM. También, se realizó un análisis estadístico (anexo 7.4) para evaluar las medias de la DPv de las CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L e identificar cuál de ellas tenía una producción significativamente mayor. Para ello, se tomaron los datos de DPv de ambas CCM a partir del ciclo 7, ya que, los primeros seis ciclos se consideraron como periodo de aclimatación debido a la variación de sus datos. El análisis consistió en normalizar los datos de cada CCM por separado haciendo una identificación de datos atípicos con un nivel de confianza del 95 %, y se comprobó la normalidad de ambas muestras mediante pruebas de sesgo estandarizado y de curtosis estandarizada, después se procedió a realizar una Prueba-F con un valor de $\alpha=0.05$ para identificar el tipo de desviación estándar y la varianza, finalmente se hizo una prueba t para comparar las medias de ambas muestras con un valor de $\alpha=0.05$. Por último, siguiendo el mismo procedimiento empleado para el análisis de los datos de DPv excepto por la identificación de valores atípicos, se evaluaron las diferencias significativas entre las EC de las CCM, también a partir del ciclo 7 (anexo 7.5).

4.4.3 Análisis electroquímicos

La información para las curvas de polarización y de densidad de potencia se obtuvo utilizando el mismo sistema de adquisición de datos de voltaje, la ley de Ohm y el área geométrica del electrodo (0.01414 m^2), se corrieron en el día 37 durante el ciclo 3 de operación y para construirlas se necesitó estabilizar el sistema a circuito abierto y después variar las resistencias externas en un rango de 10Ω a $9.8 \text{ K}\Omega$ por periodos de tiempo de 20 min. Sin embargo, para hacer un mejor análisis de la composición de la resistencia interna del electrolito y la interfase, así como, de sus componentes se hicieron pruebas de espectroscopia de impedancia electroquímica (EIS, por sus siglas en inglés) a VCA con un Potenciostato/galvanostato/ZRA 09097 (Gamry instruments Interface 1000™) en un rango de frecuencia de 0.1 KHz – 100 KHz con una señal de corriente alterna de una amplitud de 5 mV (Guadarrama, 2022), condiciones que fueron tomadas a través del software Gamry Framework, usando el ánodo como electrodo de trabajo y el cátodo como contraelectrodo. Los análisis de espectroscopia de impedancia electroquímica se llevaron a cabo durante el día 1, 37 y 189 de operación para analizar la influencia del desarrollo de la biopelícula en el electrodo sobre la resistencia interna de las CCM.

Utilizando el mismo equipo y un electrodo de referencia de Ag/AgCl (KCl 3 M, +207 mV, pH 7 a 25°C , Metrohm), se realizaron pruebas de voltamperometría cíclica (VC) durante el ciclo 14 con una ventana de potencial de -0.8 V a 0.8 V y una velocidad de escaneo de 10 mV/s , en dos arreglos diferentes: el ánodo como electrodo de trabajo y el cátodo como contraelectrodo y





viceversa, para evaluar el ánodo y el cátodo respectivamente. Estas pruebas fueron realizadas para identificar las reacciones de oxido-reducción que sucedieron en las superficies de los electrodos y la actividad de las bacterias electrogénicas en cada cámara.

4.5 Cuantificación de la biopelícula

Al finalizar la experimentación se midió cuantitativamente la biopelícula formada en cada uno de los ánodos y cátodos de las dos CCM, por medio de la determinación de los SSV adheridos a cada electrodo.

El desprendimiento de la biopelícula de los cepillos consistió en colocar estos por separado en vasos de precipitado de 1 L, desprender con ayuda de una espátula el exceso de biomasa de cada cepillo, sumergir los cepillos en agua desionizada contenida en vasos de precipitado de 0.5 L e introducir dichos vasos en el sonicador (Ultrasonic Cleaner AS5150B) por un tiempo de 30 min, posteriormente, retirar los vasos con los cepillos del sonicador y vaciar su contenido en los correspondientes vasos de precipitado de 1 L, para luego repetir el mismo procedimiento. Una vez realizado el desprendimiento de la biopelícula, se procedió a medir el volumen recolectado de cada vaso y transferir dicho volumen a frascos debidamente identificados, en estos frascos se homogeneizó la muestra y se tomó una alícuota de 5 mL para los ánodos y 8 mL para los cátodos, que se filtró a través de un filtro de fibra de vidrio con poro de 1.5 μm contenido en un crisol Gooch de porcelana previamente puesto a peso constante a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, y se siguió el procedimiento señalado en la NOM-AA-034-SCFI-2015 para la obtención de SSV. Los resultados obtenidos se expresaron en SSV por metro cuadrado del electrodo, para este cálculo se empleó el área superficial total del cepillo de grafito de 1.36 m^2 que se obtuvo como se explica en el anexo 7.6.



5. RESULTADOS

5.1 Caracterización del sustrato

Primeramente, se caracterizó el agua problema obtenida de una industria molinera de nixtamal “Industrias Ocampo”, ubicada en la Ciudad de México, México. En la Tabla 13 se muestra la caracterización fisicoquímica del agua residual recolectada de la etapa de reposo del maíz posterior al cocimiento del mismo. El propósito de dicha caracterización de acuerdo a Cárdenas *et al.* (2022) fue determinar la composición del sustrato e identificar los posibles efectos de este sobre los microorganismos.

De los parámetros analizados que se presentan en la Tabla 13 destacan el alto valor de pH y DQO de la muestra, similares a los reportados por García-Depraect *et al.* (2016) y España-Gamboa *et al.* (2017), los cuales sobrepasan los límites máximos permisibles (LMP) fijados en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (150 mg/L para la DQO y 6-9 para pH), y en el caso del pH también en la NOM-002-SEMARNAT-1996 (5.5-10 para pH), normas que regulan las descargas a cuerpos receptores y al alcantarillado público, respectivamente. Otro parámetro del nejayote cuyo valor sobresale es la dureza total con un valor de 4.1 g/L de CaCO_3 , lo que lo hace posible causante de incrustaciones y obstrucciones en el alcantarillado.

Las altas concentraciones de ST, SST y sólidos disueltos totales (SDT) se pueden explicar por el desprendimiento del pericarpio del grano. Los valores obtenidos son similares a los reportados por España-Gamboa *et al.* (2017), López-Maldonado *et al.* (2017), Valero *et al.* (2020) y Vacio-Muro (2020), y al igual que en el caso de la DQO y el pH, el valor de SST del nejayote sobrepasa el LMP de la NOM-001-SEMARNAT-2021 de 60 mg/L.

Los requerimientos necesarios de nutrientes para el tratamiento de diversos sustratos biodegradables en los procesos anaerobios son carbono, nitrógeno y fósforo en una relación 100: 2.5: 0.5 conforme a Rajeshwari *et al.* (2000) o una relación de DQO, nitrógeno y fósforo de 600: 5: 1 de acuerdo a Metcalf y Eddy (2014), al aplicar dichas relaciones a la composición del nejayote resultó en 100: 2.87: 0.1 (C: N: P) y 600: 6.66: 0.2 (DQO: N: P) respectivamente, lo cual indico que el nejayote recolectado garantizó los requerimientos mínimos de nitrógeno pero no de fósforo, el cual se compensó con el lodo granular anaerobio que se utilizó como inóculo en cada alimentación, ya que, conforme a lo descrito por Subramanyam (2012) el fósforo y el calcio son los minerales dominantes de los lodos granulares.



Tabla 13. Caracterización del nejayote.

Parámetro	Valor obtenido
DQO (mg/L)	25,889.75 ± 3,776.30
pH	11.75 ± 0.35
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	1,843 ± 548.71
Nitrógeno total (mg/L)	287.50 ± 53.03
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	20.63 ± 12.55
Nitratos (mg/L)	38.50 ± 4.95
Nitritos (mg/L)	50 ± 0.0
Fosfatos (mg/L)	6.40 ± 0.14
Dureza total (mg/L como CaCO ₃)	4,059 ± 140.01
Dureza de calcio (mgCa/L)	1,587.17 ± 56.12
Sólidos totales (mg/L)	22,551.50 ± 5,559.98
Sólidos totales volátiles (mg/L)	17,607.50 ± 5,014.09
Sólidos totales disueltos (mg/L)	20,740 ± 4,978.03
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	2,150 ± 1,060.66
Carbohidratos totales (mg/L)	8,305.26 ± 2,428.35
Sulfatos (mg/L)	40 ± 0.0
Proteínas (mg/L)	13,806.45 ± 4,596.19
Conductividad (mS/cm)	6.63 ± 0.30

5.2 Monitoreo de parámetros fisicoquímicos de las CCM

Debido a la mezcla del nejayote con el inóculo, la concentración promedio de DQO del influente resultante fue de 36.27 ± 6.22 g/L para la CCM1 y de 28.89 ± 1.94 g/L para la CCM2, las cuales se utilizaron para la operación de las CCM.

5.2.1 Demanda química de oxígeno

La materia orgánica presente en el nejayote funcionó como donador de electrones en los procesos metabólicos bacterianos que llevaron a la consecuente degradación del sustrato y producción de energía (Ebadinezhad *et al.*, 2019).

En la Figura 11 se muestran las remociones de DQO alcanzadas por ambas CCM durante cada ciclo de operación. El primer ciclo de operación registró valores altos de remoción de DQO del 66 % para la CCM1-14 g/L y 78 % para la CCM2-7 g/L, los cuales pueden ser atribuidos a una previa aclimatación de la biomasa al nejayote. En el ciclo 2 la remoción de ambas CCM



decaió hasta la mitad (30 %), posiblemente por el cierre del circuito, ya que, durante la primera mitad del ciclo 1 las bacterias operaron a VCA, es decir, de manera regular, no obstante, al cerrar el circuito durante la segunda mitad del ciclo 1 las bacterias pudieron sufrir una perturbación que afectó su metabolismo reflejándose en una baja remoción de DQO. Sin embargo, para el ciclo 3 y 4 se observó un aumento en la remoción de hasta un 74 %, posiblemente a causa de la adaptación de las bacterias a las condiciones impuestas dentro de las CCM. A partir del ciclo 5 se estabilizaron los valores de remoción para ambas CCM, en el caso de la CCM1-14 g/L fueron del 35-56 %, por otra parte, la CCM2-7 g/L registró valores de remoción estables en un rango del 44-59 %, excepto durante los ciclos 10,11 y 14 donde se suscitaron caídas de hasta 23 %, causadas probablemente por un aumento en la concentración de DQO en el influente por parte del inóculo.

Las eficiencias de remoción promedio para la CCM1-14 g/L con una carga orgánica de 1 g DQO/L·d y la CCM2-7 g/L con una carga orgánica de 0.5 g DQO/L·d fueron de 50 % y 40 % respectivamente, la diferencia de remoción entre ambas CCM concuerda con lo reportado por Opoku *et al.* (2023) sobre que, un aumento en la concentración de DQO produce una mayor remoción a condición de que la CCM presente la habilidad de tolerancia al impacto de mayores cargas orgánicas. Otros autores como Subha *et al.* (2019) reportaron un comportamiento muy similar al de este estudio, obteniendo eficiencias de remoción de 45 % y 57 % para una carga orgánica de 0.68 g DQO/L·d y 0.96 g DQO/L·d respectivamente.

El comportamiento de ambas CCM en lo que respecta a la remoción de DQO no presentó diferencias estadísticamente significativas, puesto que el valor-P calculado (0.48) por medio de una prueba-t fue mayor de 0.05 (intervalo de confianza del 95.0%) y por tanto no se pudo rechazar la hipótesis nula de igualdad (anexo 7.1). No obstante, no sucedió así con la tasa de remoción de DQO donde los valores alcanzados por la CCM1-14 g/L fueron significativamente mayores a los de la CCM2-7 g/L, puesto que el valor P-calculado (1.5×10^{-6}) por medio de la prueba-t fue menor de 0.05 (intervalo de confianza del 95.0%) y por tanto se rechazó la hipótesis nula de igualdad (anexo 7.1). Con base en la información anterior se asume que para comparar el desempeño en la degradación de DQO de ambas CCM es más factible emplear la TRDQO que la remoción de DQO .

En la Figura 11 es posible identificar las tasas de remoción de DQO por ciclo de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L. Las TRDQO máximas se obtuvieron durante el inicio de la operación (fase de aclimatación), durante la cual la CCM1-14 g/L reportó un valor máximo de 0.74 g DQO/L·d y la CCM2-7 g/L de 0.39 g DQO/L·d. El valor obtenido por la CCM1-14 g/L fue mayor al 0.65 g DQO/L·d reportado por He *et al.* (2016) con una carga orgánica de 1.6 g DQO/L·d,





después de haber cerrado el circuito. El promedio de la tasa de remoción a partir del ciclo 5 para la CCM1-14 g/L fue de 0.48 g DQO/L·d resultando el doble de la obtenida por la CCM2-7 g/L de 0.24 g DQO/L·d, demostrando que la CCM1-14 g/L removió el doble de materia orgánica que la CCM2-7 g/L en el mismo periodo de tiempo, probablemente debido a una mayor concentración de biomasa en la primera que en la segunda (Aun Ng *et al.*, 2024). La tasa de remoción de la CCM1-14 g/L fue tenuemente superior al valor de 0.46 g DQO/L·d reportado por Opoku *et al.* (2023) en una CCM multianódica usando agua sintética con una concentración de 3 g DQO/L.

El rango de remoción de DQO obtenido en este estudio se encontró por debajo del 70 % reportado por Maldonado *et al.* (2024) en una CCM de doble cámara usando nejayote como sustrato y *Bacillus subtilis* como inóculo, del mismo modo Yang *et al.* (2022) obtuvieron una remoción de 88% usando agua residual de melazas. Otros autores como Samsudeen *et al.* (2017) y Kumar *et al.* (2016) reportaron remociones similares a las del presente trabajo utilizando agua del destilado de bebidas alcohólicas (57 %) y efluente de un ingenio azucarero (56 %) como sustrato, respectivamente. Por otra parte, Aun Ng *et al.* (2024) obtuvieron una remoción de tan solo el 47 % a partir del efluente del molido de aceite de palma. La diferencia en las eficiencias de remoción radica principalmente en la concentración de DQO del sustrato y el tiempo de residencia hidráulico empleado, ya que, un TRH alto es necesario para un agua residual con una alta concentración de DQO porque un largo periodo de tiempo de contacto entre los microorganismos y el sustrato favorecerá una mejor degradación del mismo (Aun Ng *et al.*, 2024). Por ejemplo, concentraciones de 1.9-5.2 g DQO/L requieren tiempos de residencia hidráulicos de 15-30 d como se observa en el trabajo de Tremouli *et al.* (2016) al trabajar con glicerol como sustrato, de igual forma utilizar cargas orgánicas mayores a 2 g DQO/L·d disminuye la remoción de DQO (Samudro *et al.*, 2023; Subha *et al.*, 2019).



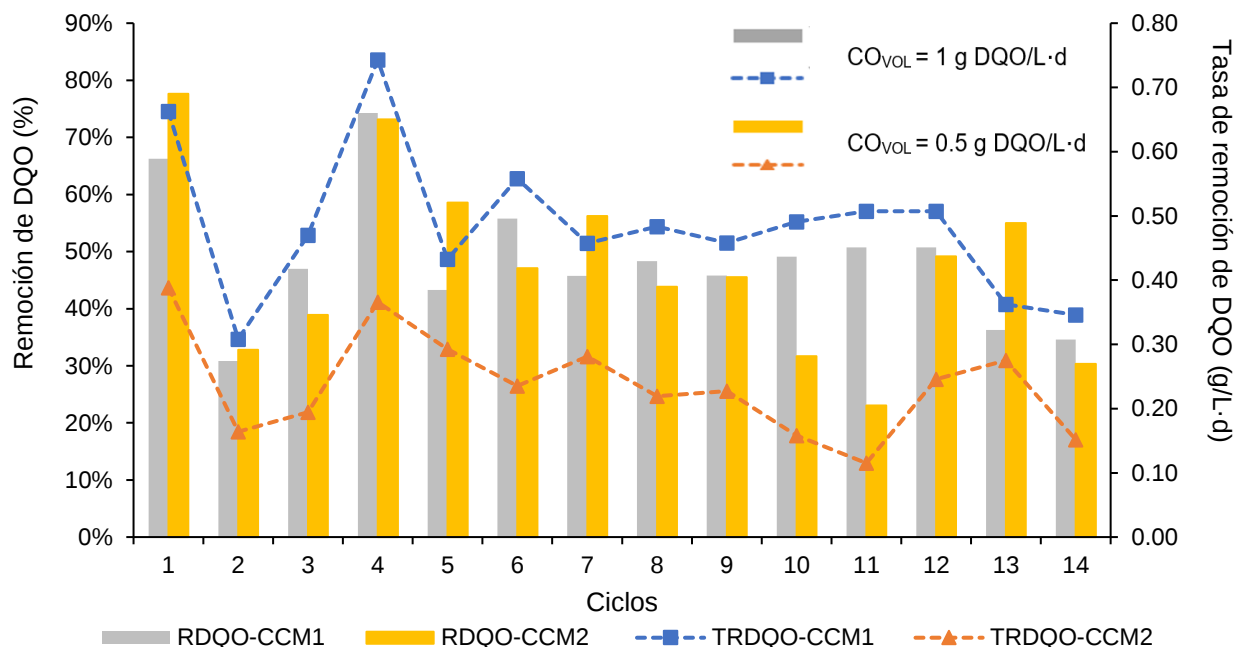


Figura 11. Remoción (RDQO) y tasas de remoción (TRDQO) de DQO en la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L de cada ciclo de operación.

5.2.2 Remoción de carbohidratos y proteínas

El nejayote se compone principalmente de carbohidratos (polisacáridos, almidón y azúcares) y proteínas, y en menor medida por vitaminas, fitoquímicos ricos en polifenoles y carotenoides (Ramírez-Romero *et al.*, 2013), por tal motivo en la presente investigación se analizaron los carbohidratos totales y proteínas. En la Figura 12 se muestra la remoción de los carbohidratos totales y proteínas de las CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L obtenida durante la experimentación. Los valores máximos de remoción de carbohidratos alcanzados fueron 85 % para la CCM1-14 g/L y 88 % para la CCM2-7 g/L durante el ciclo 14. En tanto, las proteínas reportaron la mayor remoción en el ciclo 1, siendo de 73 % y 84 % para la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L respectivamente, la cual decayó en los ciclos siguientes (ciclos 2-14), posiblemente al cambio en la conformación de la microbiota de las CCM. La remoción de los carbohidratos fue superior a la de las proteínas en la mayor parte de los ciclos, llegando a obtener un promedio de remoción del 70 % de carbohidratos y 50 % de proteínas para ambas CCM. Esta misma situación donde los carbohidratos fueron mejor removidos que las proteínas, también se presentó en la investigación de Asefi *et al.* (2019) quienes la atribuyeron a que los microorganismos favorecieron el consumo de carbohidratos sobre el de proteínas, posiblemente debido a que estas últimas poseen estructuras moleculares complicadas que evitan que los microorganismos alcancen un alto grado de degradación.



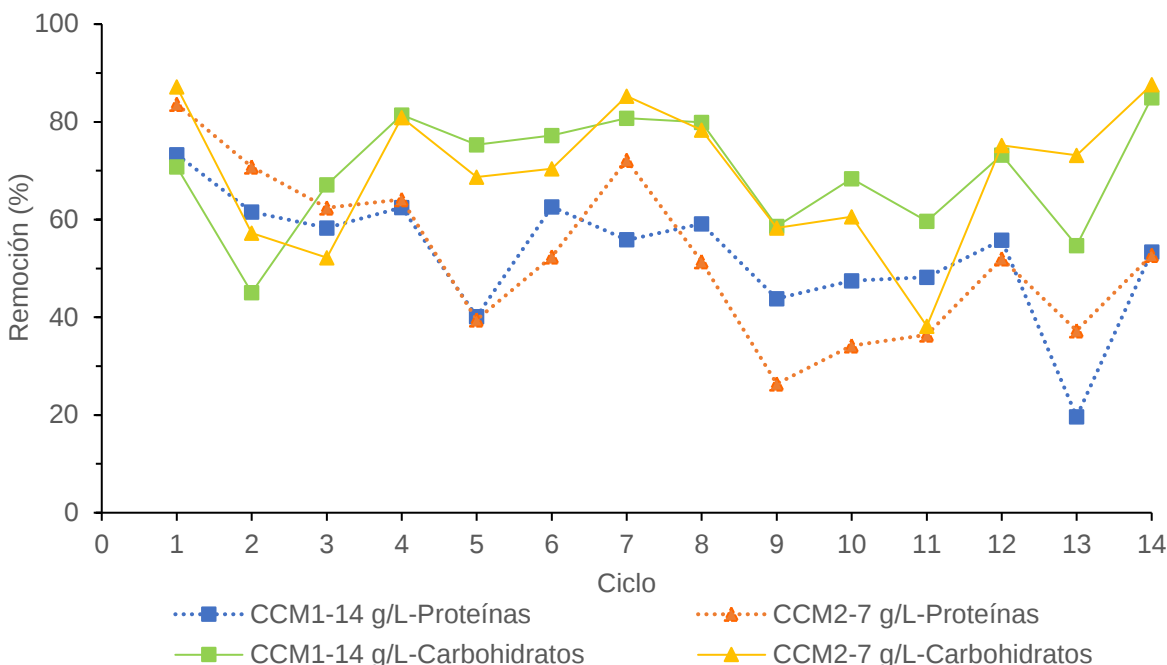


Figura 12. Remoción de carbohidratos y proteínas totales alcanzadas por la CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L por ciclo de operación.

5.2.3 Remoción de sólidos suspendidos volátiles

En la Figura 13 se encuentran registradas las remociones de SSV de las CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L durante la experimentación. El valor promedio de concentración de SSV en el influente de las CCM fue de 27 g/L para la CCM1-14 y de 23 g/L para la CCM2-7 g/L, alcanzando promedios de remoción del 50 % en ambos casos, mismo valor que el obtenido por Subha *et al.* (2019) donde utilizaron una carga orgánica de 0.96 g DQO/L·d, mientras que, cuando utilizaron cargas orgánicas mayores (1.2-1.6 g DQO/L·d) obtuvieron remociones más altas de hasta 63%, y concluyeron que un tiempo de residencia largo y una carga orgánica reducida pueden producir una inhibición competitiva entre la población bacteriana por los sustratos disponibles fomentando una disminución en la remoción de los SSV, misma razón por la cual se pudo haber logrado una remoción similar en este estudio.

La remoción de ambas CCM fue similar del ciclo 2 al 9, periodo donde alcanzaron el valor máximo de 93 % (ciclo 6), en cambio, del ciclo 10 al 14 el comportamiento entre ambas CCM difirió y se registraron las menores remociones de SSV durante el ciclo 13 (13 %) para la CCM1-14 g/L y en el ciclo 14 (18 %) para la CCM2-7 g/L. La remoción de SSV en el anolito puede explicarse por la actividad de las bacterias, quienes primeramente degradaron la materia particulada biodegradable representada por los SSV a materia soluble biodegradable identificada



como sólidos disueltos volátiles, posteriormente transformaron los SDV a AGV y finalmente consumieron estos últimos, repitiendo el mismo proceso varias ocasiones, aseveración que puede justificarse con la evolución del comportamiento de los AGV explicada en el punto 5.2.5, aunado a esto la relación SSV/SST fue de 0.8 lo que indicó la presencia de material biodegradable. La baja remoción del ciclo 2 puede deberse a una deficiente degradación de materia por parte de las bacterias provocada por el cambio de ambiente al ser inoculadas en las CCM, y las subsecuentes caídas de remoción de ambas CCM pudieron ser causadas en parte por el desprendimiento de biopelícula de los electrodos.

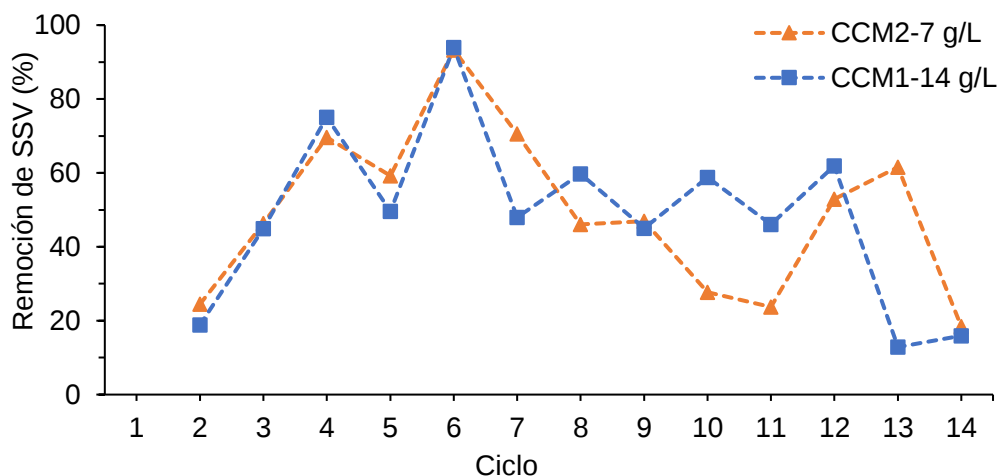


Figura 13. Remoción de SSV en CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L por ciclo de operación.

5.2.4 pH

De acuerdo a Rahmani *et al.* (2022) un pH entre 7-7.6 es considerado como el más adecuado para la actividad de los microorganismos en un ambiente anaerobio, por lo mismo, el influente de los ánodos de ambas CCM fue ajustado a 7.1 ± 0.16 UpH en cada ciclo debido a que la mezcla de nejayote con el inóculo registró pH alcalinos (9-10 UpH). Para el caso de los biocátodos no fue necesario realizar un ajuste de pH, ya que el influente (mezcla de lodos activados y solución de macro y micronutrientes) presentó un valor de 7.7 ± 0.11 UpH. El pH del efluente de cada cámara de ambas CCM al término de cada ciclo se comenzó a registrar a partir del ciclo 4 por problemas técnicos, los valores iniciales y finales de cada ciclo se registraron en la Figura 14.

En lo referente al comportamiento del pH en las salidas del ánodo SA-CCM1 y SA-CCM2 se puede observar que el pH de ambas CCM aumentó de 7 UpH hasta 8.5 UpH (figuras 13a y 13b), comportamiento similar al registrado por Samsudeen *et al.* (2017), quienes reportaron



valores de pH en el efluente en el mismo rango, con una CCM de doble cámara usando agua residual de destilería a pesar de manejar valores de pH ácidos y alcalinos en los influentes.

Con respecto a la salida en los biocátodos de la CCM1-14 g/L (SC1-CCM1 y SC2-CCM1) los valores más altos de pH se registraron en el ciclo 6, siendo de 8 para el biocátodo 1 y 7.5 para el biocátodo 2, a partir del ciclo 9 el pH se regularizó en ambos biocátodos reportando valores entre 5.4 y 6.5 UpH. En la CCM2-14 g/L los valores de pH en la salida de ambos biocátodos (SC1-CCM2 y SC2-CCM2) fueron entre 5.3 y 6.6 durante todos los ciclos registrados, disminuyendo en todos ellos con respecto a su pH inicial. Las fluctuaciones presentadas pudieron deberse a la velocidad del consumo de protones y la producción de hidroxilos por la ruta de los cuatro electrones en presencia o ausencia de protones (Ecuación 22 y 23), , dichas fluctuaciones pueden influir en la biopelícula cambiando la propiedad superficial de las células y la actividad metabólica de los microorganismos a corto o largo plazo (Erable *et al.*, 2012; Strik *et al.*, 2012). Sin embargo, como lo demuestran Strik *et al.* (2012), al estudiar los efectos del cambio de pH (tanto ácidos como alcalinos) en los biocátodos, la actividad biocatalítica se recupera rápidamente debido a la robusta reversibilidad del sistema biológico con respecto a periodos cortos de estrés por pH.

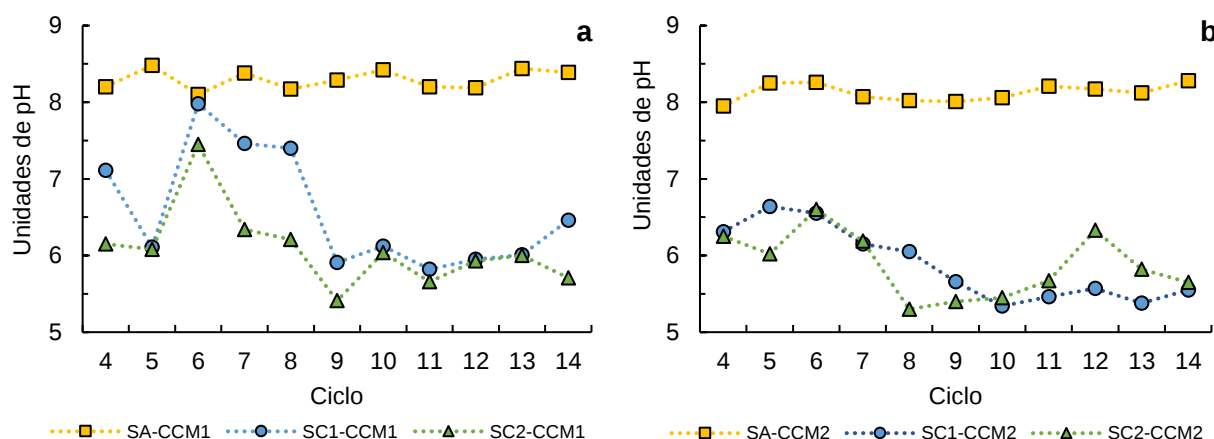


Figura 14. pH registrado en el efluente del ánodo y los cátodos de la (a) CCM1-14 g/L y la (b) CCM2-7 g/L durante la operación del sistema.



La alcalinidad del influente de la CCM1-14 g/L fue de 1.21 g CaCO_3/L y de la CCM2-7 g/L de 0.94 g CaCO_3/L , cantidad adecuada para un sistema anaerobio (Metcalf y Eddy, 2014). En el caso de la dureza de calcio, el promedio de Ca^{2+} del influente fue de 1.62 g/L para la CCM1-14 g/L y de 0.93 g/L para la CCM2-7 g/L con una remoción del 78 % en ambas CCM, disminuyendo a valores por debajo de 0.2 g/L.

5.2.5 Ácidos grasos volátiles

Para observar la evolución de los AGV en las CCM durante la experimentación, estos se monitorearon en los ciclos 11 y 14 (ciclos donde el sistema registró estabilidad en los voltajes). En el ciclo 11 (Figura 15a) la CCM1-14 g/L registró una concentración de 1.75 g/L de AGV la cual disminuyó hasta su nula presencia en el día 10, para posteriormente incrementar a 0.77 g/L en el día 14, con respecto a la CCM2-7 g/L inició con una concentración de 1.15 g/L de AGV la cual se agotó en el día 5 e incrementó a 0.22 g/L el día 14. En el ciclo 14 (Figura 15b) la CCM1-14 g/L inició con una concentración de 2.57 g/L de AGV mayor a la de la CCM2-7 g/L de 2.11 g/L las cuales disminuyeron hasta aproximadamente 0.2 g/L al término del ciclo. La diferencia en la concentración de AGV al inicio de cada ciclo entre las dos CCM, puede deberse en parte a que la cantidad de materia orgánica disuelta incrementa con la DQO y por tanto los AGV (Zhang *et al.*, 2012b).

Los picos más altos de AGV registrados en este estudio para ambas CCM fueron similares a los obtenidos por Yang *et al.* (2022) de 2.4 g/L utilizando melazas con una concentración de 9 g/L de DQO, en dicho estudio, también se observó un comportamiento similar al de este trabajo donde los AGV tras alcanzar un valor máximo disminuyeron hasta agotarse. .

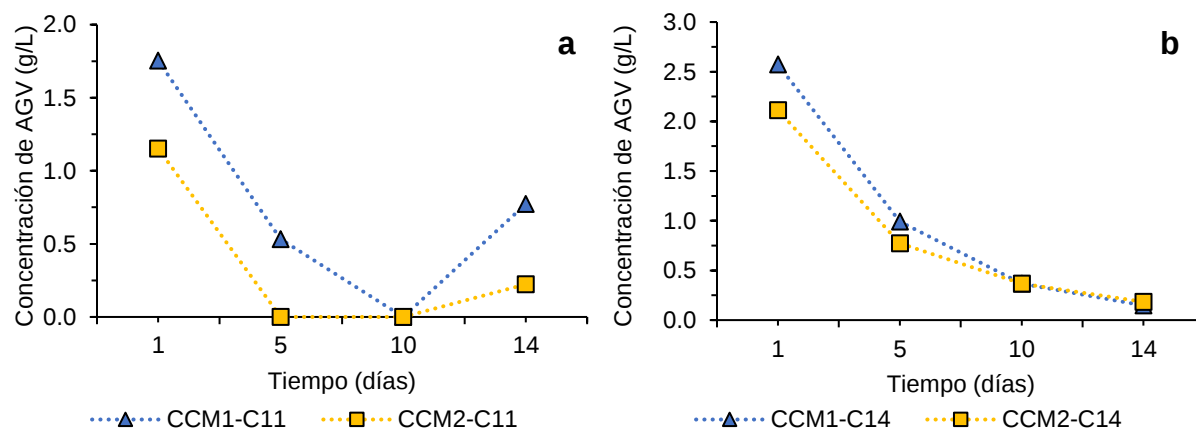


Figura 15. Evolución de los AGV en estado estacionario de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L durante los ciclos (a) 11 y (b) 14 de operación.



5.3 Evaluación del desempeño eléctrico

5.3.1 Generación de voltaje

La CCM1-14 g/L reportó valores máximos de voltaje de 1.02303 V y de 0.90505 V, y promedios de 0.86015 V y 0.68388 V en circuito abierto y circuito cerrado respectivamente. Por otro lado, la CCM2-7 g/L registró voltajes máximos de 0.98174 V y de 0.87371 V y valores promedio de 0.86478 V y 0.73189 V en circuito abierto y cerrado, respectivamente.

En la Figura 16a se muestra el voltaje registrado de las CCM durante su operación. Durante los primeros cuatro ciclos (C1-C4) el VCC de la CCM1-14 g/L presentó fluctuaciones con valores entre 0.3-0.8 V, por el contrario, la CCM2-7 g/L mantuvo voltajes superiores (0.8 V) a los de la CCM1-7 g/L durante los mismos ciclos, sin embargo, durante el ciclo 5 se observó una caída de voltaje del 50 % (0.4 V) mientras que en la CCM1-14 g/L hubo un aumento de 0.4 a 0.8 V, dicho comportamiento puede atribuirse a que se utilizó un nuevo lote de nejayote en este ciclo. No obstante, en el ciclo 6 se observó un comportamiento inverso al del ciclo 5, lo cual se puede atribuir a la limpieza de las MIP que se realizó en ambas CCM. Desde el ciclo 7 hasta el 14 los voltajes de ambas CCM permanecieron en un rango de 0.6-1.0 V, tanto para circuito abierto como para circuito cerrado. La mayor producción de voltaje en las dos CCM fue de alrededor 1 V en el ciclo 11 en VCC dato similar al 0.97 V reportado por Nwaokocha *et al.* (2021) como valor máximo de voltaje usando agua residual de almidón de maíz y superior al 0.318 V de Kumar *et al.* (2016) y al 0.228 V de Samsudeen *et al.* (2017) obtenidos empleando como sustratos efluente de un ingenio azucarero y de la producción de bebidas alcohólicas, respectivamente.

En la Figura 16b (CCM1-14 g/L) y Figura 16c (CCM2-7 g/L) se muestra el comportamiento del voltaje en estado estacionario de los ciclos del 7 al 14 de manera diaria con el objetivo de analizar los días en el que el sistema presentó mayor estabilidad en VCC. Como resultado se observó que el voltaje fue similar en ambas CCM, comenzando los primeros días con VCA entre 0.85-0.90 V y aumentando hasta un máximo de 0.95-1.0 V para el último día en VCA (día 6). El circuito fue cerrado en el día 7 y se observó una caída en el voltaje hasta el día 8, al cerrar el circuito parte del voltaje producido por el sistema se consume en vencer la oposición al flujo de electrones de la resistencia colocada (Vega y Vega, 2021). La estabilidad del sistema en VCC se observó en los días del 12 al 13 en la CCM1-14 g/L y en los días del 10 al 12 en la CCM2-7 g/L, con lo anterior se apreció que el día donde alcanzaron un voltaje superior y estabilidad en todos los ciclos ambas CCM fue el día 12, y que al final del ciclo se presentó una disminución del voltaje en varias ocasiones. En general, la CCM1-14 g/L reportó voltajes estables entre 0.76-0.88 V en VCC mientras que la CCM2-7 g/L registró valores en un rango de 0.69 -0.87 V, voltajes mayores al máximo de 0.54 V obtenido por Subha *et al.* (2019) con una carga orgánica de 1.6 g DQO/L·d.



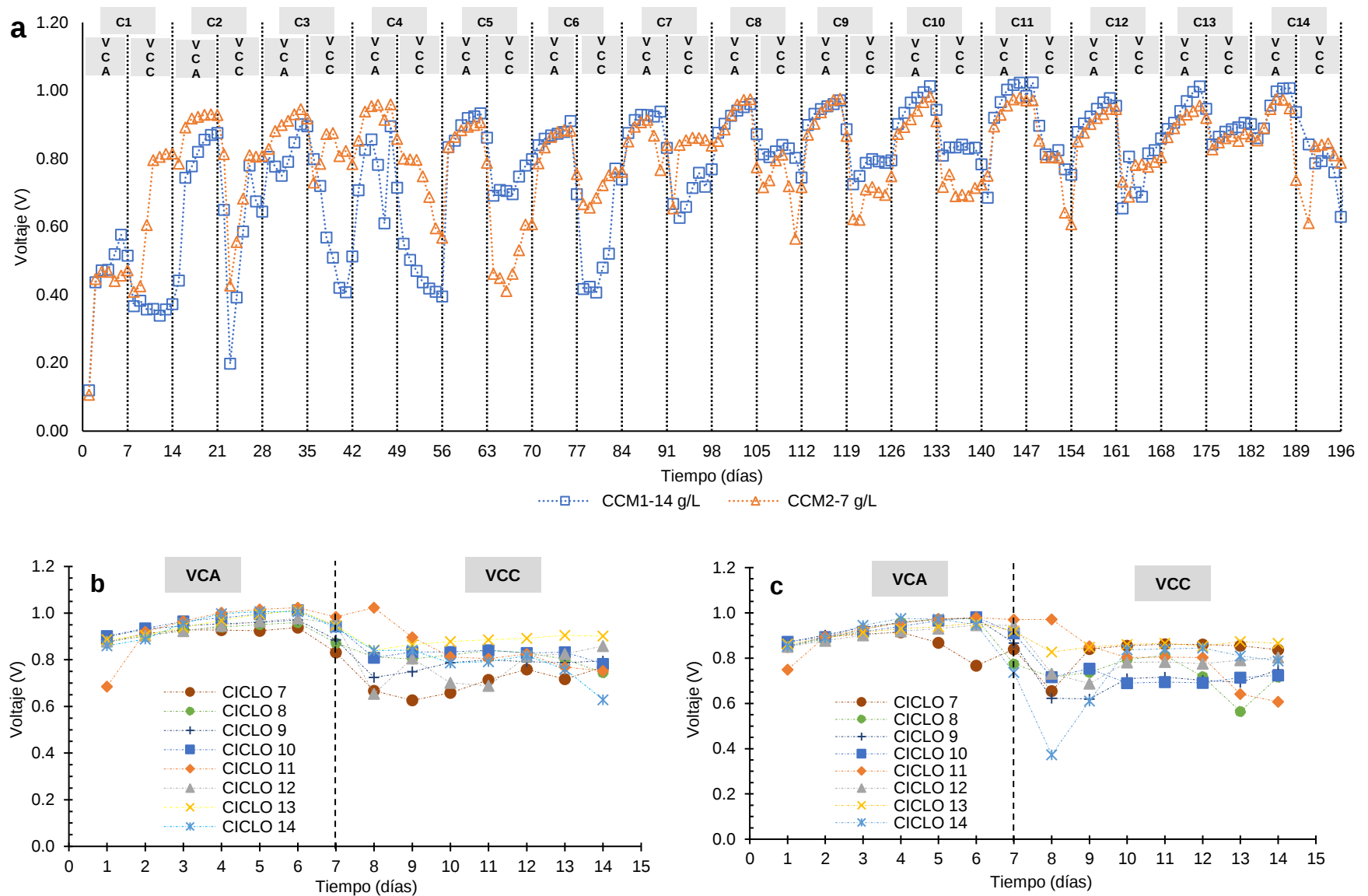


Figura 16. (a) Evolución del voltaje durante 196 d de operación (14 ciclos) a VCA y VCC de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L, comportamiento del voltaje en estado estacionario de los ciclos 8-14 de la (b) CCM1-14 g/L y la (c) CCM2-7 g/L.

5.3.2 Relación entre voltaje generado y remoción de DQO obtenida

La Figura 17 muestra la relación remoción DQO-voltaje de ambas celdas durante la experimentación. La CCM1-14 g/L reportó los valores promedio más bajos de voltaje (0.3619, 0.4547 y 0.5359 V) en los ciclos 1, 4 y 6, al mismo tiempo que obtuvo las mayores tasas de remoción de DQO (0.66, 0.74 y 0.56 g DQO/L·d), mientras que, en los ciclos del 7-14 obtuvo una tasa promedio de 0.50 g DQO/L·d y registró los valores promedio más altos de voltaje (0.7-0.9 V). En cambio, la CCM2-7 g/L presentó voltajes entre 0.6-0.8 V durante todos los ciclos (exceptuando el ciclo 5) obteniendo tasas de remoción de DQO en un rango 0.12-0.39 g DQO/L·d.

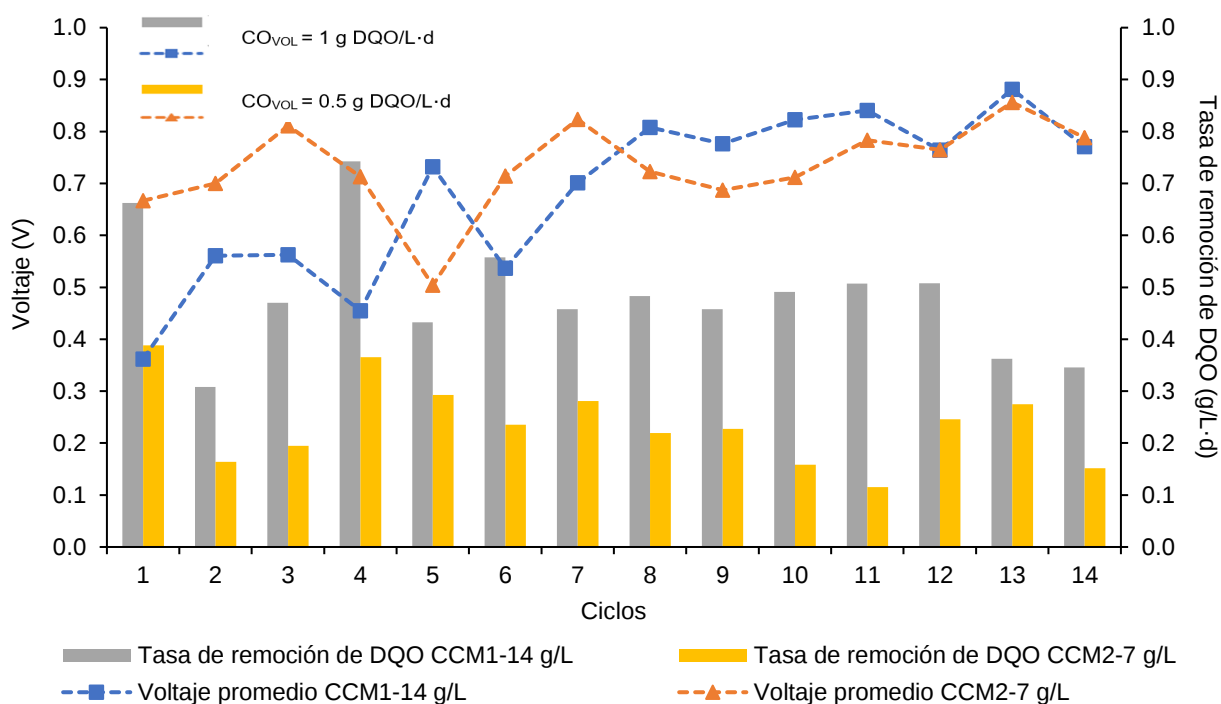


Figura 17. Voltajes promedio de cada ciclo de operación obtenidos a partir de las mediciones diarias y tasa de remoción de DQO registrada en cada ciclo para la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L.

Tomando en cuenta el comportamiento del voltaje promedio por ciclo y la TRDQO se efectuó una regresión lineal con los datos de los 14 ciclos para comprobar si existía una relación entre ambas variables en las CCM, dicho análisis dio como resultado una relación moderadamente fuerte con un coeficiente de correlación de -0.58 para la CCM1-14 g/L y una relación relativamente débil con un coeficiente de correlación de -0.29 para la CCM2-7 g/L (anexo 7.3), por lo que, se asume que el voltaje y la TRDQO están ligeramente asociados en la CCM2-7 g/L, a diferencia de la CCM1-14 g/L donde existe un grado de asociación mayor. Estudios como



el de Opoku *et al.* (2023) reportaron que con una TRDQO de 0.5 g/L·d obtuvieron su mayor producción de voltaje de 0.63 V y observaron que al aumentar o disminuir la TRDQO el voltaje presentó fluctuaciones y caídas. Lo anterior es similar al comportamiento de la CCM1-14 g/L donde al mantener una TRDQO promedio de 0.48 g/L·d, se obtuvieron los máximos voltajes y estabilidad.

5.3.3 Densidad de corriente

En la Figura 18a se muestran las densidades de corriente de ambas CCM en función del tiempo. La CCM1-14 g/L obtuvo un promedio de 47.43 mA/m² y un valor máximo de 72.39 mA/m² registrado en el ciclo 11, así como valores mínimos en los ciclos 1,2,3,4 y 6 (14-40 mA/m²). Con respecto a la CCM2-7 g/L, su promedio de densidad de corriente fue de 50.25 mA/m² y su valor más alto registrado de 68.68 mA/m² también fue en el ciclo 11.

Trabajando con el mismo sustrato, Maldonado *et al.* (2016) registraron valores máximos similares a los de este estudio (52 y 55 mA/m²) usando una dilución 50:50 y nejayote crudo, Kumar *et al.* (2016) también lograron un resultado semejante de 50 mA/m² usando efluente de ingenio azucarero.

5.3.4 Densidad de potencia

La densidad de potencia se calculó en base al volumen de la cámara anódica para hacer una mejor comparativa con otros estudios.

La Figura 18b muestra las densidades de potencia de las CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L reportadas durante el circuito cerrado (8-14 d) de cada ciclo. La CCM2-7 g/L tomó 1 ciclo de operación (4 d) en alcanzar condiciones estables, periodo de tiempo corto para una CCM biocatódica como se ejemplifica con el caso de Ramanaiah *et al.* (2021), quienes trabajaron con una CCM biocatódica de doble cámara que tardó 5 ciclos de operación (16 d) en alcanzar la estabilización, un número de ciclos similar a los 6 ciclos (84 d) que tardó la CCM1-14 g/L en lograr valores estables y similares a los de la CCM2-7 g/L. La diferencia en el periodo de tiempo que tardó cada CCM en lograr voltajes estables se atribuye a sus distintas concentraciones y cargas orgánicas de nejayote y el efecto que estas tuvieron sobre el desarrollo de las biopelículas anódicas. Por ejemplo, Lee *et al.* (2019) observaron que una CCM con 5,024 g/L de DQO y una carga orgánica de 1.25 g DQO/L·d alcanzó una producción de energía estable en la mitad de tiempo que una CCM con 10,123 mg/L de DQO y una carga orgánica de 2.5 g DQO/L·d, en el mismo estudio la CCM con menor carga orgánica alcanzó una mayor densidad de potencia (555 mW/m³) que la de mayor carga (390 mW/m³) en un ciclo de operación de 16 d, obteniendo como conclusión que la CCM podría alcanzar una mayor densidad de potencia con una carga orgánica menor a 2.5 g DQO/L·d.



Después de un periodo de 84 d de operación (ciclo 7) se observó que la CCM1-14 g/L con una CO_{VOL} mayor de 1 g DQO/L·d alcanzó e incluso superó la producción de energía de la CCM2-7 g/L con una carga orgánica de 0.5 g DQO/L·d durante los siguientes ciclos (8-14).

La producción de energía eléctrica después del día 84 de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L expresada en mW/m^3 fue estadísticamente la misma, ya que, no existieron diferencias significativas entre ambas CCM, lo anterior se comprobó con el resultado de la prueba t, (anexo 7.2) con un valor-P de 0.09 mayor a 0.05 (intervalo de confianza de 95%) se aceptó la hipótesis nula de igualdad, es decir, se asume que las diferencias entre los valores de densidad de potencia entre la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L son probablemente debidas a un error aleatorio o de muestreo, por tanto, no son significativas para este estudio. Cabe resaltar que el análisis estadístico se realizó a partir del ciclo 7 en adelante, ya que, los ciclos anteriores fueron tomados como periodo de aclimatación por la variación de la producción de energía.

Con respecto a las DP alcanzadas durante el tiempo de experimentación la CCM1-14 g/L logró un valor máximo de $1,102.84 mW/m^3$ y la CCM2-7 g/L de $992.73 mW/m^3$. De acuerdo a Taşkan (2020) el rendimiento promedio de una CCM usando O_2 como aceptor de electrones se encuentra en un rango de 200-13,100 mW/m^3 , rango dentro del cual los resultados de este estudio se encuentran.

Otros estudios como el de Maldonado *et al.* (2024) y Reyes-Vidal *et al.* (2023) obtuvieron una densidad de potencia máxima de $1.4 mW/m^3$ y $160 mW/m^3$ respectivamente, utilizando una CCM de doble cámara y nejayote como sustrato, por otra parte, usando una configuración de CCM similar Jayashree *et al.* (2014) reportaron una densidad de potencia máxima de $715 mW/m^3$ usando aguas residuales de la industria láctea, mientras que Yang *et al.* (2022) alcanzaron una producción de $3,280 mW/m^3$ empleando melazas. Por lo que, al analizar los estudios anteriores, la principal diferencia radicó en el sustrato utilizado, y con ello se puede asumir que el nejayote genera menores rendimientos energéticos si se compara con aguas residuales provenientes de la industria alimenticia como la láctea y la azucarera. Sin embargo, el rendimiento puede aumentar significativamente si se agregan condiciones adicionales a la estructura de la CCM, como el uso de biocátodos y electrodos múltiples. En el caso de Wang *et al.* (2020) operaron una CCM de 3 cámaras y observaron que recircular el agua de las cámaras catódicas y oxigenarlas por convección de aire natural aumentó el rendimiento, no obstante, al usar varillas de grafito como electrodos y cátodos abióticos obtuvieron bajos resultados de DP de $385 mW/m^3$ si se comparan con los $7,850 mW/m^3$ obtenidos por Zhang *et al.* (2012b) quienes emplearon cepillos de grafito como electrodos y biocátodos, así como la misma configuración de CCM y sustrato (estiércol de vaca). Con base en los estudios anteriormente mencionados, los valores obtenidos





en este trabajo se encuentran en el rango promedio, contemplando el sustrato y la estructura de CCM utilizados.



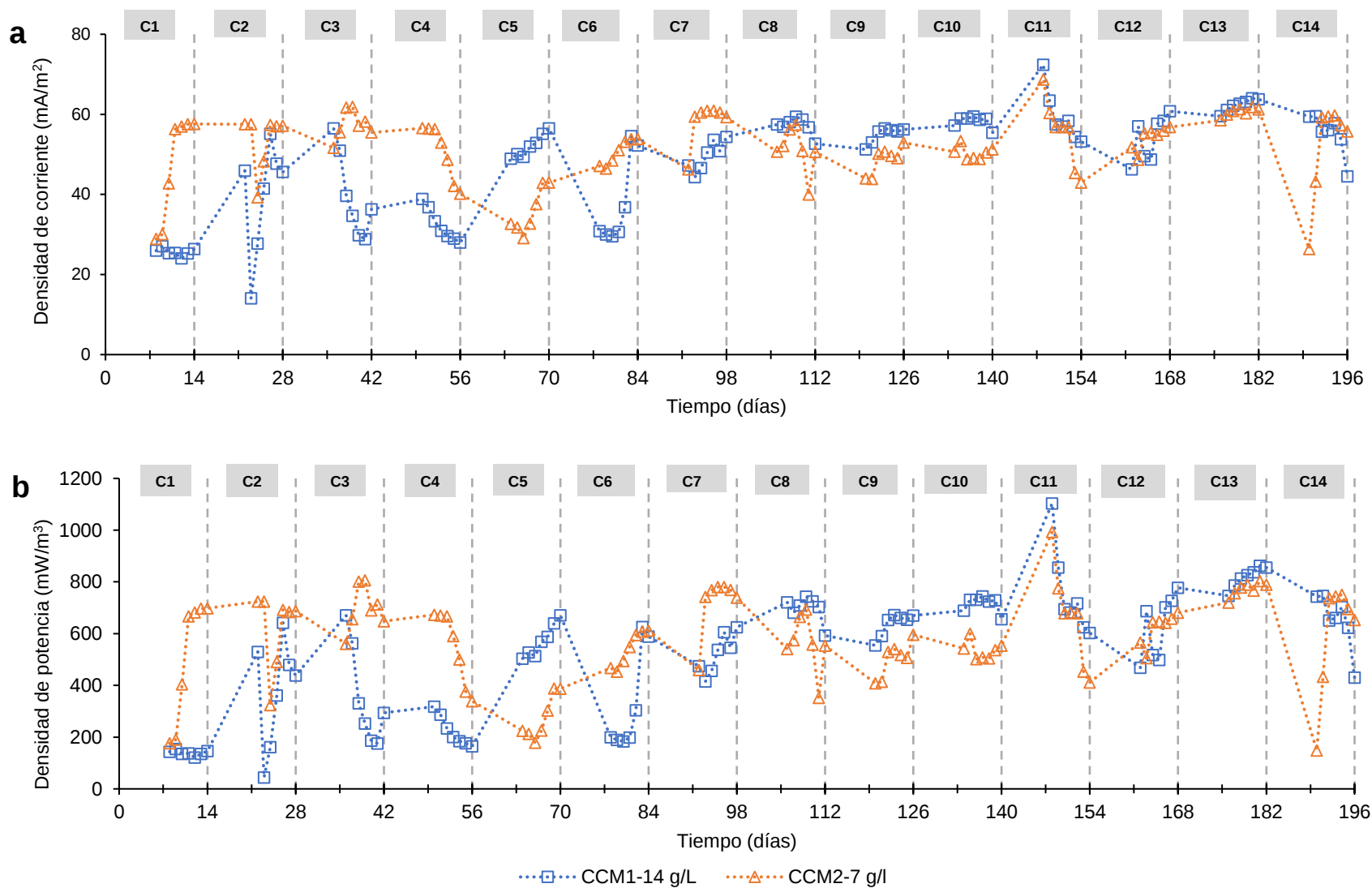


Figura 18. Evolución de la (a) densidad de corriente por unidad de área y (b) potencia volumétrica de las CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L durante 196 d ciclos de operación (14 ciclos) con una Rext fija de 1000 Ω .

5.3.5 Eficiencia coulombica

En la Figura 19 y 20 se observa el porcentaje de remoción de DQO y la eficiencia coulombica de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L donde al incrementar la remoción de DQO la EC disminuyó en cada ciclo y viceversa. Este comportamiento puede ser atribuido a la posible presencia de bacterias fermentativas o metanogénicas al utilizar la fuente de carbono disponible aumentando la remoción de DQO y provocando al mismo tiempo una disminución en la EC (Indriyani *et al.*, 2024; Miran y Mumtaz, 2023).

Durante los primeros 4 ciclos la diferencia entre la remoción de DQO y la EC fue mayor para ambas CCM. La variación de los datos en estos ciclos puede deberse a las fases del crecimiento bacteriano, por ejemplo, en el ciclo 1 las bacterias posiblemente entraron en las fases de latencia y crecimiento exponencial tal como se reportó en el trabajo de Choudhury *et al.* (2021) donde se observó un comportamiento similar durante los primeros 15 d, tiempo en el que se consumió una gran cantidad de materia orgánica y electrones para el crecimiento de la biomasa, dando como resultado un porcentaje alto de remoción de DQO (94 %) y una caída de VCA después del día 7 hasta 0.073 V. En el ciclo 2 la CCM1-14 g/L registró la mayor EC (4.5 %) y al mismo tiempo la menor remoción de DQO (30.8 %), en cambio, en el ciclo 3 la CCM2-7 g/L reportó el valor máximo de EC (14.4 %) con una de las menores remociones de DQO (38.9 %), las altas EC reportadas probablemente se deban a un mayor rendimiento en el crecimiento de bacterias electrogénicas tal como lo menciona Shabangu *et al.* (2024). Por último, en el ciclo 4 el aumento en la remoción de DQO y la disminución de la EC pueden deberse a la presencia de bacterias no-electrogénicas y al retiro de bacterias electrogénicas suspendidas en la solución, respectivamente, al igual que lo reportaron Raychaudhuri y Behera (2020). Del ciclo 5 al 14 las lecturas de EC y remoción de DQO presentaron menos variaciones, lo cual puede atribuirse en gran medida a la formación de una biopelícula enriquecida conformada de bacterias fermentativas y electrogénicas en los electrodos (Asefi *et al.*, 2019).

Al comparar las EC de ambas celdas, se observó que la CCM2-14 g/L presentó valores mayores de hasta 14.4 % mientras que la CCM1 reportó un valor máximo de 4.5 %. Para realizar una mejor comparación entre los valores de EC de ambas CCM se decidió ejecutar una prueba-t e identificar si existieron diferencias estadísticamente significativas entre ellas, puesto que el valor P-calculado (0.033) por medio de la prueba-t fue menor de 0.05 (intervalo de confianza del 95.0%) se rechazó la hipótesis nula de igualdad, es decir, la CCM2-7 g/L presentó EC significativamente mayores a las de la CCM1-14 g/L (anexo 7.5), lo cual posiblemente se debe a una mejor recolección de electrones para generar corriente por parte de bacterias electrogénicas y a la formación más rápida de este tipo de bacterias en la CCM2-7 g/L que en la



CCM1-14 g/L (Albarracin-Arias *et al.*, 2021). Las EC obtenidas en este estudio fueron mayores a las reportadas por Lee *et al.* (2019) quienes utilizaron agua residual del molido de aceite de palma y obtuvieron una EC máxima de 3 %, de igual manera Cárdenas *et al.* (2022) reportaron una EC de 0.7 % utilizando agua residual del procesamiento de café.

Las bajas EC obtenidas para ambas CCM pueden ser a causa de que el nejayote es un sustrato complejo y los electrones producidos en el sistema posiblemente fueron utilizados en reacciones bioelectroquímicas y por otros aceptores de electrones (Rahmani *et al.*, 2022), cabe hacer notar que algunos autores han alcanzado EC altas de 50-70 %, sin embargo, utilizaron sustratos simples como la glucosa (Bhadra y Sevda, 2024; Indriyani *et al.*, 2024).

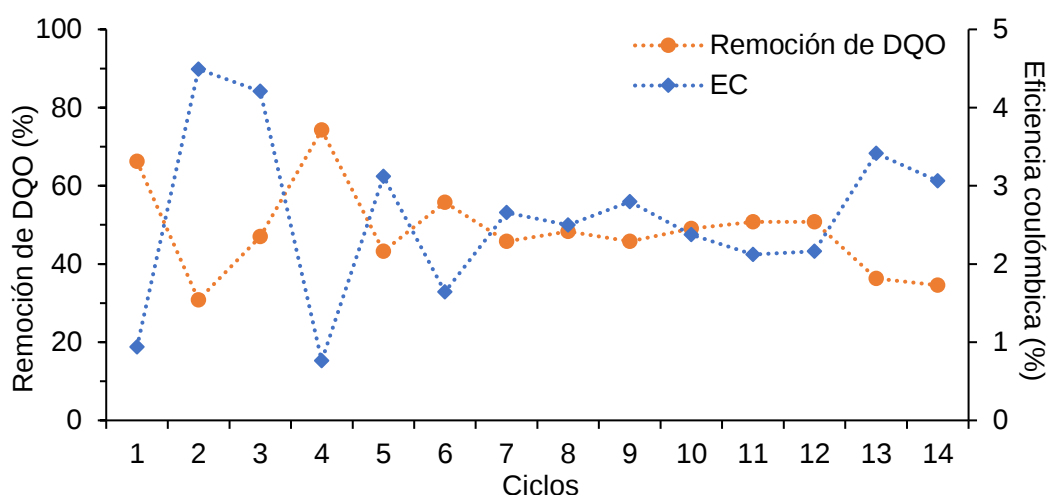


Figura 19. Remoción de DQO y eficiencia coulómbica obtenida durante la operación con una concentración de 14 g/L (CCM1).

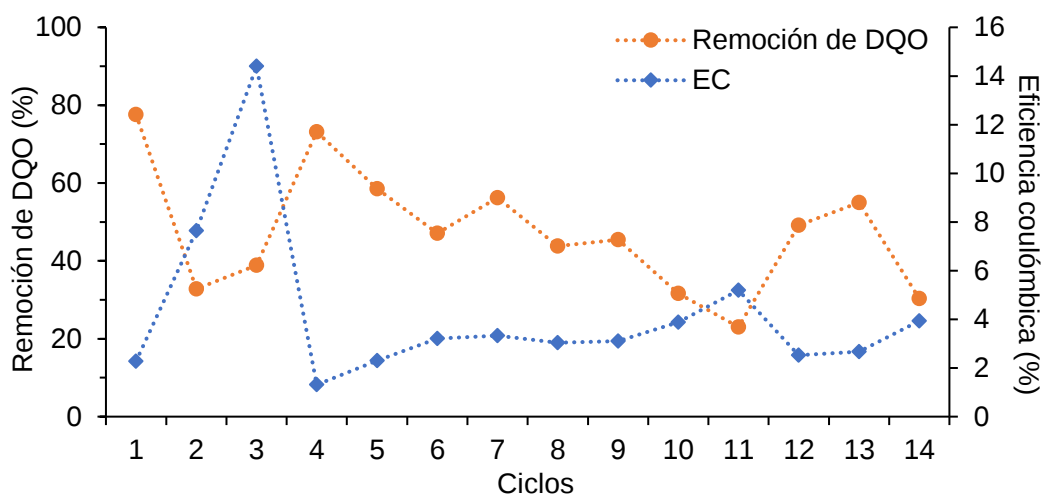


Figura 20. Remoción de DQO y eficiencia coulómbica obtenida durante la operación con una concentración de 7 g/L (CCM2).



5.4 Análisis electroquímicos

5.4.1 Curvas de polarización

En las figuras 21 y 22 se muestran las curvas de polarización de potencial de la CCM (E_{CCM}) en función de la densidad de corriente (DI_{CCM}) y de densidad de potencia (DP_{AN-CCM}) en función de DI_{CCM} realizadas durante el tercer ciclo de operación en la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L, respectivamente.

En la CCM1-14 g/L (Figura 21a) el voltaje de circuito abierto medido como E_{CCM} obtenido fue de 0.9 V y la máxima DP_{AN-CCM} lograda fue de 150.15 mW/m² (Figura 22a) a una DI_{CCM} de 242.89 mA/m². La CCM2-7 g/L (Figura 21b) obtuvo el mismo valor máximo de 0.9 V en VCA que la CCM1-14 g/L y logró una DP_{AN-CCM} máxima de 108.76 mW/m² (Figura 22b) a una DI_{CCM} de 188.70 mA/m². Los valores de densidad de potencia máximos obtenidos en este trabajo para ambas CCM son mayores a los reportados por Subha *et al.* (2019) de 30 mW/m² para una carga orgánica de 0.68 g DQO/L·d y 66 mW/m² para una carga orgánica de 0.96 g DQO/L·d.

En concordancia con la teoría, las curvas de polarización se dividieron en tres regiones principales: 1) pérdidas por activación, 2) óhmicas y por 3) concentración (Fan *et al.*, 2008; Simeon *et al.*, 2020). Las curvas de polarización E_{CCM} - DI_{CCM} de ambas CCM tienen comportamientos similares, al evaluarlas se observó en el inicio un decremento lineal, a diferencia de otros autores que han reportado caídas exponenciales de potencial al incrementar la densidad de corriente causadas por las pérdidas de activación (Arkatkar *et al.*, 2019; Neethu *et al.*, 2020). El no presentar este tipo de caídas de potencial en la primera región de la curva, indicó que ambas CCM tienen bajas pérdidas por activación, adjudicable a la alta área superficial de los electrodos y a la presencia de biopelículas enriquecidas (Logan *et al.*, 2006). La región lineal de la curva corresponde a las pérdidas óhmicas y en ambas CCM representaron el mayor aporte a la resistencia interna de las mismas en el momento en que se tomaron las lecturas, mientras más altas sean las pérdidas óhmicas mayor será la caída de voltaje al incrementar la densidad de corriente (Arkatkar *et al.*, 2019), por lo que, se estimó que la CCM2-14 g/L presentó mayores pérdidas de este tipo que la CCM1-14 g/L. Estas pudieron ser causadas por las interferencias en las interconexiones del circuito externo o el ensuciamiento de la membrana (Logan *et al.*, 2006). Las pérdidas por concentración o transferencia de masa se visualizan en la tercera región de la curva donde ocurre una rápida y no lineal caída de potencial cuando la densidad de corriente es máxima (Simeon *et al.*, 2020)., en esta parte de la curva de la CCM1-14 g/L se observó una caída gradual de potencial (Figura 21a) y en la de la CCM2-7 g/L un abrupto descenso a una densidad de corriente de 205.71 mA/m² y un voltaje de 0.52 V (Figura 21b), con lo que se asume que en ambas CCM hubo pérdidas por concentración siendo mayores



en la CCM2-7 g/L que en la CCM1-14 g/L. Es importante destacar que un incremento en la relación entre especies oxidadas y reducidas en las superficies de los electrodos, puede aumentar el potencial del ánodo o disminuir el del cátodo, reduciendo el diferencial de potencial total de la celda. Lo anterior indicó que se presentaron limitaciones difusionales y electroquímicas en ambas CCM (Logan *et al.*, 2006).

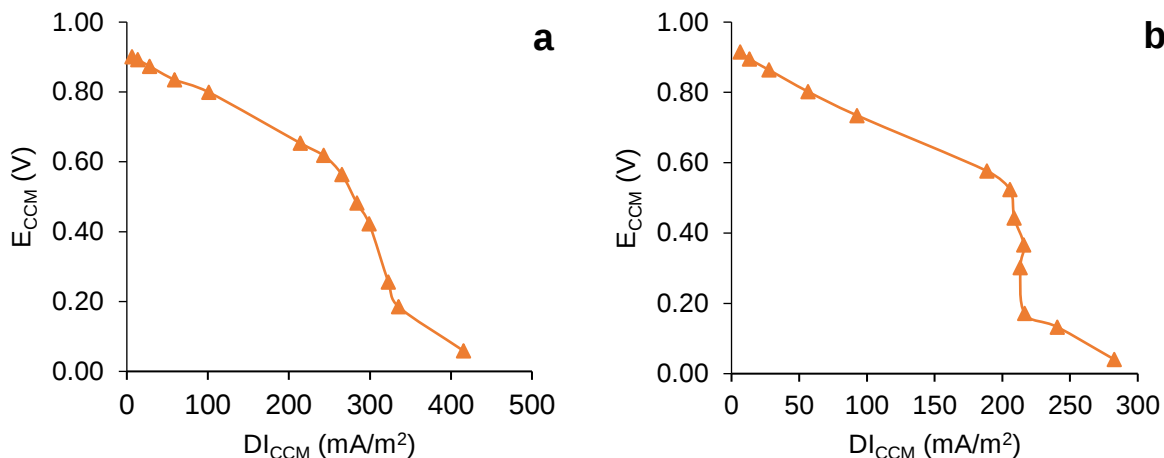


Figura 21. Curvas de polarización de la (a) CCM1-14 y la (b) CCM2-7 g/L durante el ciclo 3 de operación.

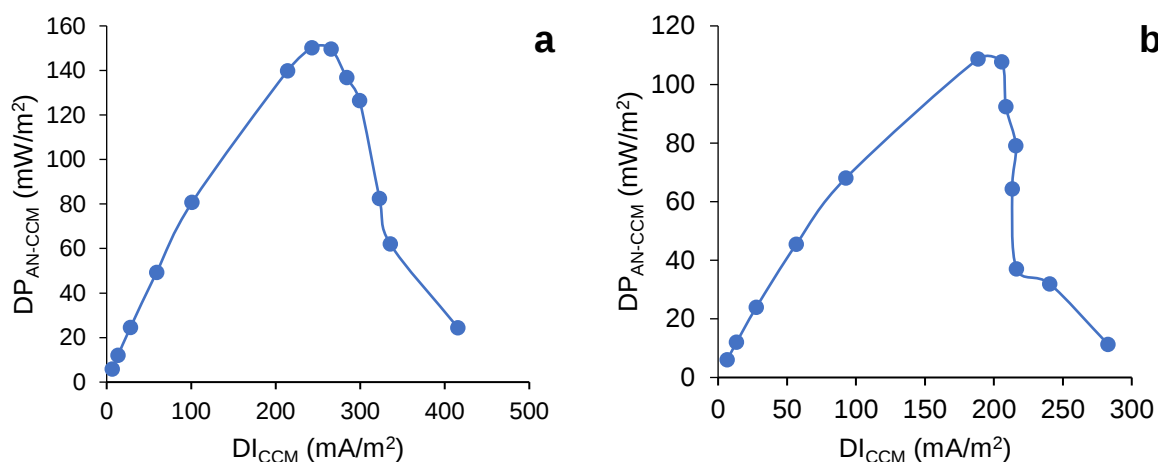


Figura 22. Curvas de potencia vs densidad de corriente de la (a) CCM1-14 g/L y la (b) CCM2-7 g/L durante el ciclo 3 de operación.

5.4.2 Espectroscopía de Impedancia Electroquímica

Cuando se presenta el caso en que las curvas de polarización no presentan un comportamiento lineal como es el caso de este estudio, y como consecuencia una resistencia interna independiente de la corriente no puede ser determinada directamente, es posible aplicar



espectroscopia de impedancia electroquímica (EIS por sus siglas en inglés). Una de las representaciones gráficas estándar usadas en la EIS es el diagrama de Nyquist: un gráfico complejo que describe la parte real de la impedancia ($\text{Re}Z$) contra la parte imaginaria negativa ($-\text{Im}Z$) de la misma (Dominguez-Benetton *et al.*, 2012). Dicho diagrama se usó para determinar las resistencias internas de las CCM en este estudio y se puede observar en la Figura 23. Las mediciones fueron tomadas usando la celda completa, integrando las contribuciones de todos los componentes de la CCM (ánodo, cátodo, anolito, catolito y membrana) los días 1, 37 y 189.

Las fuentes de resistencia interna más comunes en la cámara anódica son: la resistencia óhmica, la resistencia a la transferencia de carga y la resistencia por el proceso de difusión, las cuales pueden identificarse por medio del diagrama de Nyquist (Brunschweiler *et al.*, 2020; Ramasamy *et al.*, 2008; Sindhuja *et al.*, 2019). En la Figura 23b se puede identificar el intercepto con el eje $\text{Re}Z$ de las curvas de Nyquist en el área de alta frecuencia, el cual corresponde a la resistencia óhmica. Dicha resistencia fue de aproximadamente $12 \Omega \cdot \text{cm}^2$ en el arranque (día 1) para ambas CCM, posteriormente en el día 37 disminuyó a $\sim 7.3 \Omega \cdot \text{cm}^2$ en la CCM1-14 g/L y a $\sim 7.0 \Omega \cdot \text{cm}^2$ en la CCM2-7 g/L, para después en el día 189 incrementar ligeramente (~ 0.2 - $0.6 \Omega \cdot \text{cm}^2$). La baja resistencia óhmica obtenida en este trabajo (7 - $8 \Omega \cdot \text{cm}^2$) y la poca variación que se presentó entre los diferentes tiempos evaluados confirmó el hecho de que en este estudio dicha resistencia es independiente del tiempo y es determinada principalmente por la configuración de las CCM y el tipo de sustrato utilizado (You *et al.*, 2009), en este caso la alta conductividad eléctrica del nejayote (6.63 mS/cm) y el tener dos biocátodos son factores positivos.

El diámetro del arco semicircular del diagrama de Nyquist refleja cualitativamente la resistencia de transferencia de carga principalmente la causada por el material del electrodo (Brunschweiler *et al.*, 2020; Ramasamy *et al.*, 2008; Sindhuja *et al.*, 2019; You *et al.*, 2009). En este estudio, en lo referente a la resistencia de transferencia de carga la diferencia más grande se encontró en el día 1 ($2 \Omega \cdot \text{cm}^2$) donde se observó un semicírculo formado (Figura 23a), mientras que en las lecturas tomadas en el día 37 y 189 de ambas CCM las resistencias obtenidas fueron menores a $1 \Omega \cdot \text{cm}^2$ y solo se observaron pequeñas partes de semicírculo. Lo anterior puede explicarse debido al crecimiento de la biopelícula en la superficie del ánodo que influyó en la disminución de la resistencia del electrodo reduciendo a la vez la barrera de activación e impulsando la producción de potencia (Sindhuja *et al.*, 2019). Por otro lado, la diferencia mínima presentada en ambas CCM entre el día 37 y 189 (Tabla 14) se debió posiblemente al hecho de que ya se había formado una biopelícula enriquecida para el día 37



Por último, las pérdidas por el proceso de difusión son representadas por la línea recta que se extiende después del semicírculo (Figura 23a) del diagrama de Nyquist (Sindhuja *et al.*, 2019). En este caso, se observó una disminución del valor del día 1 al valor obtenido en el día 37 en ambas CCM la cual pudo ser posible debido al aumento en la transferencia de especies químicas al electrodo por obra de las bacterias presentes en la biopelícula formada en el mismo. Posteriormente, las pérdidas por difusión aumentaron en las dos CCM para el día 189 como se observa en la Tabla 14, dicho aumento pudo haber sido causado por un sobrepotencial ocasionado por el ensuciamiento u obstrucción de los electrodos por una excesiva cantidad de biopelícula (Brunschweiler *et al.*, 2020).

En la Tabla 14 se observa que la CCM1-14 g/L mostró una mayor resistencia óhmica pero menores resistencias por transferencia de carga y por difusión que la CCM2-7 g/L en el día 37 de operación, dando como resultado de la suma una menor resistencia interna por parte de la CCM1-14 g/L. En el día 189, aunque aumentaron las resistencias óhmica y por difusión disminuyó la resistencia por transferencia de carga en ambas CCM, sumando las resistencias la CCM2-7 g/L nuevamente tuvo una mayor resistencia interna que la CCM1-14 g/L.

Tabla 14. Resumen de la información (composición de resistencia interna de la CCM) obtenida a partir de los estudios de EIS realizados a la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L usando el diagrama de Nyquist los días 1, 37 y 189.

	R óhmica (Ω)	R transferencia de carga (Ω)	R proceso de difusión (Ω)
CCM día 1	12.0	2.0	8.0
CCM1-14 g/L día 37	7.3	0.9	2.5
CCM2- 7 g/L día 37	7.0	1.0	3.7
CCM1-14 g/L día 189	7.9	0.65	8.3
CCM2-7 g/L día 189	7.2	0.9	12.4



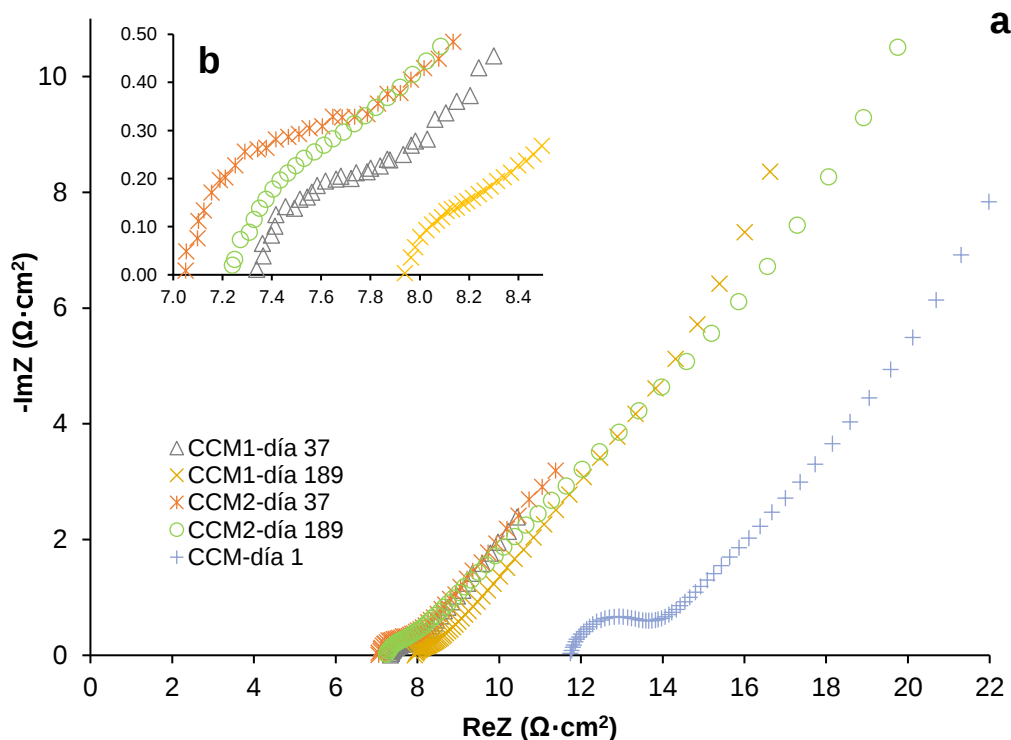


Figura 23. Diagrama de Nyquist de CCM1-14/L y CCM2-7 g/L para celda completa usando como electrodo de trabajo el ánodo y como contraelectrodo el cátodo en el día 1, 37 y 189 de operación. (a) Rango de frecuencia completo y (b) ampliación del rango de frecuencias altas.

5.4.3 Voltamperometría cíclica

El voltamperograma de todos los reactores (Figura 24) presentó una forma sigmoidea (en forma de S), lo que indicó que se llevó a cabo una reacción redox en el escaneo hacia adelante y hacia atrás (Arkatar *et al.*, 2019). También se observó que las corrientes de oxidación fueron más altas que las de reducción para los ánodos de ambas CCM, en cambio, en el ánodo sin biopelícula ambas corrientes fueron inferiores y similares entre sí. Lo anterior puede atribuirse a la reacción de oxidación del sustrato en la cámara anódica. También, fue posible identificar dos procesos redox asociados con la presencia de bacterias electrogénicas adheridas al electrodo en ambas CCM: una onda anódica alrededor de 0.20 V y una onda catódica en -aproximadamente -0.15 V. A la vez, se observó que la CCM1-14 g/L tuvo una mayor actividad de transporte de electrones y un mejor desarrollo de la biopelícula que la CCM2-7 g/L, por medio de la comparación de la amplitud de la línea de la CCM1-14 g/L que va del punto I_a (intensidad de corriente anódica) al punto I_c (intensidad de corriente catódica) y la de la CCM2-7 g/L que va del punto $I'a$ a $I'c$, siendo la primera de mayor tamaño. Por otro lado, no se observó transporte



de electrones sobre la superficie del electrodo en el ánodo sin biopelícula, lo cual demostró que se desarrollaron biopelículas electrogénicas sobre los electrodos de las 2 CCM durante la operación del sistema.

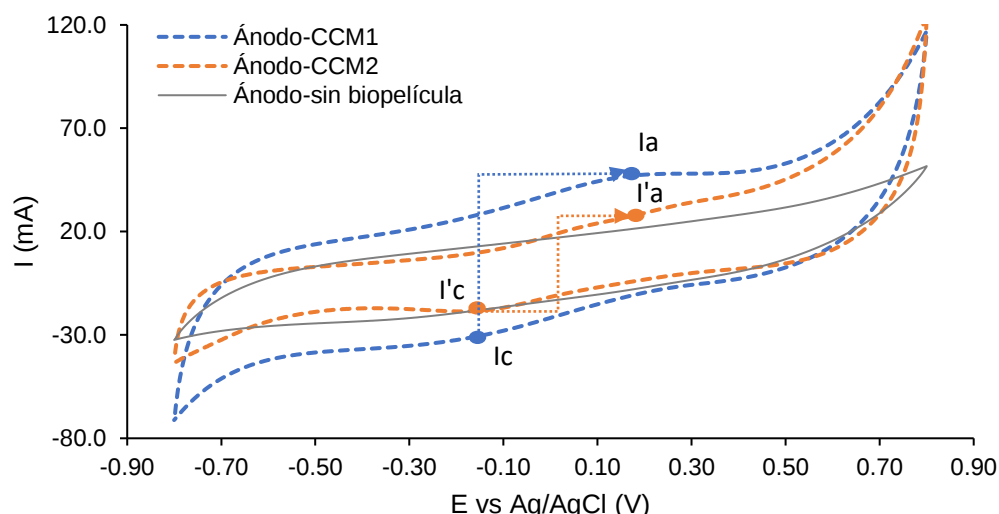


Figura 24. Perfiles de voltamperometría cíclica de los ánodos de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L generados durante el ciclo 14 de operación a una velocidad de barrido de 10 mV/S.

En la Figura 25 se presentan los *perfiles de voltamperometría cíclica* de los cátodos de ambas CCM donde se observó que una corriente catódica notoria comenzó a desarrollarse alrededor de -0.3 V en los cuatro biocátodos, no observable en el biocátodo sin biopelícula, dicha corriente se encontró mayormente desplazada a potenciales negativos en el caso del biocátodo 1 de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L lo que indicó una mayor obstaculización para la reducción directa del oxígeno en el electrodo, por el contrario, el biocátodo 2 de la CCM2-7 g/L es el que se encontró más desplazado a potenciales positivos lo que indicó que la biopelícula adherida en el electrodo aumentó la actividad catalítica hacia la reducción del oxígeno y esto se confirma con la cantidad de SSV desarrollados sobre la superficie del cátodo la cual fue mayor que en el resto de los biocátodos. Las biopelículas desarrolladas en los biocátodos de las dos celdas mostraron una actividad biocatalítica para las reacciones de reducción del oxígeno, por lo que fue posible generar potenciales catódicos sin el uso de metales preciosos tales como el platino u otros metales de transición ocupados comúnmente en este tipo de sistema bioelectroquímico (Ghasemi *et al.*, 2021; Jin *et al.*, 2020).

Los voltamperogramas de los biocátodos 1 y 2 de la CCM1-14 g/L (a) y la CCM2-7 g/L (b) presentaron un patrón muy similar al reportado por Ramanaiah *et al.* (2021) en el biocátodo de una CCM de doble cámara sin inóculo que fue atribuido al material carbonáceo del electrodo



y asociado a las reacciones redox propias de la interacción de la superficie del electrodo con la solución acuosa, la onda anódica presentada en los voltamperogramas de la Figura 25 alrededor de 0.10 V también coincide con la presentada en el mismo estudio (0.15 V), sin embargo, no es el caso de la onda catódica ubicada en aproximadamente -0.5 V, la cual coincide con la presentada en el voltamperograma del biocátodo con biopelícula activa del mismo experimento, la cual es atribuida a la reducción del oxígeno y las especies oxigenadas en la solución.

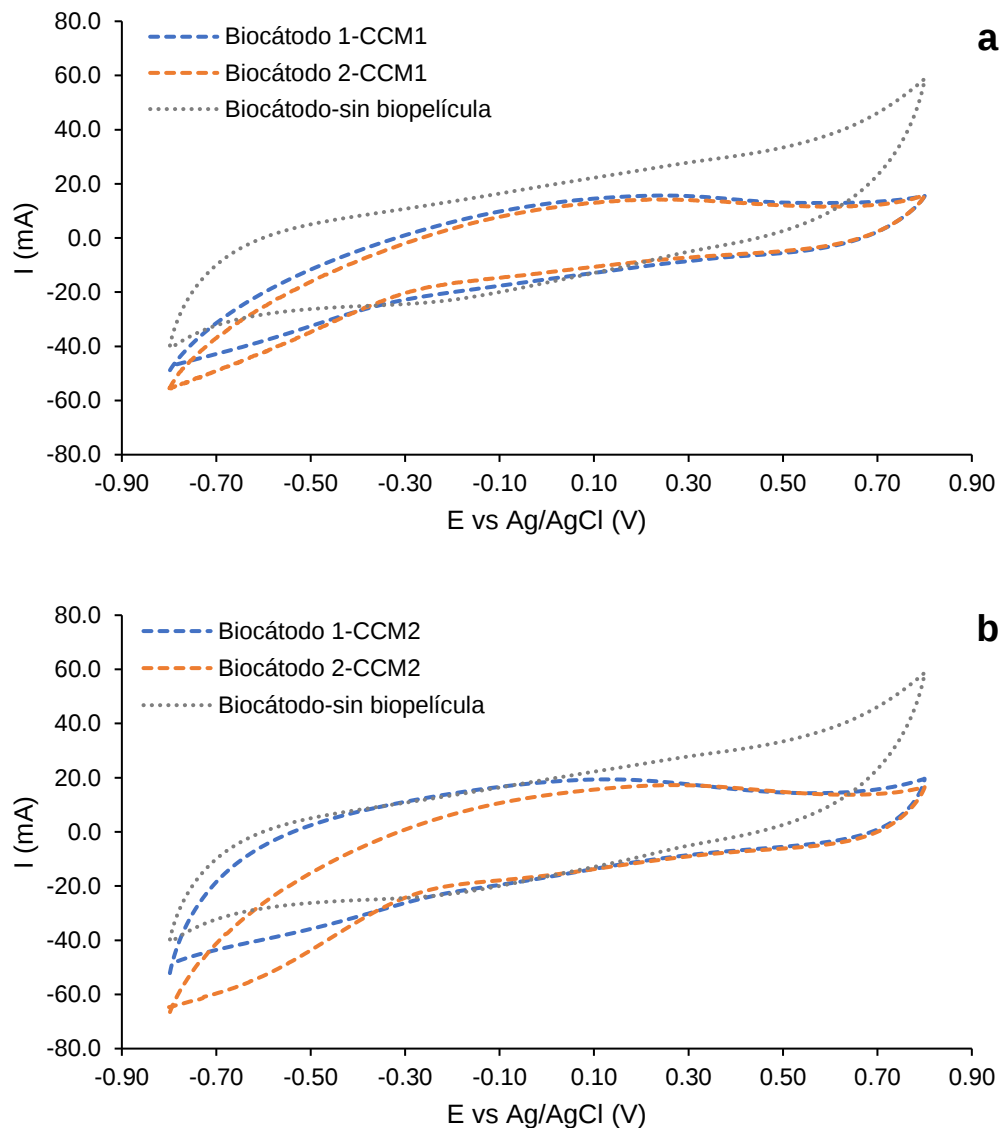


Figura 25. Perfiles de voltamperometría cíclica de los cátodos 1 y 2 de la (a) CCM1-14 g/L y la (b) CCM2-7 g/L generados durante el ciclo 14 de operación a una velocidad de barrido de 10 mv/S.



5.5 Cuantificación de la biopelícula

En la Tabla 15 se muestran los SSV por área superficial de los electrodos obtenidos a partir de las biopelículas retiradas de las cámaras anódicas y catódicas de ambas CCM. En el ánodo de la CCM1-14 g/L “A1” (Figura 26a) se formó una biopelícula de 6.4 g SSV/m² mayor que la de la CCM2-7 g/L “A2” (Figura 26c) de 5.6 g SSV/m² lo cual corresponde a 12.5 % menos SSV en el ánodo.

Tabla 15. SSV por unidad de área del electrodo obtenidos de la biopelícula desprendida del ánodo y los cátodos de la CCM1-14 g/L y la CCM2-7 g/L al término del ciclo 14 de operación.

CCM1-14 g/L			CCM2-7 g/L		
A1	C1	C2	A2	C1	C2
6.4	0.55	0.46	5.6	0.37	0.79
g SSV/m ²	g SSV/m ²	g SSV/m ²	g SSV/m ²	g SSV/m ²	g SSV/m ²

Respecto a los cátodos (Figuras 26b y 26d) los SSV registrados como biopelícula adherida a los electrodos se mantuvieron en un rango entre 0.3 y 0.8 g SSV/m², siendo los cátodos de la CCM2-7 g/L los que presentaron la mayor (C2=0.79 g SSV/m²) y menor (C1=0.37 g SSV/m²) biopelícula, en cambio, la CCM1-14 g/L presentó valores similares de SSV/m² en sus dos cátodos. La diferencia en la densidad de microorganismos por electrodo entre ánodos y cátodos radicó principalmente en la diferencia del tipo de inóculo utilizado y las condiciones ambientales de las cámaras que permitieron que se desarrollaran diferentes tipos y cantidad de microorganismos en ellas.

Algunos autores como Lee *et al.* (2019) establecen que mientras menor sea el porcentaje de relación SSV/SS mayor es la cantidad de sustancias inorgánicas adheridas al electrodo, promoviendo un aumento en la resistencia interna. En este estudio el porcentaje de relación fue de 79 % para la CCM1-14 g/L y 76 % para la CCM2-7 g/L, lo que indicó que la CCM2-7 g/L presentó una mayor resistencia interna lo cual se comprobó con los estudios de espectroscopia de impedancia electroquímica explicados anteriormente. Además, se ha reportado que cargas orgánicas mayores a 1 g DQO/L·d provocan que una mayor cantidad de sólidos suspendidos no-conductores provenientes del influente se adhieran en la biopelícula de los electrodos causando una disminución en la producción de energía por el aumento en la resistencia interna (Lee *et al.*, 2019; Samudro *et al.*, 2023). En base a lo anterior y los resultados obtenidos en este estudio se puede suponer que utilizar una mayor carga orgánica que la de CCM1-14 g/L (1 g DQO/L·d)



fomentará la formación de obstrucciones en el transporte de electrones, las especies oxidadas y las especies reducidas hacia el electrodo (Albarracin-Arias *et al.*, 2021). Por lo que, aumentar la concentración de DQO en la cámara anódica en una operación a largo plazo podría ocasionar una disminución en el rendimiento de la CCM por el aumento de la resistencia interna de la misma.

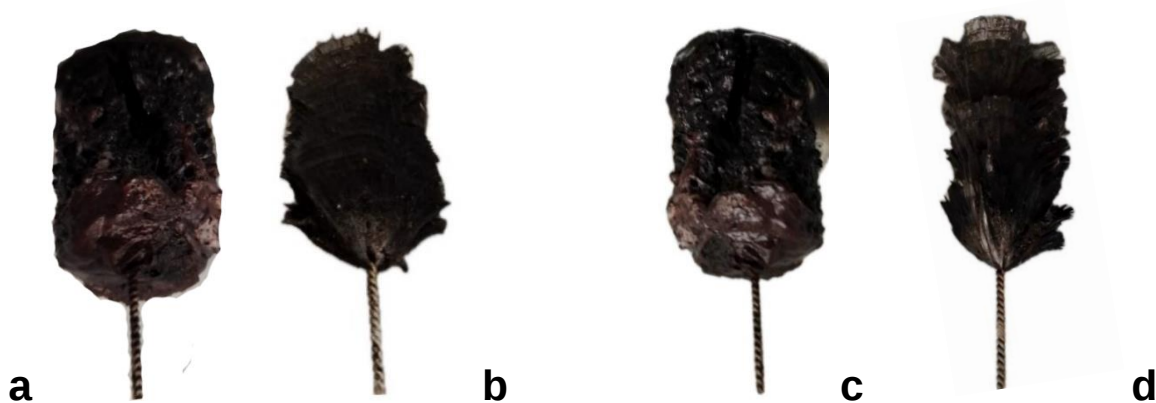


Figura 26. Cepillos de grafito usados como ánodos y cátodos después de 196 d de operación: (a) ánodo 1 de la CCM1-14 g/L, (b) cátodo 1 de la CCM1-14 g/L, (c) ánodo de la CCM2-7 g/L y (d) cátodo de la CCM2-7 g/L.



6. CONCLUSIONES

En este trabajo se investigó la producción de densidad de potencia y la degradación de la materia orgánica de dos CCM alimentadas con nejayote en concentraciones de 14 g/L (CCM1) y 7 g/L (CCM2), manejando cargas orgánicas de 1 y 0.5 g DQO/L·d. Con base en los resultados obtenidos se puede concluir que el tiempo de ciclo de operación de las CCM y la DQO en las cámaras anódicas influyen en el desempeño de la misma.

Los valores máximos del voltaje a circuito cerrado fueron de 1.02 V y 0.98 V y las densidades de potencia fueron de 1,102.84 mW/m³ y 992.73 mW/m³ para CCM1-14 g/L y CCM2-7 g/L, respectivamente, alcanzados en el día 147 de operación. El análisis estadístico de los resultados indicó que no hay diferencia significativa entre los voltajes y las densidades de potencia obtenidos en ambas CCM, dando como resultado una hipótesis nula (resultado de una prueba-t que se aplicó del ciclo 7 al 14).

Por otra parte, en la CCM1-14 g/L se observó una correlación moderadamente fuerte entre la tasa de remoción de DQO y la producción de voltaje resultando en *remociones altas y voltajes bajos*, mientras que en la CCM2-7 g/L la correlación producto de una regresión lineal fue relativamente débil. En lo que respecta a la eficiencia coulombica, el valor máximo registrado en la CCM1-14 g/L fue de 5 % y en la CCM2-7 g/L de 14 %, resultados significativamente diferentes como indicó la prueba-t.

Durante los primeros 6 ciclos de operación la remoción de DQO en ambas CCM fue mayor de 70%. A partir del ciclo 7 en la CCM1-14 g/L, con una carga orgánica de 1 g DQO/L·d, se obtuvo una remoción promedio de 50 %, mientras que, en la CCM2-7 g/L, con una carga orgánica de 0.5 g DQO/L·d, se obtuvo un 40 % de remoción. De acuerdo con la prueba t realizada, los dos valores no son significativamente diferentes.

El análisis estadístico de las tasas de remoción indicó que sí hay diferencia significativa entre los valores determinados en las CCM. En la CCM1-14 g/L la tasa de remoción promedio fue de 0.48 g DQO/L·d, mientras que en la CCM2-14 g/L fue de 0.24 g DQO/L·d, lo cual indicó que es posible remover el doble de materia orgánica en el mismo periodo de tiempo utilizando una carga orgánica de 1 g DQO/L·d (CCM1).

También, la remoción de los carbohidratos fue mayor que la de proteínas en la mayor parte de los ciclos, con un promedio de remoción del 70 % y 50 %, respectivamente. Para el caso de los SSV se alcanzó un valor máximo de remoción del 93 % en los primeros 6 ciclos y un promedio del 50 % del ciclo 7 al 14 para ambas CCM.





Se determinó que la resistencia interna de la CCM1-14 g/L fue menor que la de la CCM2-7 g/L a través de las curvas de polarización y la espectroscopia de impedancia electroquímica, al mismo tiempo la voltamperometría cíclica corroboró una mayor transferencia de electrones en la primera celda y consecuentemente una biopelícula más robusta de 6.4 g SSV/m² que la de la CCM2-7 g/L de 5.6 g SSV/m², lo cual indicó una mayor cantidad de biomasa activa.

En un periodo largo de operación de más de 84 d la CCM1 con una concentración de 14 g DQO/L de nejayote y una carga orgánica de 1 g DQO/L·d fue considerada la mejor, ya que, obtuvo una mayor remoción de DQO en el anolito, presentó una menor resistencia interna, una mayor actividad electrogénica en el ánodo y una mayor biopelícula, a pesar de que produjo la misma densidad de potencia que la CCM2, además, cabe hacer notar que esta última operó con una concentración de 7 g DQO/L de nejayote y una carga orgánica de 0.5 g DQO/L·d, 50 % menos que la CCM1.



7. ANEXOS

7.1 Análisis estadístico aplicado a las variables de remoción y tasa de remoción de DQO

Para determinar si existía diferencia significativa entre las remociones y tasas de remoción de las dos CCM se realizó una comparación de medias mediante una prueba t de Student para muestras independientes con un nivel de confianza del 95 % para cada variable de manera independiente.

7.1.1 Comparación de dos muestras RDQO-CCM1 y RDQO-CCM2

El StatAdvisor

Este procedimiento está diseñado para comparar dos muestras de datos. Calculará varias estadísticas y gráficas para cada muestra, y ejecutará varias pruebas para determinar si hay diferencias estadísticamente significativas entre las dos muestras.

Resumen estadístico

	RDQO-CCM1	RDQO-CCM2
Recuento	8	8
Promedio	0.4525	0.4175
Desviación Estándar	0.0631891	0.121391
Coeficiente de Variación	13.9644%	29.0756%
Mínimo	0.35	0.23
Máximo	0.51	0.56
Rango	0.16	0.33
Sesgo Estandarizado	-1.23242	-0.429643
Curtosis Estandarizada	-0.246356	-0.762839

El StatAdvisor

Esta tabla contiene el resumen estadístico para las dos muestras de datos. De particular interés son el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada que pueden usarse para comparar si las muestras provienen de distribuciones normales. Valores de estos estadísticos fuera del rango de -2 a +2 indican desviaciones significativas de la normalidad, lo que tendería a invalidar las pruebas que comparan las desviaciones estándar. En este caso, ambos valores de sesgo



estandarizado se encuentran dentro del rango esperado. Ambas curtosis estandarizadas se encuentran dentro del rango esperado.

Comparación de desviaciones estándar

	RDQO-CCM1	RDQO-CCM2
Desviación Estándar	0.0631891	0.121391
Varianza	0.00399286	0.0147357
Gl	7	7

Prueba-F para comparar desviaciones estándar

Hipótesis Nula: $\sigma_1 = \sigma_2$

Hipótesis Alt.: $\sigma_1 \neq \sigma_2$

F = 0.270965 valor-P = **0.106341**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.

El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-F para comparar las varianzas de las dos muestras y evaluar una hipótesis específica acerca de las desviaciones estándar de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si el cociente de las desviaciones estándar es igual a 1.0 versus la hipótesis alternativa de que el cociente no es igual a 1.0. Puesto que el valor-P calculado no es menor que 0.05, no se puede rechazar la hipótesis nula.

NOTA. Las pruebas-F y los intervalos de confianza mostrados aquí dependen de que las muestras hayan provenido de distribuciones normales.

Comparación de medias

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\mu_1 = \mu_2$

Hipótesis Alt.: $\mu_1 \neq \mu_2$

suponiendo varianzas iguales: t = 0.72337 valor-P = **0.481365**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.



El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-t para comparar las medias de las dos muestras y evaluar hipótesis específicas acerca de la diferencia entre las medias de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si la diferencia entre las dos medias es igual a 0.0 versus la hipótesis alterna de que la diferencia no es igual a 0.0. Puesto que el valor-P calculado no es menor que 0.05, no se puede rechazar la hipótesis nula.

NOTA. Estos resultados asumen que las varianzas de las dos muestras son iguales. En este caso, esa suposición parece razonable, con base en los resultados de la prueba-F para comparar las desviaciones estándar.

7.1.2 Comparación de dos muestras TRDQO-CCM1 y TRDQO-CCM2

El StatAdvisor

Este procedimiento está diseñado para comparar dos muestras de datos. Calculará varias estadísticas y gráficas para cada muestra, y ejecutará varias pruebas para determinar si hay diferencias estadísticamente significativas entre las dos muestras.

Resumen estadístico

	TRDQO-CCM1	TRDQO-CCM2
Recuento	8	8
Promedio	0.4525	0.21
Desviación Estándar	0.0631891	0.0595219
Coeficiente de Variación	13.9644%	28.3438%
Mínimo	0.35	0.12
Máximo	0.51	0.28
Rango	0.16	0.16
Sesgo Estandarizado	-1.23242	-0.456829
Curtosis Estandarizada	-0.246356	-0.865274

El StatAdvisor

Esta tabla contiene el resumen estadístico para las dos muestras de datos. De particular interés son el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada que pueden usarse para comparar si las muestras provienen de distribuciones normales. Valores de estos estadísticos fuera del



rango de -2 a +2 indican desviaciones significativas de la normalidad, lo que tendería a invalidar las pruebas que comparan las desviaciones estándar. En este caso, ambos valores de sesgo estandarizado se encuentran dentro del rango esperado. Ambas curtosis estandarizadas se encuentran dentro del rango esperado.

Comparación de desviaciones estándar

	TRDQO-CCM1	TRDQO-CCM2
Desviación Estándar	0.0631891	0.0595219
Varianza	0.00399286	0.00354286
Gl	7	7

Prueba-F para comparar desviaciones estándar

Hipótesis Nula: $\sigma_1 = \sigma_2$

Hipótesis Alt.: $\sigma_1 \neq \sigma_2$

F = 1.12702 valor-P = **0.87871**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.

El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-F para comparar las varianzas de las dos muestras y evaluar una hipótesis específica acerca de las desviaciones estándar de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si el cociente de las desviaciones estándar es igual a 1.0 versus la hipótesis alternativa de que el cociente no es igual a 1.0. Puesto que el valor-P calculado no es menor que 0.05, no se puede rechazar la hipótesis nula.

NOTA. Las pruebas-F y los intervalos de confianza mostrados aquí dependen de que las muestras hayan provenido de distribuciones normales.

Comparación de medias

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\mu_1 = \mu_2$

Hipótesis Alt.: $\mu_1 \neq \mu_2$

suponiendo varianzas iguales: t = 7.90123 valor-P = **0.00000158207**

Se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.





El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-t para comparar las medias de las dos muestras y evaluar hipótesis específicas acerca de la diferencia entre las medias de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si la diferencia entre las dos medias es igual a 0.0 versus la hipótesis alterna de que la diferencia no es igual a 0.0. Puesto que el valor-P calculado es menor que 0.05, se puede rechazar la hipótesis nula en favor de la alterna.

NOTA. Estos resultados asumen que las varianzas de las dos muestras son iguales. En este caso, esa suposición parece razonable, con base en los resultados de la prueba-F para comparar las desviaciones estándar.



7.2 Código de Arduino

Para el registro de los datos de voltaje por hora de ambas CCM se ejecutó el código descrito a continuación mediante el software de acceso libre Arduino IDE 1.8.18.

```
#include <Adafruit_Sensor.h>
#include <DHT.h>
#include <DHT_U.h>
```

```
const int entrada = A0;
const int entrada2 = A1;
const int entrada3= A2;
const int entrada4= A3;
const int entrada5= A5;
const int entrada6 = A8;
const int entrada7 = A10;
const int entrada8= A11;
const int entrada9= A12;
const int entrada10= A13;
```

```
int R1= 0;
int R2= 0;
int R3= 0;
int R4= 0;
int R5= 0;
int R6= 0;
int R7= 0;
int R8= 0;
int R9= 0;
int R10= 0;
```

```
float PotencialR1 = 0;
float PotencialR2= 0;
float PotencialR3= 0;
float PotencialR4= 0;
float PotencialR5= 0;
float PotencialR6 = 0;
float PotencialR7= 0;
float PotencialR8= 0;
float PotencialR9= 0;
float PotencialR10= 0;
```

```
int SENSOR = 3;
int TEMPERATURA;
```

```
void setup() {
  pinMode(entrada, INPUT);
  Serial.begin(9600);
  dht.begin();
}
```





```
void loop() {  
  TEMPERATURA=dht.readTemperature();  
  Serial.print("Temperatura: ");  
  Serial.println(TEMPERATURA);
```

```
  R1 = analogRead(entrada);  
  PotencialR1 = ((R1 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R1 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR1,5);  
  delay(1);
```

```
  R2 = analogRead(entrada2);  
  PotencialR2 = ((R2 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R2 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR2,5);  
  delay(1);
```

```
  R3 = analogRead(entrada3);  
  PotencialR3 = ((R3 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R3 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR3,5);  
  delay(1);
```

```
  R4 = analogRead(entrada4);  
  PotencialR4 = ((R4 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R4 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR4,5);  
  delay(1);
```

```
  R5 = analogRead(entrada5);  
  PotencialR5 = ((R5 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R5 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR5,5);  
  delay(1);
```

```
  R6 = analogRead(entrada6);  
  PotencialR6 = ((R6 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R6 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR6,5);  
  delay(1);
```

```
  R7 = analogRead(entrada7);  
  PotencialR7 = ((R7 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R7 (V)= ");  
  Serial.println(PotencialR7,5);  
  delay(1);
```

```
  R8 = analogRead(entrada8);  
  PotencialR8 = ((R8 * 5.0151) / 1024.0);  
  Serial.print("R8 (V)= ");
```





```
Serial.println(PotencialR8,5);  
delay(1);
```

```
R9 = analogRead(entrada9);  
PotencialR9 = ((R9 * 5.0151) / 1024.0);  
Serial.print("R9 (V)= ");  
Serial.println(PotencialR9,5);  
delay(1);
```

```
R10 = analogRead(entrada10);  
PotencialR10 = ((R10 * 5.0151) / 1024.0);  
Serial.print("R10 (V)= ");  
Serial.println(PotencialR10,5);  
delay(3600000);
```

```
}
```

¹**5.015:** factor obtenido de <https://startingelectronics.org/articles/arduino/measuring-voltage-with-arduino/>



7.3 Análisis estadístico aplicado a las variables de tasa de remoción de DQO y voltaje promedio por ciclo

Para determinar si existía una relación significativa entre TRDQO y la producción de voltaje de las CCM se determinó el coeficiente de correlación entre ambos parámetros por medio de una regresión simple mínimo cuadrática, específicamente, una regresión lineal.

➤ Regresión simple Voltaje vs TRDQO de CCM1

Variable dependiente: Voltaje-CCM1

Variable independiente: TRDQO-CCM1

Lineal: $Y = a + b \cdot X$

Número de observaciones: 14

Coeficientes

	<i>Mínimos Cuadrados</i>	<i>Estándar</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Intercepto	1.0748	0.162548	6.61219	0.0000
Pendiente	-0.806048	0.326747	-2.46688	0.0297

Análisis de varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	0.111458	1	0.111458	6.09	0.0297
Residuo	0.219784	12	0.0183153		
Total (Corr.)	0.331242	13			

Coeficiente de Correlación = -0.580074

R-cuadrada = 33.6485 %

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 28.1193 %

El StatAdvisor

La ecuación del modelo ajustado es: Voltaje-CCM1 = 1.0748-0.806048*TRDQO-CCM1

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0.05, existe una relación estadísticamente significativa entre Voltaje-CCM1 y TRDQO-CCM1 con un nivel de confianza del 95.0%. El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 33.6485% de la



variabilidad en Voltaje-CCM1. El coeficiente de correlación es igual a -0.580074, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

➤ **Regresión simple Voltaje vs TRDQO de CCM1**

Variable dependiente: Voltaje-CCM2

Variable independiente: TRDQO-CCM2

Lineal: $Y = a + b \cdot X$

Número de observaciones: 14

Coeficientes

	<i>Mínimos Cuadrados</i>	<i>Estándar</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Intercepto	0.807244	0.0745941	10.8218	0.0000
Pendiente	-0.317776	0.299232	-1.06197	0.3092

Análisis de varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	0.00834976	1	0.00834976	1.13	0.3092
Residuo	0.0888442	12	0.00740368		
Total (Corr.)	0.097194	13			

Coeficiente de Correlación = -0.293101

R-cuadrada = 8.59082 %

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 0.973388 %

El StatAdvisor

La ecuación del modelo ajustado es Voltaje-CCM2 = 0.807244-0.317776*TRDQO-CCM2

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es mayor o igual a 0.05, no hay una relación estadísticamente significativa entre Voltaje-CCM2 y TRDQO-CCM2 con un nivel de confianza del 95.0% o más. El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 8.59082% de la variabilidad en V-CCM2. El coeficiente de correlación es igual a -0.293101, indicando una relación relativamente débil entre las variables.



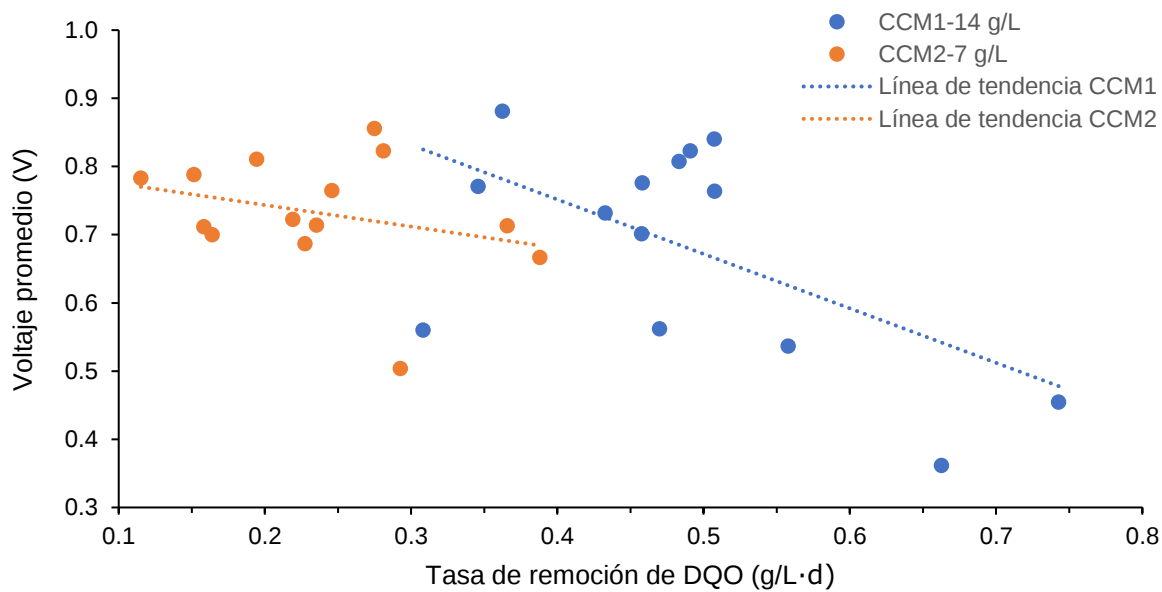


Figura 1. Gráfico del modelo ajustado



7.4 Análisis estadístico aplicado a la variable de densidad de potencia volumétrica

Para determinar si existía diferencia significativa entre la producción de densidad de potencia de las dos CCM se realizó una identificación de valores atípicos previa a la comparación de medias mediante una prueba t para muestras independientes con un nivel de confianza del 95 %.

7.4.1 Identificación de valores atípicos

➤ CCM1

56 valores con rango desde 415.028 a 1102.85

Número de valores actualmente excluidos: 0

		Valores Estudentizados	Valores Estudentizados	Modificados
Fila	Valor	Sin Supresión	Con Supresión	Valor-Z DAM
2	415.028	-2.14683	-2.26467	-3.19313
56	430.068	-2.02381	-2.12389	-3.01704
3	456.323	-1.80906	-1.88306	-2.70965
36	468.31	-1.71101	-1.77498	-2.56931
1	474.344	-1.66166	-1.72098	-2.49866
...				
47	837.937	1.31234	1.34562	1.75826
49	855.346	1.45474	1.49728	1.96209
30	855.922	1.45945	1.50233	1.96883
48	862.231	1.51105	1.55775	2.0427
29	1102.85	3.47919	3.98485	4.85985

Prueba de Grubbs' (asume normalidad)

Estadístico de prueba = 3.47919

Valor-P = 0.012822

El StatAdvisor

Los valores Estudentizados miden a cuántas desviaciones estándar se encuentra cada valor de la media muestral de 677.494. El valor más extremo se encuentra en la fila 29, el cual es 3.47919 desviaciones estándar de la media. Puesto que el valor-P para la prueba de Grubb es menor que 0.05, ese valor es un aberrante significativo con un nivel de significancia del



5.0 %, asumiendo que todos los demás valores siguen una distribución normal. Valores de las calificaciones modificadas mayores que 3.5 en valor absoluto, de las cuales hay 1, bien podrían ser observaciones aberrantes.

➤ **CCM2**

56 valores con rango desde 148.349 a 992.729

Número de valores actualmente excluidos: 0

		Valores Estudentizados	Valores Estudentizados	Modificados
Fila	Valor	Sin Supresión	Con Supresión	Valor-Z DAM
50	148.349	-3.23962	-3.64121	-3.13243
13	352.443	-1.84285	-1.92058	-1.84561
15	408.438	-1.45964	-1.50253	-1.49256
35	410.857	-1.44308	-1.4848	-1.4773
16	414.224	-1.42004	-1.46017	-1.45608
...				
4	780.595	1.08732	1.10918	0.853917
49	788.892	1.1441	1.16851	0.90623
46	789.876	1.15083	1.17556	0.912434
48	803.553	1.24444	1.27388	0.998669
29	992.729	2.53911	2.72974	2.19144

Prueba de Grubbs' (asume normalidad)

Estadístico de prueba = 3.23962

Valor-P = 0.0377329

El StatAdvisor

Los valores Estudentizados miden a cuántas desviaciones estándar se encuentra cada valor de la media muestral de 621.718. El valor más extremo se encuentra en la fila 50, el cual es 3.23962 desviaciones estándar de la media. Puesto que el valor-P para la prueba de Grubb es menor que 0.05, ese valor es un aberrante significativo con un nivel de significancia del 5.0 %, asumiendo que todos los demás valores siguen una distribución normal. Valores de las calificaciones modificadas mayores que 3.5 en valor absoluto, de las cuales hay 0, bien podrían ser observaciones aberrantes.



7.4.2 Comparación de dos muestras DPv-CCM1 y DPv-CCM2

El StatAdvisor

Este procedimiento está diseñado para comparar dos muestras de datos. Calculará varias estadísticas y gráficas para cada muestra, y ejecutará varias pruebas para determinar si hay diferencias estadísticamente significativas entre las dos muestras.

Resumen estadístico

	DPv-CCM1	DPv-CCM1
Recuento	55	55
Promedio	669.76	630.325
Desviación Estándar	108.684	132.367
Coeficiente de Variación	16.2273 %	20.9998 %
Mínimo	415.028	352.443
Máximo	862.231	992.729
Rango	447.203	640.286
Sesgo Estandarizado	-1.52426	0.110816
Curtosis Estandarizada	-0.0730046	-0.544332

El StatAdvisor

Esta tabla contiene el resumen estadístico para las dos muestras de datos. De particular interés son el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada que pueden usarse para comparar si las muestras provienen de distribuciones normales. Valores de estos estadísticos fuera del rango de -2 a +2 indican desviaciones significativas de la normalidad, lo que tendería a invalidar las pruebas que comparan las desviaciones estándar. En este caso, ambos valores de sesgo estandarizado se encuentran dentro del rango esperado. Ambas curtosis estandarizadas se encuentran dentro del rango esperado.

Comparación de desviaciones estándar

	DPv-CCM1	DPv-CCM2
Desviación Estándar	108.684	132.367
Varianza	11812.2	17521.0
Gl	54	54





Prueba-F para comparar desviaciones estándar

Hipótesis Nula: $\sigma_1 = \sigma_2$

Hipótesis Alt.: $\sigma_1 \neq \sigma_2$

F = 0.674176 valor-P = **0.150628**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.

El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-F para comparar las varianzas de las dos muestras y evaluar una hipótesis específica acerca de las desviaciones estándar de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si el cociente de las desviaciones estándar es igual a 1.0 versus la hipótesis alternativa de que el cociente no es igual a 1.0. Puesto que el valor-P calculado no es menor que 0.05, no se puede rechazar la hipótesis nula.

NOTA. Las pruebas-F y los intervalos de confianza mostrados aquí dependen de que las muestras hayan provenido de distribuciones normales.

Comparación de medias

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\mu_1 = \mu_2$

Hipótesis Alt.: $\mu_1 \neq \mu_2$

suponiendo varianzas iguales: t = 1.7076 valor-P = **0.090583**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.

El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-t para comparar las medias de las dos muestras y evaluar hipótesis específicas acerca de la diferencia entre las medias de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si la diferencia entre las dos medias es igual a 0.0 versus la hipótesis alterna de que la diferencia no es igual a 0.0. Puesto que el valor-P calculado no es menor que 0.05, no se puede rechazar la hipótesis nula.





NOTA. Estos resultados asumen que las varianzas de las dos muestras son iguales. En este caso, esa suposición parece razonable, con base en los resultados de la prueba-F para comparar las desviaciones estándar.



7.5 Análisis estadístico aplicado a la variable de eficiencia coulóbica

Para determinar si existía diferencia significativa entre las EC de las dos CCM se realizó una comparación de medias mediante una prueba t de Student para muestras independientes con un nivel de confianza del 95 %.

El StatAdvisor

Este procedimiento está diseñado para comparar dos muestras de datos. Calculará varias estadísticas y gráficas para cada muestra, y ejecutará varias pruebas para determinar si hay diferencias estadísticamente significativas entre las dos muestras

Resumen estadístico

	EC CCM1	EC CCM2
Recuento	8	8
Promedio	0.0265	0.034625
Desviación Estándar	0.00444008	0.00866747
Coeficiente de Variación	16.755%	25.0324%
Mínimo	0.021	0.025
Máximo	0.034	0.052
Rango	0.013	0.027
Sesgo Estandarizado	0.603045	1.32782
Curtosis Estandarizada	-0.308648	0.834929

El StatAdvisor

Esta tabla contiene el resumen estadístico para las dos muestras de datos. De particular interés son el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada que pueden usarse para comparar si las muestras provienen de distribuciones normales. Valores de estos estadísticos fuera del rango de -2 a +2 indican desviaciones significativas de la normalidad, lo que tendería a invalidar las pruebas que comparan las desviaciones estándar. En este caso, ambos valores de sesgo estandarizado se encuentran dentro del rango esperado. Ambas curtosis estandarizadas se encuentran dentro del rango esperado.



Comparación de desviaciones estándar

	EC CCM1	EC CCM2
Desviación Estándar	0.004444008	0.00866747
Varianza	0.0000197143	0.000075125
Gl	7	7

Prueba-F para comparar desviaciones estándar

Hipótesis Nula: $\sigma_1 = \sigma_2$

Hipótesis Alt.: $\sigma_1 \neq \sigma_2$

F = 0.26242 valor-P = 0.0985205

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.

El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-F para comparar las varianzas de las dos muestras y evaluar una hipótesis específica acerca de las desviaciones estándar de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si el cociente de las desviaciones estándar es igual a 1.0 versus la hipótesis alternativa de que el cociente no es igual a 1.0. Puesto que el valor-P calculado no es menor que 0.05, no se puede rechazar la hipótesis nula.

NOTA. Las pruebas-F y los intervalos de confianza mostrados aquí dependen de que las muestras hayan provenido de distribuciones normales.

Comparación de Medias

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\mu_1 = \mu_2$

Hipótesis Alt.: $\mu_1 \neq \mu_2$

suponiendo varianzas iguales: t = -2.35979 valor-P = 0.033335

Se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0.05$.

El StatAdvisor

Esta opción ejecuta una prueba-t para comparar las medias de las dos muestras y evaluar hipótesis específicas acerca de la diferencia entre las medias de las poblaciones de las cuales provienen las dos muestras. En este caso, la prueba se ha construido para determinar si la





diferencia entre las dos medias es igual a 0.0 versus la hipótesis alterna de que la diferencia no es igual a 0.0. Puesto que el valor-P calculado es menor que 0.05, se puede rechazar la hipótesis nula en favor de la alterna.

NOTA. Estos resultados asumen que las varianzas de las dos muestras son iguales. En este caso, esa suposición parece razonable, con base en los resultados de la prueba-F para comparar las desviaciones estándar.



7.6 Determinación del área geométrica (equivalente-cilíndrico) y área superficial total del electrodo.

Las características de los cepillos de fibra de grafito usados durante la experimentación dadas por el fabricante se encuentran en la siguiente tabla.

	Unidad	Cepillo de fibra de grafito Mill Rose, USA.
Número de fibras (aprox.)	-	1,200,000
Diámetro de cada fibra	cm	0.00072
Diámetro del cepillo	cm	5
Longitud del cepillo	cm	9
Longitud total	cm	14

A partir de estos datos se obtuvo el área superficial (equivalente-cilíndrico) y el área superficial total de cada cepillo con base en lo reportado por Brunschweiler *et al.* (2020), como se explica a continuación.

$$A_{\text{geométrica}} = \pi * \text{diámetro de cepillo} * \text{longitud del cepillo}$$

$$A_{\text{geométrica}} = \pi * 5 \text{ cm} * 9 \text{ cm}$$

$$A_{\text{geométrica}} = 141.4 \text{ cm}^2 = 0.01414 \text{ m}^2$$

$$A_{\text{superficial total}} = \pi * \text{diámetro de fibra} * \text{diámetro del cepillo} * \text{número de fibras}$$

$$A_{\text{superficial total}} = \pi * 0.00072 \text{ cm} * 5 \text{ cm} * 1,200,000$$

$$A_{\text{superficial total}} = 13,571.68 \text{ cm}^2 = 1.36 \text{ m}^2$$





8.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. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4455-8>
- Allman, T. (23 de julio de 2020). The differences between batch, feed-batch and continuous processes. INFORS HT. <https://www.infors-ht.com/en/blog/the-difference-between-batch-fed-batch-and-continuous-processes/>.
- Albarracin-Arias, J. A., Yu, C., Maeda, T., Quintero, W. V. y Sánchez-Torres, V. (2021). Microbial community dynamics and electricity generation in MFCs inoculated with POME sludges and pure electrogenic culture. *International Journal Of Hydrogen Energy*, 46 (74), 36903-36916. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.08.218>
- Alvarado-Flores, J. (2013). Estudio comparativo de las diferentes tecnologías de celdas de combustible. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio*, 52(3), 105-117. <https://doi.org/10.3989/cyv.142013>
- American Public Health Association (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. Washington DC, USA.
- Arkatkar, A., Mungray, A. K. y Sharma, P. (2019). Effect of treatment on electron transfer mechanism in microbial fuel cell. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 45(2), 3843–3858. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1668878>
- Asefi, B., Li, S. L., Moreno, H. A., Sanchez-Torres, V., Hu, A., Li, J. y Yu, C. P. (2019). Characterization of electricity production and microbial community of food waste-fed microbial fuel cells. *Process Safety and Environmental Protection*, 125, 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.03.016>
- Asociación Mexicana de Normalización y Certificación, A.C. (2011). NMX-AA-030/2-SCFI-2011: *Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba - parte 2 - Determinación del índice de la demanda química de oxígeno – Método de tubo sellado a pequeña escala*. Recuperado de [<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166775/NMX-AA-030-2-SCFI-2011.pdf>] (Fecha de acceso: 01 de febrero de 2023).
- Asociación Mexicana de Normalización y Certificación, A.C. (2015). NMX-AA-034-SCFI-2015: *Análisis de Agua - Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba*. Recuperado de





[<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>]

(Fecha de acceso: 01 de febrero de 2023).

Asociación Mexicana de Normalización y Certificación, A.C. (2001). NMX-AA-036-SCFI-2001: *Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-036-1980)*. Recuperado de [<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166776/NMX-AA-036-SCFI-2001.pdf>] (Fecha de acceso: 01 de febrero de 2023).

Asociación Mexicana de Normalización y Certificación, A.C. (2001). NMX-AA-072-SCFI-2001: *Análisis de agua - Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-072-1981)*. Recuperado de [<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166788/NMX-AA-072-SCFI-2001.pdf>] (Fecha de acceso: 01 de febrero de 2023).

Asociación Mexicana de Normalización y Certificación, A.C. (2000). NMX-AA-093-SCFI-2000: *Análisis de agua - Determinación de la conductividad electrolítica - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-093-1984)*. Recuperado de [<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166800/NMX-AA-093-SCFI-2000.pdf>] (Fecha de acceso: 01 de febrero de 2023).

Aun Ng, C., Chew, S. N., Bashir, M. J., Abunada, Z., Wong, J. W., Habila, M. A. y Khoo, K. S. (2024). Enhancing microbial fuel cell performance for sustainable treatment of palm oil mill wastewater using carbon cloth anode coated with activated carbon. *International Journal Of Hydrogen Energy*, 52, 1092-1104. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.09.162>

Baranitharan, E., Khan, M. R., Prasad, D. M. R., y Salihon, J. B. (2013). Bioelectricity Generation from Palm Oil Mill Effluent in Microbial Fuel Cell Using Polacrylonitrile Carbon Felt as Electrode. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(5). <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1533-1>

Behera, M., Jana, P. S., More, T. T. y Ghangrekar, M. M. (2010). Rice mill wastewater treatment in microbial fuel cells fabricated using proton exchange membrane and earthen pot at different pH. *Bioelectrochemistry*, 79(2), 228-233. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2010.06.002>

Bhadra, S. y Sevda, S. (2024). Exploring Microbial Community Dynamics in Dual-Chamber Microbial Fuel Cells under Varied Organic Load Conditions Using Acidic Water as a Catholyte. *Journal Of Environmental Engineering*, 150(7). <https://doi.org/10.1061/joeedu.eeeng-7598>



- Brunschweiler, S. M., Ojong, E. T., Weisser, J., Schwaferts, C., Elsner, M., Ivleva, N. P., Haseneder, R., Hofmann, T. y Glas, K. (2020). The effect of clogging on the long-term stability of different carbon fiber brushes in microbial fuel cells for brewery wastewater treatment. *Bioresource Technology Reports*, 11, 100420. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100420>
- Buira, D. y Tovilla, J. (2014). *Pathways to deep decarbonization* (De Red de Soluciones de Desarrollo Sostenible e Instituto para el Desarrollo Sostenible y las Relaciones Internacionales). <https://www.globalccsinstitute.com/archive/hub/publications/184548/pathways-deep-decarbonization-2014-report.pdf>
- Cabrera, J., Dai, Y., Irfan, M., Li, Y., Gallo, F., Zhang, P., Zong, Y. y Liu, X. (2022). Novel continuous up-flow MFC for treatment of produced water: Flow rate effect, microbial community, and flow simulation. *Chemosphere*, 289, 133186. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133186>
- Cárdenas, D., Villegas, J. R., Solís, C., Sanabria-Chinchilla, Uribe, L. y Fuentes-Schweizer, P. (2022). Evaluación del desempeño de una celda de combustible microbiana con electrodo de grafito modificado para el tratamiento de agua residual del procesamiento del café. *Revista Colombiana de Química*, 51(1). <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v51n1.101185>
- Castillo, V.K.C., Ochoa, M.L.A., Figueroa, C.J.D., Delgado L.E., Gallegos, I.J.A. y Morales, C.J. (2009). Efecto de la concentración de hidróxido de calcio y tiempo de cocción del grano de maíz (*Zea mays* L.) nixtamalizado, sobre las características fisicoquímicas y reológicas del nixtamal. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*, 59(4). <https://www.alanrevista.org/ediciones/2009/4/art-11/>
- Chen, Y., Cheng, J. J. y Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Cheng, S. y Logan, B. E. (2011). Increasing power generation for scaling up single-chamber air cathode microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 102(6), 4468-4473. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.104>
- Choudhury, P., Ray, R. N., Bandyopadhyay, T. K., Tiwari, O. N. y Bhunia, B. (2021). Kinetics and performance evaluation of microbial fuel cell supplied with dairy wastewater with simultaneous power generation. *International Journal Of Hydrogen Energy*, 46(31), 16815-16822. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.08.024>





- Comisión Nacional del Agua. (2022). Tratamiento de aguas residuales. *Numeragua 2022*, 60-61. https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/Numeragua_2022.pdf
- Comisión Federal de Electricidad (2021). Generación de energía de la CFE con base en tecnologías limpias. <https://www.cfe.mx/cdn/2019/Archivos/Boletines/220Generaci%C3%B3nLimpiaVF.pdf>
- Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de Naciones Unidas (24 de noviembre de 2014). *Decenio Internacional para la Acción “El agua fuente de vida” 2005-2015*. https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/water_and_energy.shtml
- Dominguez-Benetton, X., Sevda, S., Vanbroekhoven, K. y Pant, D. (2012). The accurate use of impedance analysis for the study of microbial electrochemical systems. *Chemical Society Reviews*, 41(21), 7228. <https://doi.org/10.1039/c2cs35026b>
- DR 2800 Spectrophotometer Procedures Manual. (2007). Hach Company.
- Ebadinezhad, B., Ebrahimi, S. y Shokrkhar, H. (2019). Evaluation of microbial fuel cell performance utilizing sequential batch feeding of different substrates. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 836, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2019.02.004>
- Erbale, B., Féron, D. y Bergel, A. (2011). Microbial Catalysis of the Oxygen Reduction Reaction for Microbial Fuel Cells: A Review. *ChemSusChem*, 5, 975-987. <https://doi.org/10.1002/cssc.201100836>
- España-Gamboa, E., Domínguez-Maldonado, J., Tapia-Tussell, R., Chale-Canul, J. S. y Alzate-Gaviria, L. (2018). Corn industrial wastewater (nejayote): a promising substrate in Mexico for methane production in a coupled system (APCR-UASB). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(1), 712-722. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0479-z>
- Ewida, A. Y. I. (2020). Bio-treatment of maize processing wastewater using indigenous microorganisms. *Sustainable environment research*. <https://doi.org/10.1186/s42834-020-0044-1>
- Fan, Y., Sharbrough, E. y Liu, H. (2008). Quantification of the Internal Resistance Distribution of Microbial Fuel Cells. *Environmental Science and Technology*, 42(21), 8101–8107. <https://doi.org/10.1021/es801229j>
- Feng, Y., Yang, Q., Wang, X. y Logan, B. E. (2010). Treatment of carbon fiber brush anodes for improving power generation in air–cathode microbial fuel cells. *Journal of Power Sources*, 195(7), 1841-1844. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2009.10.030>
- Figueroa, M. M. L. (2020) *Optimización de la producción de un metabolito redox usando aguas residuales como sustrato* [Tesis de Maestría, Centro de Investigación y Desarrollo





- Tecnológico en Electroquímica, S.C.]. Repositorio Institucional-Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C.
- Fitriana, F., Auliq, M. A., Akbar, F. y Mubarak, Z. (2023). Bioelectricity of cocoa pod waste as a substrate in a double chamber microbial fuel cell. *Jurnal Media Elektro*, 12(2), 93-99. <https://doi.org/10.35508/jme.v12i2.12624>
- Franks, A. E. y Nevin, K. P. (2010). Microbial Fuel Cells, A Current Review. *Energies*, 3(5), 899–919. <http://doi.org/10.3390/en3050899>
- Fujikawa, T., Ogura, Y., Ishigami, K., Kawano, Y., Nagamine, M., Hayashi, T. e Inoue, K. (2021). Unexpected genomic features of high current density-producing *Geobacter sulfurreducens* strain YM18. *FEMS Microbiology Letters*, 368(17). <https://doi.org/10.1093/femsle/fnab119>
- García-Depraect, O., Gómez-Romero, J., León-Becerril, E. y López-López, A. (2017). A novel biohydrogen production process: Co-digestion of vinasse and Nejayote as complex raw substrates using a robust inoculum. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(9), 5820-5831. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.11.204>
- García-Zamora, J. L., Sánchez-González, M., Lozano, J. A., Jáuregui, J., Zayas, T., Santacruz, V., Hernández, F. y Torres, E. (2015). Enzymatic treatment of wastewater from the corn tortilla industry using chitosan as an adsorbent reduces the chemical oxygen demand and ferulic acid content. *Process Biochemistry*, 50(1), 125–133. <http://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.10.012>
- Garita-Meza, M. A., Contreras-Bustos, R. y Cercado, B. (2022). Maize processing wastewater for electricity production in a microbial electrochemical cell. *Biocatalysis and agricultural biotechnology*, 44, 102481. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2022.102481>
- Ghasemi, M., Daud, W. R. W., Ismail, M., Rahimnejad, M., Ismail, A. F., Leong, J. X., Miskan, M. y Liew, K. B. (2013). Effect of pre-treatment and biofouling of proton exchange membrane on microbial fuel cell performance. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(13), 5480-5484. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.09.148>
- Ghasemi, M., Sedighi, M. y Tan, Y. H. (2021). Carbon nanotube/pt cathode nanocomposite electrode in microbial fuel cells for wastewater treatment and bioenergy production. *Sustainability*, 13(14). <https://doi.org/10.3390/su13148057>
- González, R. M. A. (2020). *Nixtamal: tradición y nutrición*. Instituto de Ecología A.C. <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/2013-06-05-10-34-10/17-ciencia-hoy/1203-nixtamal-tradicion-y->



- nutricion#:~:text=Las%20variaciones%20en%20el%20proceso,y%20el%20tejate%20en%20Oaxaca.
- Gourmet de México. (26 de marzo de 2020). Conoce todo sobre la historia y proceso de la nixtamalización. Gourmet de México: Vive el placer de la gastronomía. <https://gourmetdemexico.com.mx/gourmet/cultura/todo-lo-que-necesitas-saber-de-la-nixtamalizacion/>
- Gretel, F. N. (2016). *Análisis técnico – económico de la tecnología de celdas de combustible microbianas para la producción de energías alternas* [Tesis de maestría, Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C.]. Repositorio Institucional-Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C.
- Guadarrama, O. P. (2017). *Caracterización de un sistema híbrido de celda de combustible microbiana productora de hidrógeno-celda de combustible de hidrógeno para la producción de electricidad* [Tesis de maestría]. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Guadarrama, V. H. P. (2022). *Dinámica poblacional de consorcios en celdas de combustible microbianas usadas para el tratamiento de vinazas y melaza* [Tesis de doctorado]. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Gutierrez, J. P. (2018). *Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030*. Red Mexicana de Bioenergía A.C. y Red Temática de Bioenergía de CONACYT. <https://rembio.org.mx/wp-content/uploads/2020/11/Situacion-actual-y-escenarios-para-el-desarrollo-del-biogas-en-Mexico.pdf>
- He, W., Zhang, X., Liu, J., Zhu, X., Feng, Y. y Logan, B. E. (2016). Microbial fuel cells with an integrated spacer and separate anode and cathode modules. *Environmental Science Water Research and Technology*, 2(1), 186-195. <https://doi.org/10.1039/c5ew00223k>
- Hou, Q., Nie, C., Pei, H., Hu, W., Jiang, L. y Yang, Z. (2016). The effect of algae species on the bioelectricity and biodiesel generation through open-air cathode microbial fuel cell with kitchen waste anaerobically digested effluent as substrate. *Bioresource Technology*, 218, 902–908. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.035>
- Indriyani, Y. A., Rusmana, I., Anwar, S., Djajakirana, G. y Santosa, D. A. (2024). Bioelectrochemical assessment of a novel electrogenic *Bacillus altitudinis* AC11.2 for electricity generation in microbial fuel cell (MFC) system. *Journal Of Applied Electrochemistry*, 54(5), 977-997. <https://doi.org/10.1007/s10800-023-02020-9>
- Instituto Nacional De Estadística y Geografía. (2019). *Características principales e indicadores económicos de los establecimientos informales y formales del sector privado y*





- paraestatal que tuvieron actividades en 2018, según entidad federativa y actividad económica. Censos Económicos 2019.
<https://www.inegi.org.mx/programas/ce/2019/#Tabulados>
- Jayashree, C., Janshi, G., Yeom, I. T., Adish Kumar, S. y Rajesh Banu, J. (2014). Effect of Low Temperature Thermo-Chemical Pretreatment of Dairy Waste Activated Sludge on the Performance of Microbial Fuel Cell. *International Journal of Electrochemical Science*, 9(10), 5732-5742. [https://doi.org/10.1016/S1452-3981\(23\)08202-0](https://doi.org/10.1016/S1452-3981(23)08202-0)
- Jenkins, S. R., Morgan, J. M., y Sawyer, C. L. (1983). Measuring Anaerobic Sludge Digestion and Growth by a Simple Alkalimetric Titration. *Water Pollution Control Federation*, 55(5), 448-453. <https://www.jstor.org/stable/25041903>
- Jin, X., Yang, N., Liu, Y., Guo, F. y Liu, H. (2020). Bifunctional cathode using a biofilm and Pt/C catalyst for simultaneous electricity generation and nitrification in microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 306. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123120>
- Jiang, Q., Xing, D., Sun, R., Zhang, L., Feng, Y. y Ren, N. (2016). Anode biofilm communities and the performance of microbial fuel cells with different reactor configurations. *RSC Advances*, 6(88), 85149–85155. <https://doi.org/10.1039/c6ra08790f>
- Kaewkannetra, P., Chiwes, W. y Chiu, T. Y. (2011). Treatment of cassava mill wastewater and production of electricity through microbial fuel cell technology. *Fuel*, 90(8), 2746–2750. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.03.031>
- Karmakar, S., Kundu, K. y Kundu, S. (2010). Design and Development of Microbial Fuel cells. *Current research, technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology*, 1029-1034.
- Kondaveeti, S., Bisht, A., Pagolu, R., Lai, C., Lestari, R., Kumar, A., Das, D., Kalia, V. C. y Lee, J. (2022). Mild Alkaline Pretreatment of Rice Straw as a Feedstock in Microbial Fuel Cells for Generation of Bioelectricity. *Indian Journal Of Microbiology*, 62(3), 447-455. <https://doi.org/10.1007/s12088-022-01022-z>
- Kumar, R., Singh, L. y Zularisam, A. W. (2016). Bioelectricity Generation and Treatment of Sugar Mill Effluent Using a Microbial Fuel Cell. *Journal of Clean Energy Technologies*, 4(4), 249–252. <https://doi.org/10.7763/jocet.2016.v4.291>
- Lee, J., Ng, C. A., Lo, P. K. y Bashir, M. J. K. (2019). Enhancement of renewable electrical energy recovery from palm oil mill effluent by microbial fuel cell with activated carbon. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, And Environmental Effects*, 41(21), 2662-2674. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1568638>





- Li, L. H., Sun, Y. M., Yuan, Z. H., Kong, X. Y., y Li, Y. (2013). Effect of temperature change on power generation of microbial fuel cell. *Environmental Technology*, 34(13-14), 1929–1934. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.828101>
- Li, M., Zhou, M., Tian, X., Tan, C., McDaniel, C. T., Hassett, D. J. y Gu, T. (2018). Microbial fuel cell (MFC) power performance improvement through enhanced microbial electrogenicity. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1316–1327. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.04.010>
- Logan, B. E., Hamelers, B., Rozendal, R., Schröder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W. y Rabaey, K. (2006). Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology. *Environmental Science and Technology*, 40(17), 5181–5192. <https://doi.org/10.1021/es0605016>
- López, M. Á. L y Cámara, I. C. G. (2023). Effects of External Resistance, New Electrode Material, and Catholyte Type on the Energy Generation and Performance of Dual-Chamber Microbial Fuel Cells. *Fermentation*, 9(4), 344. <https://doi.org/10.3390/fermentation9040344>
- López-Maldonado, E. A., Guzman, M. T. O. y Suárez-Meraz, K. A. (2017). Integral use of Nejayote: Characterization, New Strategies for Physicochemical Treatment and Recovery of Valuable By-Products. En Farooq, R. y Ahmad, Z. (eds.), *Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource*. InTech eBooks.
- López-Pacheco, I. Y., Carrillo-Nieves, D., Salinas-Salazar, C., Silva-Núñez, A., Arévalo-Gallegos, A., Barceló, D., Afewerki, S., Iqbal, H. M. y Parra-Saldívar, R. (2019). Combination of nejayote and swine wastewater as a medium for *Arthrospira maxima* and *Chlorella vulgaris* production and wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 676, 356-367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.278>
- Maldonado, Y., Alonso-Lemus, I., Sarabia-Castillo, C., Escobar-Morales, B., Ríos-González, L., Fernández-Luqueño, F. y Rodríguez-Varela, F. (2024). Sewage sludge-derived biocarbons as catalysts of bioanodes in a dual-chamber microbial fuel cell using nejayote as substrate. *International Journal Of Hydrogen Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.05.460>
- Maldonado, Y., Bácame, V.F., Aceves-Diez, E. y Reyes-Vidal, Y. (2016). Microbial fuel cells using complex substrates from corn tortilla industry. En Fernández-Luqueño F., López-Valdez, F. y Santos, V.S. (eds.), *3er Biotechnology Summit, 2016* (pp. 311-315). Cinvestav. https://www.researchgate.net/publication/309839867_Biotechnology_Summit_2016





- Malekmohammadi, S. y Ahmad, S.M. (2021). A review of the operating parameters on the microbial fuel cell for wastewater treatment and electricity generation. *Water Science and Technology*, 84(6), 1309-1323. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.333>
- Matamoros C. P. y Zúñiga P. A. (2021). *Tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando celdas de combustible microbiano (MFC) en la ciudad de Huancavelica* [Título profesional, Universidad Nacional De Huancavelica]. Repositorio de la Universidad Nacional de Huancavelica.
- Mateos, D. J. C. y Vega, D. (2022). De residuos agroindustriales a oportunidades de negocio. Ciencia y tecnología para el desarrollo sostenible. <https://ciatej.mx/el-ciатеj/comunicacion/Noticias/De-residuos-agroindustriales-a-oportunidades-de-negocio/252>
- Mathuriya, A. S., Jadhav, D. A. y Ghangrekar, M. M. (2018). Architectural adaptations of microbial fuel cells. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102 (22), 9419–9432.
- McBride Sustainability. (2010). Sustainability Report 2010. En *Gruma.com*. https://www.gruma.com/media/336862/sus_gruma_report.pdf
- Metcalf y Eddy (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*. Mc Graw Hill Education.
- Miran, F. y Mumtaz, M. W. (2023). Complex waste acclimatized mixed culture enhances bioelectricity generation and tannery wastewater treatment in microbial fuel cells. *Biomass Conversion And Biorefinery*, 13(14), 12467-12473. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-02093-6>
- Mohamed, S. N., Thomas, N., Tamilmani, J., Boobalan, T., Matheswaran, M., Kalaichelvi, P., Alagarsamy, A. y Pugazhendhi, A. (2020). Bioelectricity generation using iron (II) molybdate nanocatalyst coated anode during treatment of sugar wastewater in microbial fuel cell. *Fuel*, 277, 118119. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118119>
- Nava-Diguero, P. y Castillo-Juárez, M. (2018). Celdas de combustible microbianas como alternativa para atender los retos de la sostenibilidad: Agua, energía y contaminación. *Revista de Ingeniería Innovativa*, 2(5), 18-34. https://www.ecorfan.org/republicofperu/research_journals/Revista_de_Ingenieria_Innovativa/vol2num5/Revista_de_Ingenieria_Innovativa_V2_N5_3.pdf
- Neethu, B., Bhowmick, G. D. y Ghangrekar, M. M. (2020). Improving performance of microbial fuel cell by enhanced bacterial-anode interaction using sludge immobilized beads with activated carbon. *Chemical Engineering Research and Design*, 143, 285-292. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.06.043>





- Nwagu, K. E., Ibeh, A. G., Azumini, P., Udechukwu, C. D. y Ogwu, C. E. (2024). Assessing microbial exoelectrogenicity for enhanced industrial waste water management and power generation. *Journal of Biological Research and Biotechnology*, 22(1), 2264-2273. <https://doi.org/10.4314/br.v22i1.5>
- Nwaokocha, C. N., Giwa, S. O., Layeni, A. T., Kuye, S. I., Samuel, O. D., Ogunbona, C. K., Adebayo, J. K., Sosanya, A. y Babalola, A. (2021). Microbial fuel cell: Bio-energy production from Nigerian corn starch wastewater using iron electrodes. *Materials Today: Proceedings*, 46, 5565–5569. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.09.345>
- Obileke, K., Onyeaka, H., Meyer, E. L. y Nwokolo, N. (2021). Microbial fuel cells, a renewable energy technology for bio-electricity generation: A mini-review. *Electrochemistry Communications*, 125, 107003. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2021.107003>
- Opoku, P. A., Jingyu, H., Yi, L., Guang, L., Ewusi-Mensah, D. y Norgbey, E. (2023). Performance investigation of multi-anode-shared cathode microbial fuel cells with different anodic internal configurations. *Journal Of Applied Electrochemistry*, 53(3), 445-461. <https://doi.org/10.1007/s10800-022-01795-7>
- Organización Mundial de la Salud (21 de marzo de 2022). *Agua para consumo humano*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Ortega Martínez, A.C. (2013) *Minimización de resistencia interna e incremento de potencia volumétrica en una celda de combustible microbiana mediante el diseño de una cámara de nuevo tipo y rearrreglo de electrodos* [Tesis de Doctorado, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio Institucional-Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.056>
- Pedrozo, A.A. (2021). En la regulación de aguas residuales ¿quo vadis?. *Perspectivas IMTA*. (23), 1-4. <http://doi.org/10.24850/b-imta-perspectivas-2021-23>
- Pérez, J., Aldana, G. y Cárdenas, C. (2012). Funcionamiento de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) a través de la edad del lodo y los coeficientes cinéticos. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 35(1), 98-108. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702012000100012





- Rabaey, K., Ossieur, W., Verhaegem, M. y Verstraete, W. (2005). Continuous microbial fuel cells convert carbohydrates to electricity. *Water Science and Technology*, 52(1-2), 515-523. <https://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:164562>
- Rahimnejad, M., Adhami, A., Darvari, S., Zirepour, A. y Oh, S. E. (2015). Microbial fuel cell as new technology for bioelectricity generation: A review. *Alexandria Engineering Journal*, 54(3), 745–756. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.03.031>
- Rahmani, A. R., Navidjouy, N., Rahimnejad, M., Alizadeh, S., Samarghandi, M. R. y Nematollahi, D. (2022). Effect of different concentrations of substrate in microbial fuel cells toward bioenergy recovery and simultaneous wastewater treatment. *Environmental Technology*, 43(1), 1–9. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1772374>
- Rajeshwari, K., Balakrishnan, M., Kansal, A., Lata, K. y Kishore, V. (2000). State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, 4(2), 135-156. [https://doi.org/10.1016/s1364-0321\(99\)00014-3](https://doi.org/10.1016/s1364-0321(99)00014-3)
- Ramasamy, R. P., Ren, Z., Mench, M. M. y Regan, J. M. (2008). Impact of initial biofilm growth on the anode impedance of microbial fuel cells. *Biotechnology and Bioengineering*, 101(1), 101–108. <https://doi.org/10.1002/bit.21878>
- Ramírez-Araujo, H., Gaytan-Martínez, M. y Reyes-Vega, M. L. (2019). Alternative technologies to the traditional nixtamalization process: Review. *Trends in Food Science and Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.12.007>
- Ramírez-Romero, G., Reyes-Velazquez, M. y Cruz-Guerrero, A. (2013). Estudio del nejayote como medio de crecimiento de probióticos y producción de bacteriocinas. *Revista mexicana de ingeniería química*, 12(3), 463-471. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382013000300009&lng=es&tlng=es.
- Ramu, S. M., Thulasinathan, B., Hari, D. G., Bora, A., Jayabalan, T., Mohammed, S. N., Doble, M., Arivalagan, P. y Alagarsamy, A. (2020). Fermentative hydrogen production and bioelectricity generation from food based industrial waste: An integrative approach. *Bioresource Technology*, 310, 123447. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123447>
- Raychaudhuri, A. y Behera, M. (2020). Comparative evaluation of methanogenesis suppression methods in microbial fuel cell during rice mill wastewater treatment. *Environmental Technology and Innovation*, 17, 100509. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100509>





- Ren, Z., Yan, H., Wang, W., Mench, M. M. y Regan, J. M. (2011). Characterization of microbial fuel cells at microbially and electrochemically meaningful time scales. *Environmental Science and Technology*, 45(6), 2435–2441. <https://doi.org/10.1021/es103115a>
- Revelo, D. M., Hurtado, N. H. y Ruiz, J. O. (2013). Celdas de Combustible Microbianas (CCMs): Un Reto para la Remoción de Materia Orgánica y la Generación de Energía Eléctrica. *Información tecnológica*, 24(6), 7–8. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642013000600004>
- Reyes-Vidal, Y., Pérez-García, J. A., Manríquez, J., García-Sánchez, P., Zuñiga-Corona, Y. y Bacame-Valenzuela, F. J. (2023). Yeast Isolated from Pulque for Application in Microbial Fuel Cells: Use of Food Industry Wastewater as Substrate. *Waste and Biomass Valorization*, 15(3), 1423–1438. <https://doi.org/10.1007/s12649-023-02230-4>
- Rikame, S. S., Mungray, A. A. y Mungray, A. K. (2012). Electricity generation from acidogenic food waste leachate using dual chamber mediator less microbial fuel cell. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 75, 131–137. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.09.006>
- Rivera, H.M., Piña, S.M., Montellano, P.L., Almazán, G.F. y Gómez, R.A. (2017). Caracterización y pruebas de tratabilidad del agua de nixtamalización mediante procesos fisicoquímicos, con fines de reúso [Presentación de paper]. 3er Congreso Nacional AMICA, Tabasco, México.
http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/2108/OT_246.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Rusli, S. F. N., Abu Bakar, M. H., Loh, K. S. y Mastar, M. S. (2018). Review of high-performance biocathode using stainless steel and carbon-based materials in Microbial Fuel Cell for electricity and water treatment. *International Journal of Hydrogen Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.11.145>
- Salar-Garcia, M. J., Obata, O., Kurt, H., Chandran, K., Greenman, J. e Ieropoulos, I. A. (2020). Impact of Inoculum Type on the Microbial Community and Power Performance of Urine-Fed Microbial Fuel Cells. *Microorganisms*, 8(12), 1921. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8121921>
- Samsudeen, N. M., Radhakrishnan, T. K. y Matheswaran, M. (2017). Enhancement of bioelectricity generation from treatment of distillery wastewater using microbial fuel cell. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 37(2), 663–668. <https://doi.org/10.1002/ep.12734>





- Samudro, G., Oktiawan, W., Imai, T., Mangkoedihardjo, S., Novianti, K. D., Nurfitriya, P. y Handayani, E. P. (2023). Relationship between organic removal and power production in a dual-chamber microbial fuel cell with intermittent mode. *IOP Conference Series Earth And Environmental Science*, 1268(1), 012049. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1268/1/012049>
- Sangeetha, T. y Muthukumar, M. (2011). Catholyte Performance as an Influencing Factor on Electricity Production in a Dual-chambered Microbial Fuel Cell Employing Food Processing Wastewater. *Energy Sources* 33(16), 1514-1522. <https://doi.org/10.1080/15567030903397966>
- Santoro, C., Arbizzani, C., Erable, B. e Ieropoulos, I. (2017). Microbial fuel cells: From fundamentals to applications. A review. *Journal of Power Sources*, 356, 225-244. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.1>
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (31 de mayo de 2017). *Biogás, energía natural*. <https://www.gob.mx/agricultura/es/articulos/biogas-energia-natural>.
- Secretaria de Agricultura y Desarrollo y Rural (12 de noviembre de 2019). *Biomasa, creación ecológica de energía*. <https://www.gob.mx/agricultura/articulos/biomasa-creacion-ecologica-de-energia>.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2015). Análisis de Agua - Medición de Sólidos y Sales Disueltas en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas – Método De Prueba (NMX-AA-034-SCFI-2015). <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>
- Secretaría de Energía. (2022). *Balance Nacional de Energía: Producción de energía primaria*. Sistema de Información Energética. <https://sie.energia.gob.mx/bdiController.do?action=cuadro&cvecua=IE11C01>
- Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme (SPREP). (2021). *Waste to Energy- Research Report*. www.jstor.org/stable/resrep46409.8
- Shabangu, K. P., Mthembu, N., Chetty, M., Bwapwa, J. K. y Bakare, B. F. (2024). A comparative analysis of organic substrates from industrial wastewater streams for enhanced electricity production using a double chamber microbial fuel cell (DCMFC). *Energy Reports*, 11, 3050-3063. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2024.02.05>
- Simeon, M. I., Asoiro, F. U., Aliyu, M., Raji, O. A. y Freitag, R. (2020). Polarization and power density trends of a soil-based microbial fuel cell treated with human urine. *International Journal Of Energy Research*, 44(7), 5968-5976. <https://doi.org/10.1002/er.5391>





- Sindhuja, M., Sudha, V. y Harinipriya, S. (2019). Insights on the resistance, capacitance and bioelectricity generation of microbial fuel cells by electrochemical impedance studies. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(11), 5428–5436. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.12.075>
- Singh, R. P., Kumar, S. y Ojha, C. S. P. (1999). Nutrient requirement for UASB process: a review. *Biochemical Engineering Journal*, 3(1), 35-54. [https://doi.org/10.1016/s1369-703x\(98\)00043-6](https://doi.org/10.1016/s1369-703x(98)00043-6)
- Sobieszuk, P., Zamojska-Jaroszewicz, A. y Makowski, L. (2017). Influence of the operational parameters of bioelectricity generation in continuous microbial fuel cell, experimental and computational fluid dynamics modeling. *Journal of Power Sources*, 371, 178-187. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.10.032>
- Souza, M. E. (1986). Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors. *Water Science y Technology*, 18(12), 55-69. <https://doi.org/10.2166/wst.1986.0163>
- Strik, D. P. B. T. B., Picot, M., Buisman, C. J. N. y Barrière, F. (2012). pH and Temperature Determine Performance of Oxygen Reducing Biocathodes. *Electroanalysis*, 25(3), 652–655. <https://doi.org/10.1002/elan.201200358>
- Subha, C., Kavitha, S., Abisheka, S., Tamilarasan, K., Arulazhagan, P. y Banu, J. R. (2019). Bioelectricity generation and effect studies from organic rich chocolaterie wastewater using continuous upflow anaerobic microbial fuel cell. *Fuel*, 251, 224-232. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.052>
- Subramanyam, R. (2013). Physicochemical and Morphological Characteristics of Granular Sludge in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors. *Environmental Engineering Science*, 30(5), 201-212. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0347>
- Sun, W., Lin, Z., Yu, Q., Cheng, S. y Gao, H. (2021). Promoting Extracellular Electron Transfer of *Shewanella oneidensis* MR-1 by Optimizing the Periplasmic Cytochrome c Network. *Frontiers In Microbiology*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.727709>
- Tarasov, S., Plekhanova, Y., Kashin, V., Gotovtsev, P., Signore, M. A., Francioso, L., Kolesov, V. y Reshetilov, A. (2022). *Gluconobacter Oxydans*-Based MFC with PEDOT:PSS/Graphene/Nafion Bioanode for Wastewater Treatment. *Biosensors*, 12(9) <https://doi.org/10.3390/bios12090699>
- Taşkan, B. (2020). Increased power generation from a new sandwich-type microbial fuel cell (ST-MFC) with a membrane-aerated cathode. *Biomass and Bioenergy*, 142. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105781>





- Tremouli, A., Vlassis, T., Antonopoulou, G. y Lyberatos, G. (2016). Anaerobic Degradation of Pure Glycerol for Electricity Generation using a MFC: The Effect of Substrate Concentration. *Waste and Biomass Valorization*, 7(6), 1339–1347. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9498-0>
- Ullah, Z., Sheikh, Z., Zaman, W. Q., Zeeshan, M., Miran, W., Li, J., Khan, M. A. N., Saleem, S. y Shabbir, S. (2023). Performance comparison of a photosynthetic and mechanically aerated microbial fuel cell for wastewater treatment and bioenergy generation using different anolytes. *Journal Of Water Process Engineering*, 56, 104358. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104358>
- Ullah, Z. y Zeshan, S. (2020). Effect of substrate type and concentration on the performance of a double chamber microbial fuel cell. *Water Science and Technology*, 81(7), 1336-1344. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.387>
- Vacio-Muro, K. J., Lozano-Álvarez, J. A., Sánchez-González, M. N., Chávez Vela, N. A., Torres-Ramírez, E. y Jáuregui-Rincón, J. (2020). Remoción de contaminantes del nejayote con alginato y quitosano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/rica.53185>
- Valderrama-Bravo, C., Gutiérrez-Cortez, E., Contreras-Padilla, M., Rojas-Molina, I., Mosquera, J. C., Rojas-Molina, A., Beristain, F. y Rodríguez-García, M. E. (2012). Constant pressure filtration of lime water (nejayote) used to cook kernels in maize processing. *Journal of Food Engineering*, 110(3), 478–486. <http://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2011.12.018>
- Valero, D., Rico, C., Tapia-Tussell, R. y Alzate-Gaviria L. (2020). Rapid Two Stage Anaerobic Digestion of Nejayote through Microaeration and Direct Interspecies Electron Transfer. *Processes*, 8(12), 1614. <https://doi.org/10.3390/pr8121614>
- Vega, J y Vega, S. (2021). Electricidad y Magnetismo para Ingenieros. Editorial Patria S.A de C.V. https://www.google.com.mx/books/edition/_oTxKEAAQBAJ?hl=es&gbpv=1&pg=PA105&dq=El+voltage+disminuye+al+cerrar+un+circuito+con+una+resistencia+debido+a+la+ley+de+Ohm+y+a+la+conservaci%C3%B3n+de+la+energ%C3%ADa
- Wang, C., Shen, J., Chen, Q., Ma, D., Zhang, G., Cui, C., Xin, Y., Zhao, Y. y Hu, C. (2020). The inhibiting effect of oxygen diffusion on the electricity generation of three-chamber microbial fuel cells. *Journal of Power Sources*, 453, 227889. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2020.227889>
- Wang, C., Xing, Y., Zhang, K., Zheng, H., Zhang, Y., Zhu, X., Yuan, X. y Qu, J. (2023). Evaluation of photocathode coupling-mediated hydroxychloroquine degradation in a single-chamber





- microbial fuel cell based on electron transfer mechanism and power generation. *Journal Of Power Sources*, 559, 232625. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2022.232625>
- Xia, X., Sun, Y., Liang, P. y Huang, X. (2012). Long-term effect of set potential on biocathodes in microbial fuel cells: Electrochemical and phylogenetic characterization. *Bioresource Technology*, 120, 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.017>
- Yang, J., Cao, X., Sun, Y., Yang, G. y Yi, W. (2022). Recovery of microbial fuel cells with high COD molasses wastewater and analysis of the microbial community. *Biomass And Bioenergy*, 161, 106450. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106450>
- You, S.-J., Ren, N.-Q., Zhao, Q.-L., Wang, J.-Y. y Yang, F.-L. (2009). Power Generation and Electrochemical Analysis of Biocathode Microbial Fuel Cell Using Graphite Fibre Brush as Cathode Material. *Fuel Cells*, 9(5), 588–596. <https://doi.org/10.1002/uce.200900023>
- Zhang, H., Duan, L., Li, S., Gao, Q., Li, M., Xing, F. y Zhao, Y. (2025). Efficient sulfamethoxazole removal, water recovery and electricity generation were achieved simultaneously by osmotic microbial fuel cell in treating antibiotic wastewater. *Separation And Purification Technology*, 352, 128157. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128157>
- Zhang, G., Wang, K., Zhao, Q., Jiao, Y. y Lee, D.-J. (2012a). Effect of cathode types on long-term performance and anode bacterial communities in microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 118, 249–256. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.0>
- Zhang, G., Zhao, Q., Jiao, Y., Wang, K., Lee, D. H. y Ren, N. (2012b). Biocathode microbial fuel cell for efficient electricity recovery from dairy manure. *Biosensors And Bioelectronics*, 31(1), 537-543. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2011.11.036>
- Zhang, G., Zhao, Q., Jiao, Y., Zhang, J., Jiang, J., Ren, N. y Kim, B. H. (2011). Improved performance of microbial fuel cell using combination biocathode of graphite fiber brush and graphite granules. *Journal of Power Sources*, 196(15), 6036–6041. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2011.03.096>

