

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



EVALUACIÓN DE INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA Y
REMOCIÓN DE CONTAMINANTES PARA OPTIMIZAR LA
CONFIGURACIÓN DE SISTEMAS
FITOBIOELECTROQUÍMICOS CON CANNA INDICA EN AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES

Tesis

Que presenta AILYN ILIANA CUETO CONDE

como requisito parcial para obtener el diploma de

ESPECIALISTA EN MANEJO SUSTENTABLE DE RECURSOS
NATURALES EN ZONAS ÁRIDAS Y SEMIÁRIDAS

Saltillo, Coahuila

Enero 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



EVALUACIÓN DE INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA Y REMOCIÓN
DE CONTAMINANTES PARA OPTIMIZAR LA CONFIGURACIÓN DE
SISTEMAS FITOBIOELECTROQUÍMICOS CON CANNA INDICA EN
AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Tesis

Que presenta AILYN ILIANA CUETO CONDE

como requisito parcial para obtener el diploma de
**ESPECIALISTA EN MANEJO SUSTENTABLE DE RECURSOS
NATURALES EN ZONAS ÁRIDAS Y SEMIÁRIDAS**

Dra. Silvia Judith Martínez Amador
Director

Dr. José Antonio Rodríguez de la Garza
Co-Director externo

Dr. Antonio Flores Naveda
Subdirector de Postgrado
UAAA

Saltillo, Coahuila

Enero 2025

EVALUACIÓN DE INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA Y REMOCIÓN
DE CONTAMINANTES PARA OPTIMIZAR LA CONFIGURACIÓN DE
SISTEMAS FITOBIOELECTROQUÍMICOS CON CANNA INDICA EN
AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Tesis

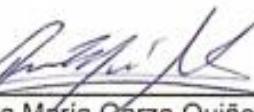
Elaborada por AILYN ILLIANA CUETO CONDE como requisito parcial para
obtener el diploma de ESPECIALISTA EN MANEJO SUSTENTABLE DE
RECURSOS NATURALES EN ZONAS ÁRIDAS Y SEMIÁRIDAS con la
supervisión y aprobación del Comité de Asesoría



Dra. Silvia Judith Martínez Amador
Director



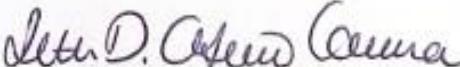
Dr. José Antonio Rodríguez de la Garza
Co-Director Externo



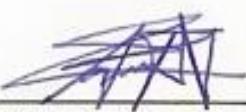
Dra. Rosa María Garza Quiñones
Asesor



Dr. Luis Samaniego Moreno
Asesor



Dra. Iveth Dalila Antonio Carmona
Asesor



Dr. Antonio Flores Naveda
Subdirector de Postgrado
UAAAN

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincera gratitud a mi familia por su incondicional apoyo, amor y fe en mí durante todo este proceso. Su confianza en mis capacidades ha sido mi fuente de fortaleza.

A Carlos, quien ha sido un pilar constante en mi vida y me animó a emprender este camino de la especialidad. Tu apoyo y motivación fueron fundamentales en cada etapa, y por eso, te estaré eternamente agradecida.

A la Dra. Rosa María Quiñones Garza, directora del Programa, por su guía, su paciencia, su constancia y por mantener un entorno académico de excelencia que permitió que me desarrollara plenamente.

A mi asesora principal, la Dra. Silvia Yudith Martínez Amador, por su invaluable orientación, sabiduría y apoyo a lo largo de este proyecto. Su compromiso y dedicación fueron un ejemplo para mí.

Al Dr. José Antonio Rodríguez de la Garza, mi director externo, por sus consejos, tiempo y por enriquecer este trabajo con su conocimiento y experiencia. Gracias por su dedicación y apoyo.

Quisiera agradecer especialmente al Dr. Lorenzo López Barbosa, por sus enseñanzas y por abrirme las puertas al mundo de la permacultura y la educación ambiental. Sus palabras y experiencia me inspiraron a ver la ciencia desde una perspectiva más amplia y a valorar la interconexión con nuestro entorno.

A Yazuri Reynosa, por ser una compañera de aventuras y una amiga sincera, tu amistad es uno de los regalos más valiosos que me llevo de esta experiencia. A Alma y Angie, gracias por su incansable ayuda en el laboratorio, por su profesionalismo y por cada momento compartido. Su apoyo fue indispensable para el desarrollo de este proyecto.

También quiero agradecer a la Maestra en Ciencias Brenda, cuya orientación y experiencia me brindaron un respaldo que nunca olvidaré. Su papel como mentora marcó una gran diferencia en mi trabajo y en mi aprendizaje.

Finalmente, a la Dra. Laura, gracias por su colaboración y ayuda en el laboratorio. Sus conocimientos y disposición para apoyar fueron una parte esencial de este proceso.

A todos ustedes, gracias por ser parte de este capítulo tan significativo de mi vida. Sin su apoyo, esta tesis no hubiera sido posible.

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo financiero otorgado a través de la beca con número de 4021085, lo cual fue fundamental para la realización de este proyecto académico.

ÍNDICE GENERAL

| | |
|---|-----------|
| INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| REVISIÓN DE LITERATURA..... | 4 |
| <i>Causas y Consecuencias de la Contaminación del Agua.....</i> | 4 |
| <i>Aguas residuales municipales: Desafíos y Oportunidades</i> | 6 |
| <i>Tecnologías actuales en el tratamiento de aguas residuales.....</i> | 8 |
| <i>Especies vegetales fitorremediadoras en humedales artificiales</i> | 9 |
| <i>Antecedentes Canna indica en el tratamiento de aguas residuales.....</i> | 11 |
| <i>Sistemas Fitobioelectroquímicos (SFBE): Integración de Humedales Artificiales y Sistemas Bioelectroquímicos (SBE)</i> | 13 |
| <i>Optimización de Variables en Sistemas Fitobioelectroquímicos</i> | 14 |
| Justificación | 17 |
| Hipótesis..... | 17 |
| OBJETIVO GENERAL..... | 18 |
| OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 18 |
| MATERIALES Y MÉTODOS..... | 19 |
| <i>Materiales</i> | 19 |
| <i>Diseño experimental</i> | 19 |
| <i>Preparación de las plántulas</i> | 21 |
| <i>Montaje de los sistemas fitobioelectroquímicos.....</i> | 21 |
| <i>Establecimiento del experimento.....</i> | 21 |
| <i>Análisis estadístico.....</i> | 23 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 24 |
| <i>Optimización del voltaje en SFBE: el sustrato como principal factor de influencia</i> | 24 |
| <i>Análisis Estadístico de Variaciones en el Voltaje: ANOVA, Prueba de Tukey y Boxplot.</i> | 26 |
| <i>Análisis de la Relación Señal/Ruido (S/N) y Medias para Optimizar el Voltaje en un Sistema Fitobioelectroquímico.....</i> | 28 |
| <i>Optimización de la eficiencia en la reducción de demanda química de oxígeno en un sistema fitobioelectroquímico con Canna indica.....</i> | 31 |
| <i>Análisis estadístico de variaciones en el DQO: ANOVA, Prueba de Tukey y Boxplot.</i> | 33 |

| | |
|---|----|
| <i>Análisis de la Relación Señal/Ruido (S/N) y medias para optimizar la DQO en un sistema fitobioelectroquímico.....</i> | 36 |
| Optimización de factores para la eliminación de huevos de helmintos en sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE) con <i>Canna indica</i>..... | 39 |
| <i>Análisis de Relaciones de Señal/Ruido y Medias para la Reducción de Huevos de Helmintos.....</i> | 40 |
| Optimización de factores para la reducción de demanda bioquímica de oxígeno (DBO sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE) con <i>Canna indica</i> .. | 43 |
| <i>Análisis de la relación S/N y medias para optimizar la DBO en un sistema fitobioelectroquímico.....</i> | 45 |
| Optimización de variables para la reducción de grasas y aceites totales en un sistema fitobioelectroquímico utilizando <i>Canna indica</i> | 48 |
| <i>Análisis de la Relación Señal/Ruido (S/N) y Medias para Optimizar el Grasas y Aceites Totales en un Sistema Fitobioelectroquímico</i> | 50 |
| Optimización de variables para la reducción de coliformes fecales en un sistema fitobioelectroquímico utilizando <i>Canna indica</i> | 52 |
| <i>Análisis de la relación señal/ruido (S/N) y medias para optimizar la reducción de coliformes fecales en un sistema fitobioelectroquímico.....</i> | 54 |
| Identificación de Tendencias Generales y Configuración Óptima del Sistema Fitobioelectroquímico..... | 56 |
| <i>Factores clave para la eficiencia energética (voltaje)</i> | 56 |
| <i>Factores Determinantes en la Calidad del Agua (DQO, DBO, Huevos de Helmintos, Coliformes Fecales y Totales)</i> | 57 |
| <i>Influencia del Sustrato y Tamaño de Sustrato en Grasas y Aceites</i> | 57 |
| CONCLUSIONES | 59 |
| PERSPECTIVAS | 61 |
| REFERENCIAS | 63 |
| ANEXOS | 67 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Ejemplos de integración de trenes de tratamiento de aguas residuales (Noyola, 2013) | 8 |
| Figura 2. Evolución del voltaje en función del tiempo para cada tratamiento del diseño Taguchi L9 y los controles adicionales. Las mediciones de voltaje se realizaron cada 24 horas durante un periodo de 120 horas. | 24 |
| Figura 3. Boxplot de los tratamientos mostrando la distribución del voltaje a las 120 horas. Cada caja representa el rango intercuartílico, y los puntos indican las réplicas individuales. Los tratamientos con menor dispersión y mayor voltaje, como T4, T7 y T2, destacan como los más eficientes. | 28 |
| Figura 4. Cambios en DQO a lo largo del tiempo para diferentes tratamientos en un sistema fitobioelectroquímico. Las mediciones se realizaron cada 24 horas durante un periodo de 120 horas. | 33 |
| Figura 5. Boxplot de la DQO por tratamiento a las 120 horas. La gráfica muestra la dispersión y los valores medianos de DQO para cada uno de los tratamientos, con los controles C0 y CSFP reflejando las DQO más altas y tratamientos como T5 y T9 alcanzando las DQO más bajas..... | 36 |
| Figura 6. Reducción de huevos de helmintos (HH/L) a lo largo del tiempo para cada tratamiento. Todos los tratamientos iniciaron con 313 HH/L y mostraron distintos grados de reducción a las 120 horas. | 39 |
| Figura 7. Reducción de la DBO a lo largo del tiempo para diferentes tratamientos. Todos los tratamientos inician con un valor común de 283.69 mg O ₂ /L y muestran diferentes tasas de disminución de la DBO a las 120 horas. | 44 |
| Figura 8. Reducción de grasas y aceites totales (GyA) en mg/L a lo largo de 120 horas para diferentes tratamientos. Los tratamientos T4 , T9 , y T2 mostraron ser los más efectivos en la reducción de grasas y aceites, mientras que los tratamientos T7 y T6 fueron los menos eficaces. | 49 |
| Figura 9. Reducción de coliformes fecales (NMP/100 mL) a lo largo de 120 horas en los diferentes tratamientos. El tratamiento T9 mostró la mayor eficiencia, mientras que T4 presentó la menor reducción. La escala utilizada es logarítmica para facilitar la visualización de los grandes rangos de variación..... | 53 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Combinaciones experimentales en el diseño Taguchi L9 y controles adicionales | 20 |
| Tabla 2. Agrupación de los tratamientos utilizando el método de Tukey para Voltaje..... | 27 |
| Tabla 3. Configuración de los niveles para cada factor en el diseño Taguchi L9..... | 29 |
| Tabla 4. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para voltaje y clasificación de factores | 30 |
| Tabla 5. Respuestas de medias para voltaje y clasificación de factores..... | 31 |
| Tabla 6. Resultados de la prueba de Tukey al 95% de confianza para los valores de DQO a las 120 horas. | 34 |
| Tabla 7. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para DQO y clasificación de factores | 37 |
| Tabla 8. Respuestas de medias para la DQO y clasificación de factores | 38 |
| Tabla 9. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para huevos de helmintos y clasificación de factores..... | 41 |
| Tabla 10. Respuestas de Medias para Huevos de Helmintos y Clasificación de Factores | 42 |
| Tabla 11. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para DBO y clasificación de factores | 46 |
| Tabla 12. Respuestas de medias para DBO y clasificación de factores | 47 |
| Tabla 13. Respuestas de relaciones señal/ruido (S/N) para reducción de grasas y aceites totales y clasificación de factores..... | 50 |
| Tabla 14. Respuestas de medias para grasas y aceites totales y clasificación de factores | 51 |
| Tabla 15. Respuestas de relaciones señal/ruido (S/N) para coliformes fecales y clasificación de factores | 55 |
| Tabla 16. Respuestas de Medias para Coliformes Fecales y Clasificación de Factores | 55 |
| Tabla 17. Resumen de Configuraciones Óptimas de Factores Evaluados en el Sistema Fitobioelectroquímico con Canna indica..... | 56 |

RESUMEN

La gestión sostenible de las aguas residuales es un desafío crítico ante la creciente urbanización y sus implicaciones ambientales y de salud pública. Este estudio presenta un sistema fitobioelectroquímico (SFBE) innovador que integra humedales artificiales con sistemas bioelectroquímicos, utilizando *Canna indica* para mejorar la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales municipales. Mediante un diseño experimental Taguchi L9, se optimizaron cuatro variables clave: tipo de inóculo, tipo y tamaño de sustrato, y fotoperiodo.

Se evaluaron parámetros como la generación de voltaje, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO), coliformes fecales y totales, y huevos de helmintos. Los resultados demostraron que utilizar humus como inóculo, ya sea en su forma líquida o sólida, junto con un fotoperiodo prolongado de 12 a 16 horas, mejoró significativamente la degradación de contaminantes y la eliminación de coliformes. Asimismo, un tamaño de sustrato intermedio de 9 mm y el uso de sustratos como tezontle y tepojal optimizaron la generación de bioelectricidad y la actividad microbiana.

Se llegó a la conclusión de que, aunque la configuración óptima del SFBE varía según las necesidades específicas del sistema, se identificaron tendencias generales que permiten ajustar el sistema para maximizar tanto la eficiencia energética como la calidad del agua tratada. Este enfoque integrado ofrece una solución sostenible y adaptable para el tratamiento de aguas residuales municipales, contribuyendo a una gestión del agua más eficiente y a la protección del medio ambiente.

ABSTRACT

Sustainable wastewater management is a critical challenge due to increasing urbanization and environmental and public health implications. This study presents an innovative phytobioelectrochemical system (PBES) that integrates artificial wetlands with bioelectrochemical systems, using *Canna indica* to enhance the efficiency of municipal wastewater treatment. A Taguchi L9 experimental design optimized four key variables: type of inoculum, type and size of substrate, and photoperiod.

Parameters such as voltage generation, Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), fecal and total coliforms, and helminth eggs were evaluated. The results demonstrated that using humus as an inoculum, either in its liquid or solid form, along with a prolonged photoperiod of 12 to 16 hours, significantly improved contaminant degradation and coliform elimination. Additionally, an intermediate substrate size of 9 mm and using substrates like tezontle and tepojal optimized bioelectricity generation and microbial activity.

It was concluded that although the optimal configuration of the PBES varies according to the system's specific needs, general trends were identified that allow the system to be adjusted to maximize energy efficiency and the quality of treated water. This integrated approach offers a sustainable and adaptable solution for municipal wastewater treatment, contributing to more efficient water management and environmental protection.

INTRODUCCIÓN

La expansión de actividades humanas ha transformado drásticamente los procesos naturales de los sistemas acuáticos, impactando negativamente la calidad del agua a nivel global (Oliveira-Filho *et al.*, 2012). En México, las actividades agropecuarias, los vertidos de aguas residuales urbanas y los desechos industriales emergen como las principales fuentes de contaminación hídrica (Amado-Álvarez *et al.*, 2016). Este escenario se ve agravado por la rápida expansión demográfica, ejerciendo una presión sin precedentes sobre los recursos hídricos y energéticos (PNUD, 2015).

La distribución desigual del agua en el norte de México genera un déficit crónico, acentuado por una explotación hídrica amenazante para el equilibrio natural del ciclo del agua (CONAGUA, 2009). La interacción compleja entre factores naturales y humanos, exacerbada por el cambio climático en ambientes semiáridos (Held & McGrew, 2007; Brauch *et al.*, 2008), presenta desafíos significativos.

La crisis hídrica en México, con más de 12 millones de personas sin acceso a agua potable y desafíos en la infraestructura (Palacios & Escobar, 2010), resalta la importancia crítica del tratamiento de aguas residuales. Este componente esencial, al buscar producir efluentes de calidad para su reintegración al entorno natural, minimizando impactos ambientales y de salud pública, se convierte en un aspecto clave del ciclo del agua (Courtens *et al.*, 2014; Abzazou *et al.*, 2015).

Las aguas residuales municipales, resultantes de actividades domésticas, educativas, comerciales e industriales, son generadas a través de diversos desagües, como lavabos, duchas, lavanderías e inodoros (Stevens, 2021). En el contexto mexicano, la asignación del suministro de agua refleja una distribución desigual, donde el 77% se destina a la agricultura, el 14% al abastecimiento público, el 5% a la generación de energía y el 4% restante a la industria (García-Carrillo, 2020). Esta situación, combinada con la expulsión

de desechos al sistema de alcantarillado, ha llevado a una preocupante contaminación de cuerpos de agua.

La gestión sostenible de aguas residuales demanda enfoques innovadores. Por ejemplo, los sistemas bioelectroquímicos (SBE) son tecnologías que combinan procesos biológicos y electroquímicos para el tratamiento de aguas residuales. Entre los diferentes tipos de SBE destacan las celdas de combustible microbianas (CCM) (Martinez-Amador *et al.*, 2022), estos sistemas aprovechan la actividad metabólica de microorganismos, como bacterias electroactivas, para catalizar reacciones redox que generan corriente eléctrica. La clave de estos sistemas radica en la interacción entre microorganismos y electrodos, donde los primeros transferirán electrones al electrodo, generando así corriente eléctrica (Logan *et al.*, 2006).

Por otro lado, los humedales artificiales, los cuales están basados en tecnología natural de tratamiento de aguas residuales, de bajo costo, de bajo mantenimiento eco-tecnológica y biológica (Ciria *et al.*, 2005), diseñada con el fin de imitar los procesos de los ecosistemas de humedales naturales y se destacan como una alternativa potencial para el tratamiento de aguas residuales (ONU-HABITAT, 2008). *Canna indica* (lirio de agua, caña del Perú, caña de las indias, caña de cuentas, baranda de México, flor del cangrejo, achira, platanito rojo o yerba del rosario) es una especie vegetal sumamente utilizada en humedales artificiales (Ciria *et al.*, 2005). Es una especie fitoacumuladora y fitodegradadora, lo que significa que tiene la capacidad de absorber, acumular y degradar contaminantes presentes en el agua (Casa & Cunalata, 2022). Además, *Canna indica* tiene la capacidad de acumular metales pesados como plomo y cadmio, así como ayudar en la reducción de contaminantes orgánicos.

En este contexto, surge una innovadora propuesta: los sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE), que combinan la tecnología de los humedales artificiales con la capacidad de los sistemas bioelectroquímicos para optimizar aún más el tratamiento de aguas residuales.

Los SFBE aprovechan las propiedades de plantas como *Canna indica* para potenciar la capacidad de absorción y degradación de contaminantes, al tiempo que generan energía eléctrica a través de procesos electroquímicos. Esta integración ofrece una solución multifuncional y sostenible para abordar los desafíos ambientales y energéticos asociados con el tratamiento de aguas residuales.

REVISIÓN DE LITERATURA

Causas y Consecuencias de la Contaminación del Agua

El acceso al agua potable y a servicios de saneamiento es esencial para la supervivencia humana, el desarrollo socioeconómico y la adaptación al cambio climático. Sin embargo, enfrentamos desafíos considerables debido a la contaminación del agua, que pone en peligro la salud pública y la sostenibilidad ambiental a nivel global. Actualmente, 2,400 millones de personas viven en regiones con escasez de agua, y se estima que el 52% de la población mundial experimentará una severa escasez de agua hacia el año 2050 (ONU-Habitat, 2023).

México ya enfrenta serios desafíos debido a la escasez de agua, un problema que se origina tanto por sequías prolongadas como por la mala distribución y manejo del recurso. A nivel nacional, el consumo de agua varía considerablemente según la región y la actividad. En la Ciudad de México, por ejemplo, el consumo per cápita diario es de aproximadamente 380 litros por persona, lo que supera ampliamente la recomendación de la Organización Mundial de la Salud (OMS), que sugiere un consumo diario de 100 litros por persona (IMCO, 2023). A esta crisis hídrica se le suma el problema de la contaminación del agua, exacerbado por el vertido de aguas residuales sin tratar y la mala gestión de los sistemas de saneamiento. Gran parte de las aguas residuales, tanto urbanas como industriales, son descargadas en cuerpos de agua sin un tratamiento adecuado, lo que agrava la crisis al reducir la cantidad de agua limpia disponible para consumo humano y agrícola (Velázquez-Chávez *et al.*, 2022).

La contaminación del agua en México tiene su origen en diversas actividades humanas, tanto industriales como agrícolas y urbanas. El vertido de productos químicos industriales, metales pesados y residuos tóxicos es una de las principales causas de la contaminación. Muchas industrias descargan sus residuos directamente en cuerpos de agua sin el tratamiento adecuado, afectando gravemente la calidad del agua (SEMARNAT, 2015). El avance de

la industria ha afectado de manera severa los sistemas hídricos en México, con los efluentes industriales y las aguas residuales como principales fuentes de contaminación (Yang, Meng & Jiao, 2018; Sánchez *et al.*, 2019). Además, los residuos de minas, productos farmacéuticos, desechos alimentarios y veterinarios, junto con la disposición inadecuada de residuos sólidos, fertilizantes y pesticidas, contribuyen a la contaminación generalizada del agua (Bhuiyan *et al.*, 2015).

Asimismo, el uso intensivo de fertilizantes y pesticidas en la agricultura genera escorrentías que terminan contaminando ríos y lagos, dañando los ecosistemas acuáticos y representando un riesgo para la salud humana. La ganadería intensiva también contribuye a esta problemática, al verter aguas residuales cargadas de materia orgánica y patógenos (SEMARNAT, 2015). Debido a la creciente escasez de agua, países incluyendo México han recurrido al uso de aguas residuales, muchas veces sin tratamiento adecuado, para la irrigación de cultivos, lo que aumenta los riesgos de contaminación del suelo y de los productos agrícolas (Sarabia-Meléndez *et al.*, 2011).

En las zonas urbanas, el vertido de aguas residuales domésticas, muchas veces sin tratamiento previo, genera una fuerte presión sobre los sistemas hídricos. A pesar de los esfuerzos en algunas regiones, hasta un 95% de las aguas residuales en México son vertidas sin tratamiento (CONAGUA, 2015). Además, el fracking, utilizado para la extracción de gas natural y petróleo, también ha sido señalado como una fuente importante de contaminación del agua. Los derrames de combustibles y el tráfico marítimo son otras fuentes clave que contribuyen a la contaminación, particularmente en las zonas costeras.

Estos factores, combinados, han generado una situación alarmante para los cuerpos de agua en el país. Los contaminantes incluyen una amplia gama de elementos dañinos como bacterias, virus, pesticidas, productos químicos industriales, plásticos y desechos fecales (OMS, 2023), todos los cuales afectan la salud humana, los ecosistemas y la economía.

Abordar la contaminación del agua es un reto urgente que requiere tanto acciones locales como esfuerzos coordinados a nivel global. Las iniciativas de tratamiento de aguas residuales municipales son fundamentales para mitigar los efectos de la contaminación y garantizar un acceso seguro al agua potable para todos (CONAGUA, 2015).

Aguas residuales municipales: Desafíos y Oportunidades

Las aguas residuales municipales se definen como aquellas provenientes de diversas fuentes, que incluyen usos urbanos, domésticos, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios y de tratamiento (Ley de Aguas Nacionales, Artículo 3, IV., 1992). Estas aguas contienen una mezcla compleja de contaminantes, entre ellos nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, compuestos orgánicos, metales pesados, sólidos suspendidos, grasas, aceites, productos químicos y microorganismos patógenos, tales como bacterias coliformes fecales (Jiménez *et al.*, 2010). Estos elementos provienen de diversas actividades humanas que generan un volumen significativo de aguas residuales, cuya adecuada gestión resulta crucial para la preservación del medio ambiente y la salud pública.

El último informe del Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y Tratamiento de Aguas Residuales en México destaca que el país cuenta con 3,661 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (PTAR), de las cuales están operativas 2,642 (72.16%) (CONAGUA, 2019). Las razones principales que llevan a que algunas PTAR no estén en funcionamiento son variadas, incluyendo limitaciones económicas de los organismos operadores para adquirir insumos, falta de personal capacitado, obsolescencia de la infraestructura, deficiencias en el diseño y la construcción, falta de interés por parte de las autoridades locales y la ausencia o insuficiencia de redes de alcantarillado sanitario para su funcionamiento (Rivas-Hernández, 2021).

A nivel internacional, la OMS y otras instituciones establecen estándares de calidad para el tratamiento de aguas residuales, con el objetivo de minimizar los riesgos de salud pública y preservar los ecosistemas acuáticos. En México,

las normativas establecidas por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la Ley de Aguas Nacionales regulan los parámetros para la descarga de aguas tratadas en cuerpos receptores y su reutilización en actividades agrícolas e industriales. La Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 regula los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, mientras que la NOM-003-ECOL-1997 regula el uso de aguas residuales tratadas para riego y otras actividades.

Para cumplir con estos estándares, las plantas de tratamiento deben asegurar que el agua tratada alcance niveles seguros para su reutilización o descarga en el ambiente. Los efluentes deben cumplir con parámetros específicos de calidad, como los niveles de la DQO, DBO, sólidos suspendidos totales, coliformes fecales, huevos de helmintos, y nutrientes como nitrógeno y fósforo. Además, se monitorean variables importantes como el voltaje generado en procesos bioelectroquímicos, con el fin de optimizar el desempeño de los sistemas de tratamiento.

El tratamiento de aguas residuales es crucial para prevenir la contaminación ambiental y del agua, así como para proteger la salud pública. Aunque las necesidades de tratamiento varían según la región, existen opciones tradicionales y modernas disponibles al diseñar una planta de tratamiento. Es esencial evaluar el nivel óptimo de tratamiento requerido y considerar las limitaciones presupuestarias. El objetivo del tratamiento de aguas residuales no es producir un efluente estéril, sino reducir los microorganismos dañinos a niveles seguros para su reutilización o descarga en el medio ambiente. Al elegir la tecnología de tratamiento adecuada, se deben tener en cuenta diversos factores, como la composición de los residuos, los estándares de efluente, las opciones de uso y desecho, y la viabilidad operativa (Reynolds, 2002).

Tecnologías actuales en el tratamiento de aguas residuales

Se han adoptado distintos métodos en el tratamiento de aguas contaminadas, que incluyen procesos biológicos, fotoquímicos y fisicoquímicos, cada uno con variaciones en su viabilidad técnica y económica.

Los procesos físicos incluyen la sedimentación, la filtración y la evaporación, que se utilizan para eliminar sólidos suspendidos y otras partículas presentes en el agua. Los procesos químicos, como la coagulación-flocculación y la desinfección, implican la adición de productos químicos para precipitar y desinfectar los contaminantes presentes en el agua. Por otro lado, los procesos biológicos, como la oxidación biológica y la desnitrificación, utilizan microorganismos para descomponer materia orgánica y otros compuestos presentes en el agua (Tian *et al.*, 2021).

Cuando estas operaciones y procesos unitarios se combinan en los sistemas de depuración de aguas residuales, dan lugar a trenes de tratamiento (Figura 1) los cuales permiten eliminar una gama más de contaminantes y garantizar la calidad del agua tratada.



Figura 1. Ejemplos de integración de trenes de tratamiento de aguas residuales (Noyola, 2013).

Entre estas tecnologías o trenes de tratamiento destacan los sistemas bioelectroquímicos (SBE). Estos sistemas combinan procesos biológicos y electroquímicos. Entre los diferentes tipos de SBE destacan las celdas de combustible microbianas (CCM) (Martinez-Amador *et al.*, 2022), estos sistemas aprovechan la actividad metabólica de microorganismos, como

bacterias electroactivas, para catalizar reacciones redox que generan corriente eléctrica. La clave de estos sistemas radica en la interacción entre microorganismos y electrodos, donde los primeros transferirán electrones al electrodo, generando así corriente eléctrica (Logan *et al.*, 2006).

Una tecnología igualmente relevante pero ampliamente adoptada son los humedales artificiales, los cuales se fundamentan en una tecnología de tratamiento de aguas residuales basada en procesos naturales, demostrando ser una alternativa efectiva y económicamente viable (Ciria *et al.*, 2005). Estos sistemas, diseñados para emular los procesos de los humedales naturales, destacan por su bajo costo de mantenimiento y su eficacia eco-tecnológica y biológica, lo que los posiciona como una opción atractiva para el tratamiento de aguas residuales (ONU-HABITAT, 2008). La eficiencia de estos sistemas depende en gran medida de su diseño, que abarca aspectos como la superficie, la relación longitud-anchura, la profundidad del agua, la carga de aguas residuales y el tiempo de residencia del agua en el humedal (Shutes, 2001).

La eficiencia de los humedales artificiales en la eliminación de microorganismos patógenos, materia orgánica y sólidos suspendidos puede variar según diferentes factores, pero se ha observado que generalmente logran una eficiencia de eliminación por encima del 90% para microorganismos patógenos, alrededor del 80% para material orgánico y sólidos suspendidos, mientras que la eficiencia de eliminación de nutrientes suele ser inferior al 60% (Shutes, 2001). Los sistemas de humedales utilizan plantas acuáticas grandes (macrofitas) con capacidad fitorremediadora para ayudar en la descomposición de aguas residuales (Kadlec & Knight, 1996).

Especies vegetales fitorremediadoras en humedales artificiales

Las plantas desempeñan un papel crucial en los humedales construidos, proporcionando las condiciones necesarias para la filtración física de las aguas residuales, una gran superficie específica para el crecimiento microbiano y una fuente de carbohidratos para las bacterias. Absorben

nutrientes y los integran en sus tejidos vegetales. Además, liberan oxígeno en el sustrato, creando una zona en la que los microorganismos aeróbicos pueden prosperar y llevar a cabo la oxidación química. También ofrecen hábitat para la fauna y hacen que el sistema de tratamiento de aguas residuales sea visualmente más atractivo. La selección de especies vegetales para los humedales es un aspecto importante en el proceso de diseño de estos sistemas (Karungamye, 2022).

En los sistemas de humedales artificiales, existe una amplia gama de especies vegetales que pueden utilizarse debido a su capacidad fitorremediadora, es decir, su habilidad para absorber, acumular y degradar contaminantes presentes en el agua (Rivas-Hernández & Paredes-Cuervo, 2014). Estas plantas juegan un papel crucial en la mejora de la calidad del agua y en la restauración de ecosistemas acuáticos contaminados. Entre las especies más comunes se incluyen *Vetiveria zizanioides* (pasto vetiver), *Phragmites australis* (caña común), *Typha latifolia* (tule o espadaña) y *Canna indica* (lirio de agua), cada una con propiedades específicas que contribuyen a su efectividad (Marín-Muñiz *et al.*, 2023).

Vetiveria zizanioides, o pasto vetiver, es conocida por su sistema radicular profundo, que estabiliza suelos y absorbe metales pesados como plomo y cadmio, siendo útil en suelos erosionados o contaminados por actividades industriales. *Typha latifolia*, o tule, destaca por su eficiencia en la absorción de materia orgánica y nutrientes, siendo ideal para la depuración de aguas residuales domésticas y agrícolas (Marín-Muñiz *et al.*, 2023). *Phragmites australis*, la caña común o carrizo, es una planta acuática que se utiliza ampliamente en humedales debido a su capacidad para absorber nutrientes como nitrógeno y fósforo, reduciendo la eutrofización de cuerpos de agua y ayudando en la eliminación de metales pesados (Mora-Ravelo *et al.*, 2016).

Por otro lado, *Canna indica*, una de las especies más empleadas en humedales artificiales, tiene una alta capacidad para absorber y degradar tanto metales pesados como compuestos orgánicos (Karungamye, 2022). Es efectiva en la eliminación de metales como plomo (*Pb*), cadmio (*Cd*) y zinc (*Zn*), además de promover la actividad microbiana en la rizosfera, lo que

facilita la descomposición de contaminantes (Karungamye, 2022). Su capacidad de adaptación y tolerancia a condiciones ambientales adversas la convierte en una buena opción para el tratamiento de aguas residuales en ambientes acuáticos contaminados.

Canna indica también posee una alta tasa de crecimiento y una notable resistencia a la salinidad y a altos niveles de contaminación, lo que le permite sobrevivir y prosperar en ambientes desfavorables (Karungamye, 2022). Su sistema radicular extenso contribuye significativamente a la eliminación de contaminantes del agua residual, mejorando notablemente la calidad del agua tratada (Marín-Muñiz *et al.*, 2023).

Antecedentes Canna indica en el tratamiento de aguas residuales

La efectividad de *Canna indica* en los humedales artificiales ha mostrado resultados prometedores para la eliminación de una variedad de contaminantes en las aguas residuales. Diversos estudios han revelado que esta planta es especialmente eficiente en la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y otros contaminantes químicos, como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO), así como nutrientes clave como el fósforo total (TP) y el nitrógeno total (TN).

Por ejemplo, un estudio realizado por Barya *et al.* (2020) comparó la efectividad de *Canna indica* con *Acorus calamus* en un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (VSSFCW) para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Los resultados demostraron que *Canna indica* superó a *Acorus calamus* en la eficiencia de eliminación de contaminantes, logrando una mayor remoción de sólidos disueltos totales (TDS) con un 22.31%, DBO con un 81.79%, nitrógeno total con un 60.37% y fosfato con un 80% (Barya *et al.*, 2020).

Además, se ha evaluado el potencial de *Canna indica* para la remoción de metales pesados como cromo, plomo, zinc y cadmio. Un estudio de Ghezali *et al.* (2022) mostró que, en humedales verticales, *Canna indica* logró una eficiencia de remoción de más del 99% de varios metales pesados y nitrógeno, lo que la hace ideal para tratar aguas residuales industriales.

En otros estudios, *Canna indica* ha demostrado ser más eficiente en la eliminación de nutrientes, superando a especies como *Schoenoplectus validus*. Zhang *et al.* (2007) encontraron que *Canna indica* fue el competidor superior en la absorción de nitrógeno y fósforo en condiciones de alto contenido de nutrientes, lo que resalta su capacidad fitorremediadora.

Otro estudio comparativo de vermicelos de flujo vertical observó que la presencia de *Canna indica* mejoró significativamente la eficiencia del sistema. El sistema asistido por *Canna indica* alcanzó una remoción de DBO del 80.6%, en contraste con el 71% del sistema sin plantas, además de una mayor remoción de DQO y SST, con un 75.8% y 84.8% respectivamente (Samal *et al.*, 2017). Estos resultados confirman la capacidad superior de *Canna indica* en la remediación de aguas residuales.

Por otro lado, en un estudio piloto sobre humedales flotantes para el tratamiento de aguas residuales municipales en el Instituto Nacional de Hidrología en India, se evaluaron las especies *Canna indica* y *Phragmites australis*. Los resultados indicaron que *Canna indica* fue más eficiente en la remoción de contaminantes, logrando una tasa de eliminación de DQO del 86% y una eliminación de DBO del 81%, superando a *Phragmites australis* en ambos parámetros. Estos resultados subrayan la capacidad de *Canna indica* para mejorar la calidad del agua en sistemas de tratamiento de aguas residuales, enfocándose en la reducción de materia orgánica y nutrientes (Yadav *et al.*, 2023).

Los anteriores ejemplos de investigaciones han mostrado consistentemente la capacidad de *Canna indica* en sistemas de humedales artificiales para eliminar una amplia gama de contaminantes. Esta planta ha superado a otras especies tanto en la remoción de sólidos disueltos y suspendidos, como en la eficiencia para reducir la demanda química y bioquímica de oxígeno. Sus altos niveles de absorción de nutrientes y eliminación de metales pesados, junto con su resiliencia y adaptabilidad a diversas configuraciones de tratamiento de aguas, refuerzan su posición como una planta clave en la fitoremedición.

Sin embargo, no existen estudios que comparen el rendimiento de *Canna indica* en diferentes configuraciones experimentales, considerando variaciones en el tipo y tamaño de sustrato, inóculo y fotoperiodo. Estas áreas de oportunidad podrían proporcionar información clave para optimizar su desempeño. Asimismo, no se han realizado investigaciones sobre la integración de *Canna indica* en sistemas bioelectroquímicos, lo cual representa un campo de estudio relevante para maximizar la eficiencia de remoción de contaminantes y aprovechar sus capacidades en aplicaciones más avanzadas de tratamiento de aguas residuales.

Sistemas Fitobioelectroquímicos (SFBE): Integración de Humedales Artificiales y Sistemas Bioelectroquímicos (SBE)

Los sistemas bioelectroquímicos (SBE) son tecnologías que combinan procesos biológicos y electroquímicos para tratar aguas residuales. Estos sistemas aprovechan la actividad de microorganismos electro activos para catalizar reacciones redox que generan corriente eléctrica y al mismo tiempo eliminan contaminantes orgánicos y nutrientes presentes en las aguas residuales.

Los sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE) son una evolución de estos sistemas, integrando humedales artificiales con los procesos bioelectroquímicos de los SBE. En un SFBE, se utiliza la fitorremediación proporcionada por plantas, como *Canna indica*, para absorber y degradar contaminantes. La acción biológica de las plantas y la actividad microbiana en la rizosfera se complementan con reacciones electroquímicas que no solo optimizan la eliminación de contaminantes, sino que también generan energía a través de la bioelectricidad producida por los microorganismos presentes.

Esta integración ofrece ventajas adicionales sobre las tecnologías convencionales, ya que permite un tratamiento más eficiente y sostenible de aguas residuales, con el potencial de reducir el consumo de energía y generar electricidad renovable. Tal vez el ejemplo más común de los sistemas fitobioelectroquímicos sean las celdas de combustible microbianas (CCM), desarrolladas en los últimos años con el objetivo de aprovechar la energía

contenida en los compuestos orgánicos de las aguas residuales. Aunque su enfoque principal ha sido la producción de energía, también resultan útiles para el tratamiento de aguas residuales, a pesar de que no se les ha dado la misma prioridad en este aspecto.

Alrededor de 2010, algunos estudios comenzaron a integrar las MFC en humedales construidos, lo que dio lugar a mejoras tanto en la eficiencia del tratamiento como en la producción de pequeñas cantidades de electricidad verde. Por ejemplo, un estudio de Yadav *et al.* (2012) combinó un sistema MFC con humedales para tratar aguas residuales y generar energía. Sin embargo, aunque se lograron avances en el tratamiento, la producción de energía ha sido limitada en comparación con los resultados obtenidos en la remoción de contaminantes en las aguas.

A pesar de los progresos, aún son limitados los estudios y la información publicados sobre la integración de humedales y sistemas bioelectroquímicos. La optimización del tratamiento de aguas en estos sistemas continúa siendo la prioridad, dado que existen variables técnicas y ambientales que deben investigarse y entenderse más profundamente. Aunque el componente de generación de energía es atractivo, la literatura sugiere que los SFBE tienen un mayor potencial cuando se orientan al tratamiento de aguas residuales.

En este contexto, *Canna indica* representa una excelente opción para explorar en los SFBE. Su capacidad fitorremediadora y su eficacia comprobada en la eliminación de contaminantes la posicionan como una especie clave para este tipo de investigaciones. A medida que se desarrollos más estudios y se ajusten variables como el tipo de sustrato, la configuración de electrodos y el fotoperiodo, es probable que los SFBE se conviertan en una opción viable para el tratamiento de aguas residuales a gran escala, con beneficios tanto ambientales como energéticos.

Optimización de Variables en Sistemas Fitobioelectroquímicos

Para maximizar el rendimiento de los Sistemas Fitobioelectroquímicos (SFBE) en el tratamiento de aguas residuales, es crucial optimizar ciertas variables

clave como el inóculo microbiano, el tipo y tamaño del sustrato, y el fotoperiodo. Estas variables impactan directamente en la actividad microbiana, la eficiencia de las reacciones redox y el rendimiento de la fitorremediación en sistemas que integran plantas como *Canna indica*.

Aunque se ha avanzado en la identificación de estas variables, aún falta una comprensión integral sobre cómo maximizar la contribución de cada mecanismo de fitorremediación mediante una selección adecuada de plantas y condiciones óptimas de operación. Esta brecha de conocimiento subraya la necesidad de investigar cómo factores como el tipo de planta, el inóculo, el sustrato y el fotoperiodo pueden mejorar el desempeño de los SFBE.

El inóculo microbiano es esencial para la bioelectricidad y la eliminación de contaminantes, ya que los microorganismos electroactivos catalizan las reacciones redox (Yadav *et al.*, 2013). Elegir una comunidad microbiana adecuada para cada tipo de contaminante puede mejorar la eficiencia del sistema (Lopes *et al.*, 2004).

En cuanto al sustrato, su selección y tamaño afectan tanto el flujo del agua como la adherencia y actividad microbiana. El sustrato sirve de soporte a la vegetación y permite la fijación de la biopelícula bacteriana que interviene en la mayoría de los procesos de eliminación de contaminantes presentes en las aguas a tratar (Pidre- Bocardo, 2010; Delgadillo *et al.*, 2010). Un sustrato de tamaño óptimo y porosidad adecuada puede aumentar la superficie de contacto para el crecimiento del biofilm o biopelícula incrementando la eficiencia de las reacciones redox y los procesos de fitorremediación, retienen mejor los contaminantes y crean condiciones ideales para la actividad microbiana, facilitando el intercambio de oxígeno y nutrientes (Delgadillo *et al.*, 2010).

El fotoperiodo también juega un papel importante en los SFBE. La exposición controlada a la luz optimiza los procesos de fotosíntesis y, en consecuencia, la liberación de oxígeno en la rizosfera, creando condiciones aerobias favorables para la nitrificación y otros procesos bioquímicos (Lee *et al.*, 2014).

La combinación y optimización de estas variables dentro de los SFBE que integran *Canna indica* promete avances significativos en el desarrollo de tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas residuales. Es importante identificar la configuración óptima de estas variables, integrando el tamaño adecuado del sustrato, para maximizar tanto la remoción de contaminantes como la generación de energía, logrando así una solución integrada y eficiente para el tratamiento de aguas residuales municipales.

Justificación

La crisis hídrica y la contaminación del agua en México requieren soluciones innovadoras y sostenibles para el tratamiento de aguas residuales municipales. Por ello, la combinación de sistemas bioelectroquímicos (SBE) con humedales artificiales en un sistema fitobioelectroquímico es fundamental. Esta integración aprovecha la capacidad de especies vegetales como *Canna indica* para fitoacumular y fitodegradar contaminantes, ofreciendo una respuesta eficaz y respetuosa con el medio ambiente a los desafíos actuales en materia de salud pública y medio ambiente.

Hipótesis

El desempeño de *Canna indica* en un sistema fitobioelectroquímico para tratar agua residual municipal mejora optimizando el fotoperiodo, el tipo y tamaño del sustrato, y el inóculo. Se anticipa que ciertas combinaciones de estas variables maximizan el crecimiento de la planta y la eficiencia del tratamiento.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desempeño de *Canna indica* en un sistema fitobioelectroquímico para el tratamiento de aguas residuales municipales bajo diferentes variables: inóculo (In), sustrato (Sust), tamaño de sustrato (TdeS) y fotoperiodo (FP), con el fin de optimizar estas condiciones para maximizar el crecimiento de la planta y la eficiencia del tratamiento.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Obtener plántulas de *Canna indica* para establecer el experimento en el sistema fitobioelectroquímico, evaluando el efecto del tipo de inóculo en el crecimiento inicial y establecimiento de las plantas.
2. Realizar monitoreos cada 24 hrs de DQO, pH y voltaje en el sistema fitobioelectroquímico, con el fin de evaluar el impacto de distintos sustratos en la eficiencia del tratamiento de aguas residuales y en el entorno para *Canna indica*.
3. Conducir el monitoreo de condiciones iniciales y finales, incluyendo la medición de parámetros como DQO e indicadores de calidad microbiológica, para investigar el impacto del tamaño de sustrato en la capacidad de remoción de contaminantes y el crecimiento de la planta.
4. Realizar análisis estadísticos para identificar combinaciones óptimas de inóculo, sustrato, tamaño de sustrato y fotoperiodo que maximicen tanto el crecimiento de la planta como la eficiencia del tratamiento de aguas residuales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales

- 44 plantas de *Canna indica*, estandarizadas en tamaño y edad.
- Tres tipos de sustratos: zeolita, tepojal y tezontle.
- Tres tipos de inóculo: composta, humus líquido y humus sólido.
- Sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE) de capacidad de 1.5 litros.
- Equipamiento para el monitoreo de parámetros electroquímicos (voltaje, densidad de corriente, potencia, etc.).
- Equipamiento para el monitoreo de parámetros físico-químicos del agua (pH, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos, etc.).
- Dispositivos para controlar los fotoperiodos.

Diseño experimental

El diseño experimental más adecuado para nuestra evaluación es el diseño Taguchi L9, debido a que nos permitió evaluar múltiples factores con varios niveles de manera eficiente, optimizando el número de combinaciones y minimizando el uso de unidades experimentales. Este diseño fue elegido porque facilita el análisis de varios factores clave sin necesidad de realizar un número excesivo de experimentos, optimizando así el manejo de las plantas y facilitando la medición de parámetros. Los factores que se evaluaron fueron:

- Inóculo (composta, humus líquido y humus sólido), elegido para determinar qué fuente microbiana maximiza la generación de energía a través de la actividad biológica.
- Sustrato (tepojal, tezontle y zeolita), que influye en la conductividad y el soporte para los microorganismos, afectando el flujo de electrones y la interacción microbiana.
- Tamaño del sustrato (6, 9 y 13 mm), cuyo ajuste es crucial para optimizar el transporte de electrones, la retención de humedad y la interacción entre los microorganismos y los electrodos.

- Fotoperiodo (8, 12 y 16 horas), clave para evaluar cómo la exposición a la luz impacta el rendimiento del sistema, dado que afecta el crecimiento vegetal y la interacción de las plantas con el sustrato.

Tabla 1. Combinaciones experimentales en el diseño Taguchi L9 y controles adicionales

| Combinación | Inóculo (In) | Sustrato (Sust) | Tamaño de Sustrato (mm) (TdeS) | Fotoperiodo (hrs) (Fp) |
|---------------------------------|--------------|-----------------|--------------------------------|----------------------------|
| T1 | COMP | Tep | 6 | 8 |
| T2 | COMP | Tez | 13 | 12 |
| T3 | COMP | Zeo | 9 | 16 |
| T4 | HL | Tep | 13 | 16 |
| T5 | HL | Tez | 9 | 8 |
| T6 | HL | Zeo | 6 | 12 |
| T7 | HS | Tep | 9 | 12 |
| T8 | HS | Tez | 6 | 16 |
| T9 | HS | Zeo | 13 | 8 |
| Control negativo (CN) | - | - | - | sin fotoperiodo controlado |
| Control sin planta (CSP) | COMP | Tep | 6 | sin fotoperiodo controlado |

Tabla 1. Combinaciones experimentales utilizadas en el diseño Taguchi L9. Las combinaciones incluyeron los factores: tipo de inóculo (COMP: Composta, HL: Humus Líquido, HS: Humus Sólido), sustrato (Tep: Tepojal, Tez: Tezontle, Zeo: Zeolita), tamaño de sustrato (9, 10, 12 mm) y fotoperiodo (10, 12, 14 horas). Se añadieron dos controles fuera del diseño L9: el Control Negativo (CN) sin factores ni fotoperiodo controlado, y el Control Sin Planta (CSP), con composta y Tepojal, pero sin planta ni fotoperiodo controlado.

El diseño incluyó 9 combinaciones de factores, cada una replicada 4 veces, sumando 36 unidades experimentales. Además, se incluyeron dos controles adicionales, uno sin factores y otro sin planta, cada uno con 4 réplicas, para un total de 44 unidades experimentales. De esta forma, logramos un diseño que proporciona información valiosa sobre la interacción de los factores clave,

mientras optimizamos el manejo de las plantas y facilitamos la medición de los parámetros necesarios.

Preparación de las plántulas

1. Se seleccionaron y estandarizaron plantas juveniles de *Canna indica* en tamaño y edad para garantizar la uniformidad experimental.

Montaje de los sistemas fitobioelectroquímicos

2. Preparación de inóculos: preparar las mezclas de compost, humus líquido y humus sólido.
3. Preparación de sustratos: clasificar y preparar los sustratos (zeolita y tezontle) en tamaños.
4. Preparación de las celdas bioelectroquímicas de capacidad de 1.5 litros con tres sustratos diferentes (zeolita, tepojal y tenzontle)
5. Sembrar o colocar las plántulas de *Canna indica* en cada una de las celdas, asegurando una distribución uniforme.

Control de los fotoperíodos

6. Se establecieron tres condiciones de fotoperiodo:

- 8 horas de luz/16 horas de oscuridad.
- 12 horas luz/ 12 horas oscuridad.
- 16 horas de luz/8 horas de oscuridad.

Establecimiento del experimento

7. Realizar mediciones de los parámetros iniciales de las celdas bioelectroquímicas y del agua residual municipal.
8. Registrar las condiciones iniciales de las plantas y de los sistemas fitobioelectroquímicos.

Monitoreo y seguimiento

9. Se llevó a cabo un monitoreo continuo de parámetros electroquímicos y físico-químicos del agua en las celdas.

Parámetros de monitoreo diario

- DQO: indica la cantidad de materia orgánica presente en el sistema.
- pH: controla la acidez o alcalinidad del medio, lo cual puede afectar el crecimiento de las plantas y la eficiencia del proceso.
- Voltaje: mide la generación de voltaje a lo largo del proceso, relacionado con la actividad bioelectroquímica.

Condiciones finales

10. Despues de un periodo de tiempo determinado, se realizaron mediciones finales de los parámetros electroquímicos y físico-químicos, así como del crecimiento de las plantas.
11. Registrar las condiciones finales de los sistemas fitobioelectroquímicos.

Parámetros para determinar condiciones iniciales y finales

- DBO: indica la cantidad de materia orgánica que puede ser biodegradada por microorganismos aeróbicos.
- Grasas y aceites: contaminantes comunes que deben ser monitoreados para evaluar la calidad del agua tratada.
- Coliformes totales y fecales: indican la contaminación microbiológica y la eficiencia en la remoción de patógenos.
- Huevos de helmintos: indican la presencia de parásitos y la eficiencia en la remoción de contaminantes microbiológicos.

La metodología detallada para cada ensayo se encuentra en el apartado de anexos. Para obtener información adicional y específica sobre los procedimientos empleados, consulte los anexos al final del documento.

Análisis estadístico

12. Evaluar la robustez del proceso, realizar un análisis de Radio de Señal a Ruido (S/N). Calcular los valores de S/N para cada combinación de factores, evaluando la relación entre la señal (efecto deseado) y el ruido (variabilidad no deseada). Un S/N más alto indica una mejor relación señal-ruido, lo que sugiere una configuración más robusta y menos sensible a la variabilidad.
13. Llevar a cabo una verificación de los supuestos estadísticos, incluyendo la normalidad de los datos, la homogeneidad de varianzas, la independencia de las observaciones y la aleatoriedad de las muestras.
14. Realizar un análisis de varianza (ANOVA) para evaluar la variabilidad entre los diferentes niveles de los factores y determinar si existen diferencias significativas en la respuesta medida (por ejemplo, DQO, pH, conductividad eléctrica, etc.) entre los grupos.
15. Realizar una prueba post hoc de Tukey para comparar todas las combinaciones de medias de los grupos y determinar cuáles difieren significativamente entre sí. Esto permitió identificar las diferencias específicas entre los niveles de los factores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Optimización del voltaje en SFBE: el sustrato como principal factor de influencia

El voltaje es una medida clave en sistemas fitobioelectroquímicos diseñados para el tratamiento de aguas residuales, ya que refleja el nivel de actividad microbiana y, por lo tanto, la eficiencia del sistema en la degradación de materia orgánica. Un voltaje más alto indica una mayor actividad biológica, lo que se traduce en una mejor capacidad de depuración de contaminantes. Además, la generación de voltaje en estos sistemas puede aprovecharse para la producción de bioelectricidad, proporcionando un beneficio ambiental y económico adicional.

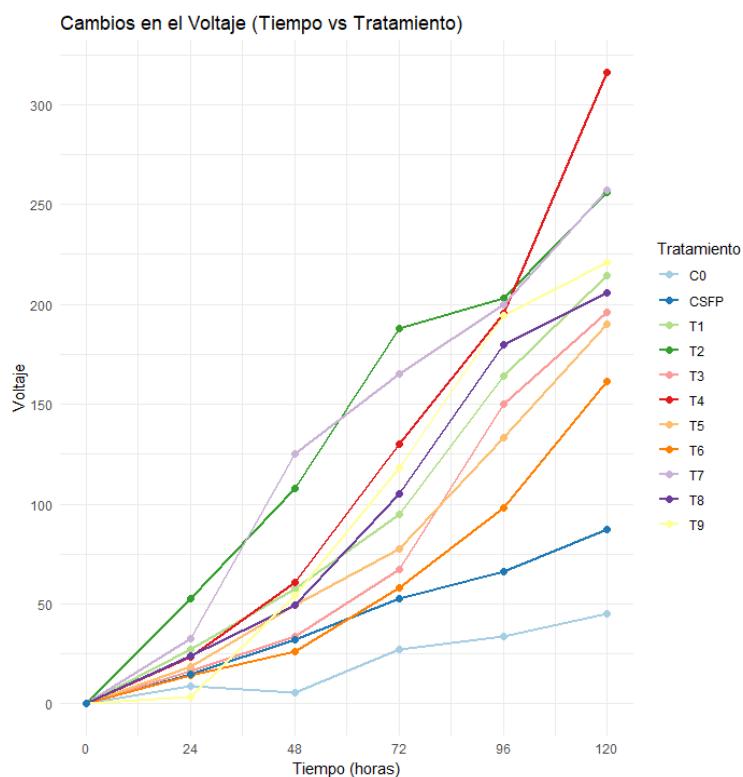


Figura 2. Evolución del voltaje en función del tiempo para cada tratamiento del diseño Taguchi L9 y los controles adicionales. Las mediciones de voltaje se realizaron cada 24 horas durante un periodo de 120 horas.

Este estudio evaluó el impacto de diferentes combinaciones de inóculo, sustrato, fotoperiodo y la presencia o ausencia de planta en la generación de voltaje. Para esto se trabajó con un modelo estadístico Taguchi L9. A continuación, se analizan los resultados obtenidos a partir este modelo utilizando, un análisis de varianza (ANOVA), la prueba post-hoc de Tukey y el análisis de la relación Señal/Ruido (S/N)

Se llevó a cabo el seguimiento del voltaje generado en el sistema fitobioelectroquímico durante un periodo de 120 horas, tomando mediciones cada 24 horas. La Figura 2 muestra la evolución del voltaje para cada combinación de factores o tratamiento del diseño experimental, así como para los dos controles adicionales. La gráfica refleja cómo el voltaje aumentó progresivamente con el tiempo en la mayoría de los tratamientos, lo que permite observar el comportamiento de cada combinación de factores y su impacto en la generación de energía.

Los tratamientos más destacados fueron T4 (en rojo) y T7 (en verde), que alcanzaron los voltajes más altos después de 120 horas. Este comportamiento podría explicarse por la sinergia entre el tipo de sustrato, que permitió un buen flujo de electrones, y el fotoperiodo prolongado, que facilitó el crecimiento vegetal y una mayor interacción entre las raíces y los microorganismos.

En contraste, el control sin planta (CSP) y el control negativo (C0) mostraron los voltajes más bajos, lo cual era esperado. En el caso del control sin planta, la ausencia de la interacción entre las raíces de las plantas y los microorganismos limitó significativamente la generación de energía, mientras que el control negativo mostró que, sin los factores clave, el sistema no es capaz de producir voltaje de manera eficiente. Estos resultados refuerzan la importancia de la planta y la combinación adecuada de sustrato, inóculo y fotoperiodo para maximizar la generación de energía en este tipo de sistemas.

Análisis Estadístico de Variaciones en el Voltaje: ANOVA, Prueba de Tukey y Boxplot.

Para determinar si las diferencias observadas en el voltaje generado por los distintos tratamientos eran estadísticamente significativas, se llevó a cabo un ANOVA. Esta prueba estadística es fundamental en experimentos como este, donde se comparan múltiples grupos (tratamientos) para identificar si las variaciones en las respuestas (en este caso, el voltaje) pueden atribuirse al efecto de los tratamientos o si son producto de la variabilidad natural entre réplicas.

El ANOVA mostró un valor de $p \leq 0.05$, lo que indica que las diferencias entre los tratamientos son estadísticamente significativas. En otras palabras, los tratamientos influyen de manera real en la generación de voltaje, y las variaciones observadas no son producto del azar. Sin embargo, para identificar específicamente qué tratamientos difieren entre sí, se realizó la prueba de Tukey, un método post-hoc que agrupa los tratamientos en función de sus diferencias significativas. La tabla 2 muestra los resultados de la prueba de Tukey, donde se agrupan los tratamientos según las letras. Los tratamientos que comparten una misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas entre ellos, mientras que aquellos que tienen letras diferentes sí difieren significativamente.

Por ejemplo, T4 se distingue claramente como el mejor tratamiento, formando un grupo aislado con la letra "A". A medida que se avanza hacia tratamientos con menor voltaje, como T6 y los controles, los tratamientos se agrupan en diferentes categorías, lo que indica su menor eficiencia en la generación de voltaje.

Tabla 2. Agrupación de los tratamientos utilizando el método de Tukey para Voltaje.

| Tratamiento | N | Media | Agrupación |
|-------------|---|---------|------------|
| T4 | 4 | 316.325 | A |
| T7 | 4 | 257.150 | B |
| T2 | 4 | 256.175 | B |
| T9 | 4 | 220.900 | C |
| T1 | 4 | 214.475 | C |
| T8 | 4 | 206.050 | C D |
| T3 | 4 | 196.000 | D |
| T5 | 4 | 190.275 | D |
| T6 | 4 | 161.650 | E |
| CFSP | 4 | 87.167 | F |
| C0 | 4 | 45.025 | G |

Agrupación de los tratamientos utilizando el método de Tukey con una confianza del 95%. Las letras indican qué tratamientos presentan diferencias significativas entre sí. Los tratamientos que no comparten una letra difieren estadísticamente en términos de voltaje.

Para visualizar mejor la variabilidad en los tratamientos, se creó un boxplot (Figura 3), que muestra la distribución del voltaje generado por cada tratamiento. Este gráfico permite observar la dispersión y la consistencia de los resultados, así como los valores atípicos o extremos. Los tratamientos T4, T7 y T2 no solo generaron los mayores voltajes, sino que también muestran una menor dispersión en sus réplicas, lo que refuerza su eficiencia. Por otro lado, los controles C0 y CSP generaron los voltajes más bajos, con una mayor variabilidad en algunos casos, lo que reafirma que la combinación de factores optimizados es crucial para maximizar el rendimiento del sistema.

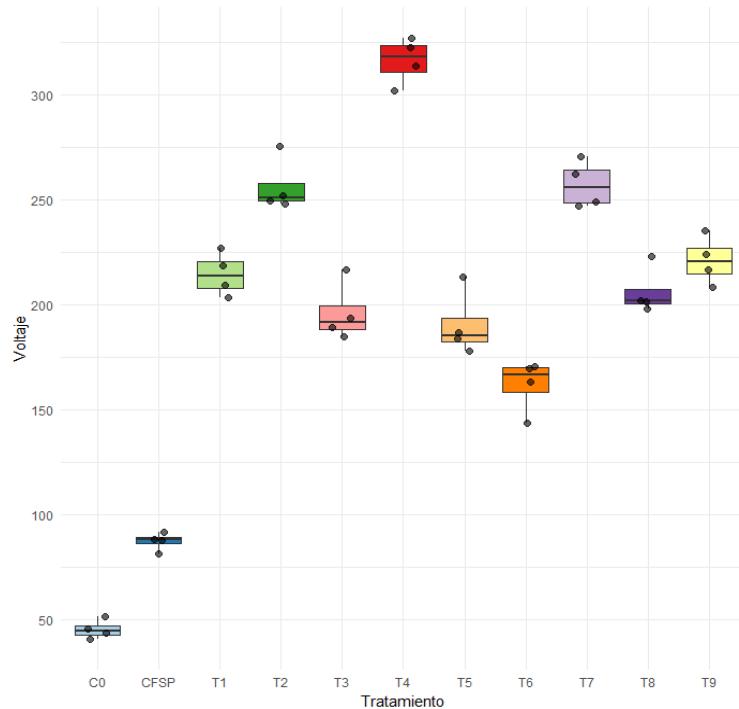


Figura 3. Boxplot de los tratamientos mostrando la distribución del voltaje a las 120 horas. Cada caja representa el rango intercuartílico, y los puntos indican las réplicas individuales. Los tratamientos con menor dispersión y mayor voltaje, como T4, T7 y T2, destacan como los más eficientes.

Análisis de la Relación Señal/Ruido (S/N) y Medias para Optimizar el Voltaje en un Sistema Fitobioelectroquímico

El siguiente paso, después de analizar la tendencia del voltaje a lo largo del tiempo, y hacer el análisis de varianza fue realizar el análisis de la relación Señal/Ruido (S/N), un método estadístico ampliamente utilizado en los diseños Taguchi. Este análisis, realizado con la herramienta Minitab, permite identificar qué combinaciones de factores generan los mejores resultados (mayor voltaje) mientras minimizan la variabilidad, proporcionando información crucial sobre la eficiencia y consistencia del sistema.

Los resultados de este análisis reafirmaron que los tratamientos con los valores más altos de S/N fueron T4 y T7, lo que significa que, además de generar los mayores niveles de voltaje, estos tratamientos fueron los más consistentes y menos variables entre réplicas. Esto sugiere que la

combinación de un buen sustrato (tepojal) y un fotoperiodo prolongado (12-14 horas) es clave para la estabilidad y eficiencia del sistema fitobioelectroquímico.

En contraste, tratamientos como T6 y T9, aunque generaron niveles de voltaje más bajos, mostraron una relativa consistencia, lo que indica que podrían ser optimizados con ajustes adicionales en otros factores, como el tipo de inóculo. Por otro lado, los controles sin planta (CSP) y el control negativo (C0) presentaron los valores más bajos de S/N, lo cual era predecible. Estos controles no solo generaron bajos niveles de voltaje, sino que también mostraron una mayor variabilidad, lo que demuestra que la falta de combinación adecuada de factores (o la ausencia de la planta) reduce significativamente la eficiencia del sistema. Adicionalmente, las tablas obtenidas en Minitab proporcionan una visión más detallada de estos resultados. Para comprender mejor el análisis, primero es necesario entender cómo están configurados los niveles de los factores en el diseño Taguchi.

Tabla 3. Configuración de los niveles para cada factor en el diseño Taguchi L9.

| Factor | 1 | 2 | 3 |
|------------------------|----------|---------------|--------------|
| Inóculo | Composta | Humus Líquido | Humus Sólido |
| Sustrato | Tepojal | Tezontle | Zeolita |
| Tamaño sustrato | 6 mm | 9 mm | 13 mm |
| Fotoperiodo | 8 horas | 12 horas | 16 horas |

Configuración de los niveles para cada factor en el diseño Taguchi. Estos niveles representan las combinaciones de inóculo, sustrato, tamaño de sustrato y fotoperiodo evaluadas en el experimento.

La Tabla 3 proporciona una explicación de los niveles asociados a cada factor evaluado en el experimento: Inóculo, Sustrato, Tamaño de Sustrato, y Fotoperiodo. Estos niveles son fundamentales para interpretar correctamente los resultados presentados en las siguientes tablas (4 y 5).

La Tabla 4 muestra los resultados del análisis de Señal/Ruido (S/N), que es crucial para identificar las combinaciones de factores que no solo producen el mayor voltaje, sino que también lo hacen de manera más estable, minimizando la variabilidad entre réplicas. Según los resultados, los factores más influyentes en la robustez del sistema son el tamaño de sustrato y el sustrato, clasificados en primer y segundo lugar, respectivamente.

Por otro lado, la Tabla 5 presenta el análisis de las medias para cada nivel de los factores. Esta tabla muestra los valores promedio de voltaje alcanzados en cada combinación de factores, permitiéndonos ver qué factores producen el mayor voltaje en términos absolutos. Al igual que en el análisis S/N, los factores de tamaño de sustrato y sustrato son los más influyentes en la producción de voltaje, ya que presentan los mayores delta y diferencias entre niveles.

Tabla 4. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para voltaje y clasificación de factores.

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 46.88 | 48.28 | 45.69 | 46.37 |
| 2 | 46.59 | 46.68 | 48.35 | 46.85 |
| 3 | 47.12 | 45.63 | 46.55 | 47.38 |
| Delta | 0.54 | 2.64 | 2.66 | 1.01 |
| Clasificar | 4 | 2 | 1 | 3 |

Análisis de Señal/Ruido (S/N) realizado con la métrica "Más grande es mejor". Los factores "Tamaño de Sustrato" y "Sustrato" fueron los más influyentes en la estabilidad del sistema, según los valores de delta y su clasificación.

Tabla 5. Respuestas de medias para voltaje y clasificación de factores.

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 222.2 | 262.6 | 194.1 | 208.5 |
| 2 | 222.8 | 217.5 | 264.5 | 225 |
| 3 | 228 | 192.8 | 214.5 | 239.5 |
| Delta | 5.8 | 69.8 | 70.4 | 30.9 |
| Clasificar | 4 | 2 | 1 | 3 |

Resultados de medias obtenidos para cada nivel de los factores evaluados. Los factores “Tamaño de Sustrato” y “Sustrato” fueron los más influyentes en la estabilidad del sistema, según los valores de delta y su clasificación.

En conjunto, estas las tablas 4 y 5 proporcionan una visión completa: la proporción S/N ayuda a identificar las combinaciones más robustas en términos de consistencia, mientras que la tabla de medias nos muestra qué niveles generan el mayor voltaje en términos absolutos.

Por lo tanto, la combinación óptima de factores para maximizar el voltaje y la consistencia en el sistema fitobioelectroquímico con *Canna indica*, según el análisis de Señal/Ruido (S/N), es: humus sólido, tepojal, un tamaño de sustrato de 9 mm y un fotoperíodo de 16 horas. Esta configuración no solo genera el mayor voltaje, sino que también minimiza la variabilidad, haciendo al sistema más eficiente y estable para aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales.

Optimización de la eficiencia en la reducción de demanda química de oxígeno en un sistema fitobioelectroquímico con Canna indica

La DQO es uno de los parámetros más importantes, si no el principal, en sistemas fitobioelectroquímicos, ya que mide la cantidad de materia orgánica oxidable en las aguas residuales. En México, la DQO es un criterio fundamental dentro de las normas de calidad del agua, regulando la descarga de aguas tratadas para cumplir con los estándares ambientales. Los límites permisibles para aguas residuales industriales en México están por debajo de

200 mg/L de DQO, siendo este indicador un reflejo directo de la eficiencia del tratamiento.

Una reducción eficaz de la DQO indica una depuración eficiente de los contaminantes orgánicos en el agua. La gráfica de la Figura 4 muestra la evolución de la DQO durante un periodo de 120 horas para varios tratamientos, y revela claras diferencias en la eficiencia de la remoción de materia orgánica entre ellos. De manera destacada, el tratamiento T4 (línea roja) presentó la disminución más rápida en la DQO, alcanzando una reducción del 74.18% en las primeras 24 horas. Esta reducción considerable en tan poco tiempo resalta la alta eficiencia del tratamiento en la eliminación de materia orgánica. Esta eficiencia inicial también concuerda con los resultados obtenidos previamente en los análisis de voltaje, donde T4 resultó ser el tratamiento con mayor generación de voltaje, lo cual sugiere un fuerte vínculo entre el rendimiento electroquímico y la capacidad de remoción de contaminantes.

Aunque T4 mostró el mayor desempeño inicial, es importante notar que, hacia las 120 horas, el tratamiento T5 (línea naranja) alcanzó la DQO más baja, con 27.5 mg/L. Esto indica que, a largo plazo, T5 resultó ser el más efectivo en la reducción continua de la materia orgánica. Sin embargo, la curva de T4, con un valor final de 42.5 mg/L, sigue siendo notablemente eficiente y refleja un rendimiento robusto durante todo el experimento.

Por otro lado, los tratamientos de control C0 (línea celeste) y CSFP (línea azul oscuro) mostraron un comportamiento significativamente más lento y menos eficiente. A las 24 horas, C0 y CSFP presentaban niveles de DQO de 478.75 mg/L y 450 mg/L, respectivamente, y aunque ambos controles lograron reducir la DQO a 146.875 mg/L y 125.625 mg/L al finalizar el experimento, nunca alcanzaron los niveles observados en los tratamientos más efectivos como T4 y T5. Esto indica que, sin un tratamiento adecuado, los sistemas fitobioelectroquímicos por sí solos no son suficientes para lograr una depuración rápida y eficiente de los contaminantes orgánicos.

Analizando otros tratamientos, observamos que T9 (línea amarilla) también demostró ser un tratamiento eficiente, especialmente a partir de las 48 horas, donde alcanzó una DQO de 111.875 mg/L, situándose por debajo del umbral crítico de 200 mg/L. Aunque no fue tan eficiente como T4 en las primeras etapas, T9 logró mantener una tendencia constante y finalizó con una DQO de 28.75 mg/L, lo que lo coloca entre los tratamientos más efectivos junto con T5.

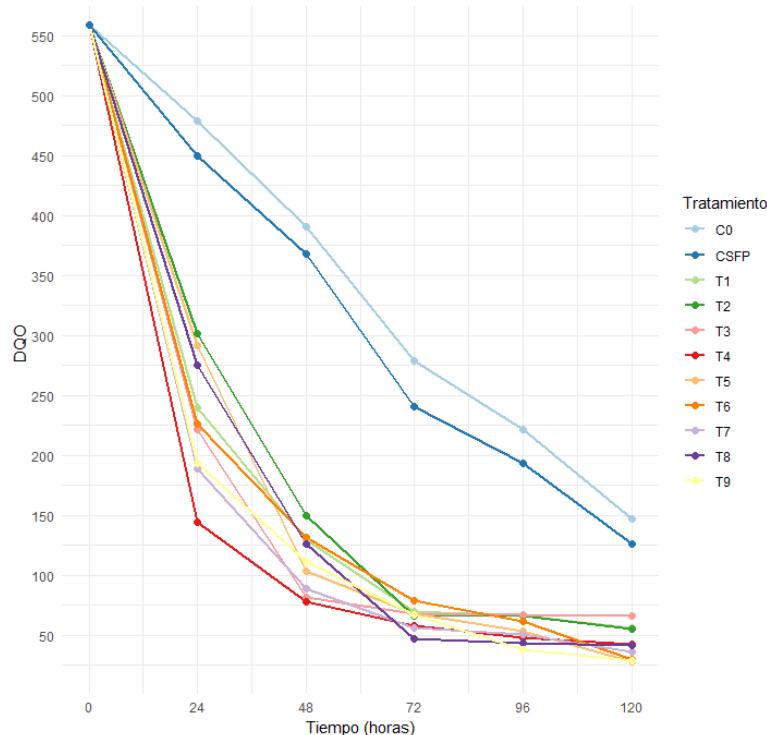


Figura 4. Cambios en DQO a lo largo del tiempo para diferentes tratamientos en un sistema fitobioelectroquímico. Las mediciones se realizaron cada 24 horas durante un periodo de 120 horas.

Tratamientos como T1, T2, T3, y T6 mostraron disminuciones moderadas de la DQO, logrando reducciones que se estabilizaron por debajo de 100 mg/L a las 120 horas. Aunque estos tratamientos no fueron tan rápidos como T4 en la etapa inicial, su rendimiento a largo plazo fue aceptable.

Análisis estadístico de variaciones en el DQO: ANOVA, Prueba de Tukey y Boxplot.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para evaluar el efecto de los diferentes tratamientos sobre la DQO después de 120 horas de tratamiento.

Los resultados del ANOVA mostraron una diferencia altamente significativa entre los tratamientos, con un valor $F = 61.50$ y un valor $p = 0.000$, indicando que los tratamientos afectaron de manera significativa los niveles de DQO en las aguas tratadas.

Tabla 6. Resultados de la prueba de Tukey al 95% de confianza para los valores de DQO a las 120 horas.

| Tratamiento | N | Media | Agrupación |
|-------------|---|---------|------------|
| C0 | 5 | 141.500 | A |
| CSFP | 3 | 127.500 | A |
| T3 | 4 | 66.250 | B |
| T1 | 4 | 55.625 | B C |
| T2 | 4 | 55.000 | B C |
| T4 | 4 | 42.500 | B C D |
| T8 | 4 | 41.250 | C D |
| T7 | 4 | 36.250 | C D |
| T6 | 4 | 30.000 | D |
| T9 | 4 | 28.750 | D |
| T5 | 4 | 27.500 | D |

Agrupación de los tratamientos utilizando el método de Tukey con una confianza del 95% para DQO a 120 horas, donde C0 y CSFP muestran los valores más altos de DQO, mientras que los tratamientos T5 y T9 presentan las reducciones más significativas.

Posteriormente, se aplicó una prueba de comparación múltiple de Tukey al 95% de confianza para identificar cuáles tratamientos presentaban diferencias significativas entre sí (Tabla 6). Los tratamientos se agruparon en diferentes categorías, siendo aquellos que no comparten la misma letra estadísticamente diferentes entre sí.

Los tratamientos C0 y CSFP (controles), que pertenecen al grupo A, presentaron los valores de DQO más altos, lo que refleja que estos controles no tuvieron una reducción significativa en la DQO a lo largo del experimento. Estos resultados son consistentes con el comportamiento observado en la gráfica de DQO, donde los controles mostraron una reducción mucho más lenta y menos eficiente de la materia orgánica.

Por otro lado, el tratamiento T5 fue el más eficiente en la reducción de la DQO, alcanzando una media de 27.5 mg/L, lo que lo ubica en el grupo D, claramente diferenciado de los controles y la mayoría de los demás tratamientos. Este resultado es significativo, ya que T5 logró mantener la DQO más baja al final del experimento, mostrando una depuración constante y efectiva. Otro tratamiento destacado fue T9 con un valor de DQO de 28.75 mg/L, que también se ubicó en el grupo D, lo que indica un desempeño similar al de T5 en términos de reducción de DQO. Aunque T4 no obtuvo la DQO más baja al final del experimento, logró mantener un desempeño destacado a lo largo del estudio, con una media de 42.5 mg/L. T4 fue agrupado en las categorías B, C y D, lo que sugiere que su eficiencia fue superior a la de varios tratamientos (como T3, T1 y T2),

Finalmente, los tratamientos T1, T2, T3, T6, T7 y T8 se agruparon en las categorías B y C, lo que indica que, aunque lograron reducir la DQO de manera significativa, no alcanzaron la misma eficiencia que T5 y T9 en la etapa final del experimento.

En resumen, los tratamientos T5 y T9 demostraron ser los más efectivos en la reducción de la DQO a las 120 horas, mientras que T4 destacó por su alta eficiencia en la etapa inicial. Estos resultados sugieren que algunos tratamientos son significativamente más eficientes que los controles y otros tratamientos, lo que confirma la efectividad de los tratamientos específicos para la reducción de la DQO en sistemas fitobioelectroquímicos. Este mismo comportamiento se refleja en la Figura 5, que presenta un boxplot de los valores de DQO a las 120 horas para cada tratamiento, permitiendo visualizar la distribución de los datos y las diferencias entre ellos.

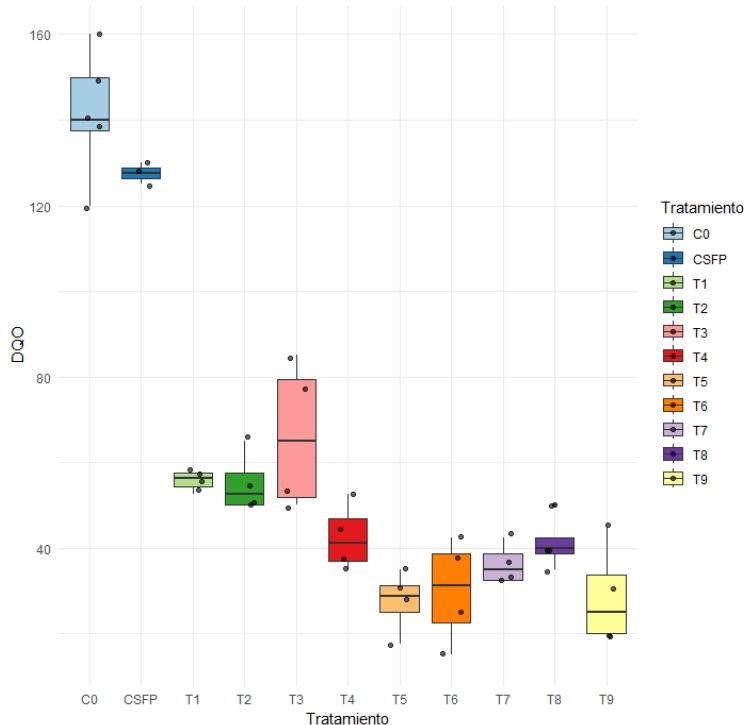


Figura 5. Boxplot de la DQO por tratamiento a las 120 horas. La gráfica muestra la dispersión y los valores medianos de DQO para cada uno de los tratamientos, con los controles C0 y CSFP reflejando las DQO más altas y tratamientos como T5 y T9 alcanzando las DQO más bajas.

Los controles C0 y CSFP presentaron las DQO más altas, con medianas cercanas a 120 mg/L. En contraste, T5 y T9 alcanzaron los valores más bajos, con medianas cercanas a 30 mg/L. Sin embargo, T5 mostró una menor dispersión de los datos, lo que refleja una mayor consistencia en su efecto, mientras que T9 fue más variable. De manera similar, T4, aunque no tuvo la DQO más baja al final, mostró menos dispersión en comparación con otros tratamientos intermedios, lo que resalta su buen desempeño.

Análisis de la Relación Señal/Ruido (S/N) y medias para optimizar la DQO en un sistema fitobioelectroquímico

Para analizar en mayor detalle el diseño Taguchi aplicado a la reducción de la DQO, se llevó a cabo un análisis de la relación señal/ruido (S/N) utilizando el criterio de "más pequeño es mejor", dado que el objetivo era minimizar los valores de la DQO. Como se detalla en la Tabla 3, cada factor fue evaluado en tres niveles, proporcionando una base sólida para interpretar los resultados

de la Tabla 7, que muestra los valores medios de señal/ruido para cada uno de los factores. El Inóculo resultó ser el factor más relevante, con una Delta de 5.08, siendo el nivel 1 (Composta) el que proporcionó mayor robustez y estabilidad en la reducción de la DQO. El Fotoperiodo también demostró una contribución significativa, con una Delta de 2.81, destacando al nivel 3 (16 horas de luz) como el más robusto para este factor. El análisis de señal/ruido nos permite identificar los niveles que ofrecen mayor consistencia y resistencia a la variabilidad, lo cual es clave cuando se desea obtener resultados estables y predecibles en condiciones de operación.

Tabla 7. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para DQO y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | -35.38 | -32.89 | -32.25 | -30.95 |
| 2 | -30.3 | -31.97 | -32.18 | -31.85 |
| 3 | -30.89 | -31.71 | -32.13 | -33.77 |
| Delta | 5.08 | 1.17 | 0.12 | 2.81 |
| Clasificar | 1 | 3 | 4 | 2 |

Análisis de Señal/Ruido (S/N) realizado con la métrica "Menor es mejor" para cada nivel de los factores evaluados para DQO. Los factores "Inóculo" y "Fotoperiodo" fueron los más influyentes en la estabilidad del sistema, según los valores de delta y su clasificación.

Por otro lado, la Tabla 8, que presenta la respuesta de medias, confirma el impacto de estos factores en los valores promedio del sistema. El inóculo sigue siendo el factor más influyente, con una delta de 25.63, pero en este caso, el nivel 2 (humus líquido) fue el que proporcionó los valores más bajos de DQO. De igual manera, el Fotoperiodo con una delta de 12.71, indicó que el nivel 1 (8 horas de luz) resultó ser el más efectivo para reducir los valores de DQO en términos absolutos. Aunque el sustrato y el tamaño del sustrato tuvieron un impacto menor, los resultados de las medias sugieren que el tezontle (nivel 2) y el tamaño de 9 mm (nivel 2) ofrecieron las mejores condiciones en sus respectivas categorías. A diferencia del análisis de

señal/ruido, el análisis de medias nos da una visión clara de cuáles fueron los niveles que permitieron alcanzar los valores más bajos, lo que es crucial cuando el objetivo principal es maximizar la eficiencia en la reducción de DQO.

Tabla 8. Respuestas de medias para la DQO y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 58.96 | 44.79 | 42.29 | 37.29 |
| 2 | 33.33 | 41.25 | 42.08 | 40.42 |
| 3 | 35.42 | 41.67 | 43.33 | 50 |
| Delta | 25.63 | 3.54 | 1.25 | 12.71 |
| Clasificar | 1 | 3 | 4 | 2 |

Resultados de medias obtenidos para cada nivel de los factores evaluados para DQO. Los factores “Inóculo” y “Fotoperiodo” fueron los más influyentes en la estabilidad del sistema, según los valores de delta y su clasificación.

Dado que los resultados de los análisis de señal/ruido y medias mostraron diferencias importantes, surge la necesidad de encontrar un equilibrio o compromiso entre la robustez y la eficiencia en la reducción de DQO. Este compromiso es esencial para garantizar que los resultados no solo sean bajos en términos absolutos, sino también estables y consistentes ante posibles variaciones experimentales o cambios en las condiciones operativas. Interpretar adecuadamente los resultados de ambos análisis es clave para tomar decisiones informadas y, por ello, es fundamental considerar tanto la consistencia (medida por señal/ruido) como los valores absolutos más bajos (medias). El enfoque más acertado para este caso es basarse en un criterio medio, seleccionando una combinación que ofrezca un buen balance entre ambos aspectos. En este contexto, la combinación óptima sugerida sería: humus líquido (nivel 2) para inóculo, tezontle (nivel 2) para sustrato, tamaño de 9 mm (nivel 2) para el tamaño de sustrato, y 16 horas de luz (nivel 3) para fotoperiodo. Esta combinación permite obtener resultados bajos en la DQO, sin comprometer la robustez y estabilidad del sistema, logrando así un equilibrio adecuado entre ambos análisis.

Optimización de factores para la eliminación de huevos de helmintos en sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE) con *Canna indica*

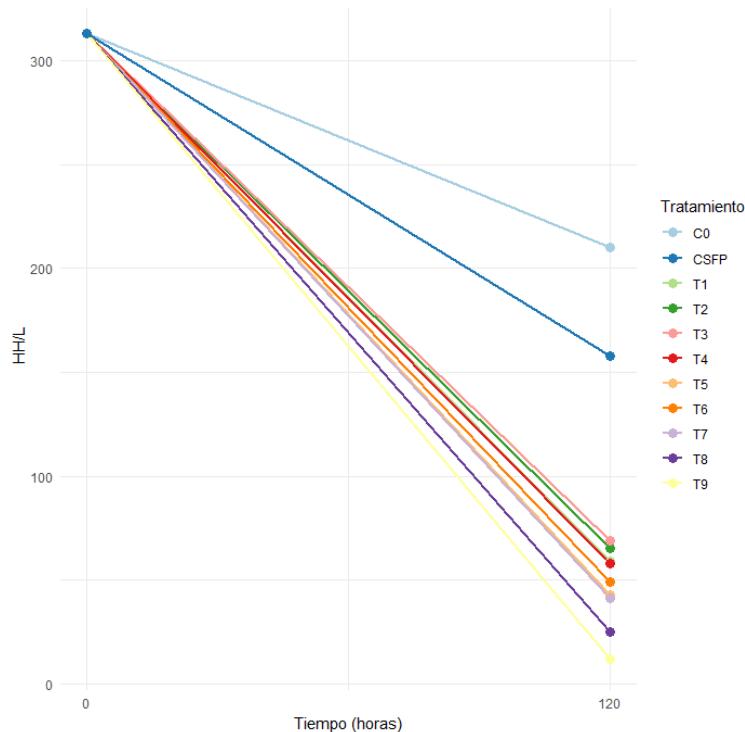


Figura 6. Reducción de huevos de helmintos (HH/L) a lo largo del tiempo para cada tratamiento. Todos los tratamientos iniciaron con 313 HH/L y mostraron distintos grados de reducción a las 120 horas.

Para evaluar la presencia de huevos de helmintos (HH) en el agua residual tratada, se realizaron análisis bajo condiciones iniciales y finales de los tratamientos experimentales. Debido a la necesidad de un mayor volumen de muestra, las réplicas de cada tratamiento fueron mezcladas, lo que permitió obtener muestras representativas para este estudio. El análisis inicial, utilizando agua tal como fue obtenida del registro municipal, mostró un valor de 313 HH/L, que sirvió como referencia para las condiciones de partida.

Dado que el análisis se limitó a las condiciones iniciales y finales, solo se realizó un análisis de señal/ruido con el objetivo de determinar la eficacia en la reducción de huevos de helmintos entre los tratamientos. No se llevó a cabo un ANOVA ni un diseño Taguchi debido a la estructura simplificada del experimento.

La Figura 6 presenta la reducción de huevos de helmintos (HH/L) desde las condiciones iniciales hasta las finales, mostrando cómo cada tratamiento impactó en la disminución de HH/L en el agua residual. Todos los tratamientos comenzaron con un valor inicial de 313 HH/L. Al finalizar el experimento a las 120 horas, los tratamientos T9 y T8 mostraron la mayor eficacia, logrando reducir la cantidad de helmintos a 12 HH/L y 25 HH/L, respectivamente. En contraste, los controles C0 y CSFP fueron los menos efectivos, con valores finales de 210 HH/L y 158 HH/L.

Tratamientos como T5 y T7 también mostraron buenos resultados, con valores de 43 HH/L y 41 HH/L, reflejando una reducción significativa en comparación con los controles. Esta tendencia indica que ciertos tratamientos ofrecen una mayor capacidad para reducir la presencia de huevos de helmintos en el agua tratada.

Análisis de Relaciones de Señal/Ruido y Medias para la Reducción de Huevos de Helmintos

Para analizar la reducción de huevos de helmintos (HH) en el agua tratada, se llevó a cabo un análisis de la relación señal/ruido (S/N) utilizando el criterio de "más pequeño es mejor", dado que el objetivo es minimizar la presencia de HH/L. Como se observa en la Tabla 9, el inóculo fue el factor más influyente, siendo la compostura (nivel 1) el más robusto y consistente para reducir los huevos de helmintos. Del mismo modo, el Fotoperiodo mostró una influencia significativa, destacando el nivel 2 (12 horas de luz) como el más robusto. En cuanto al sustrato, el tepojal (nivel 1) fue el más robusto, mientras que el tamaño de sustrato (nivel 3, 13 mm) mostró ser el más estable y confiable. El análisis de señal/ruido nos permite identificar aquellos niveles que ofrecen mayor robustez y consistencia, lo que es esencial para obtener resultados estables y confiables ante posibles fluctuaciones en las condiciones del experimento.

Tabla 9. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para huevos de helmintos y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | -36.15 | -34.31 | -32.39 | -29.89 |
| 2 | -33.91 | -32.3 | -31.04 | -34.11 |
| 3 | -27.27 | -30.72 | -33.9 | -33.33 |
| Delta | 8.88 | 3.59 | 2.86 | 4.22 |
| Clasificar | 1 | 3 | 4 | 2 |

Análisis de Señal/Ruido (S/N) realizado con la métrica "Menor es mejor" para cada nivel de los factores evaluados para HH. Los factores "Inóculo" y "Fotoperiodo" fueron los más influyentes en la estabilidad del sistema, según los valores de delta y su clasificación.

Por otro lado, el análisis de medias presentado en la Tabla 10 proporciona una visión complementaria, centrándose en los valores absolutos alcanzados por cada nivel. El Inóculo volvió a ser el factor más influyente, destacándose el humus sólido (nivel 3) como el más eficaz en términos de reducción absoluta de huevos de helmintos. El Fotoperiodo identificó al nivel 1 (8 horas de luz) como el que ofreció los valores más bajos de HH/L. En cuanto al sustrato, la zeolita (nivel 3) mostró los mejores resultados en la reducción de HH/L, mientras que el tamaño de sustrato (nivel 1, 6 mm) fue el más efectivo en este análisis.

Tabla 10. Respuestas de Medias para Huevos de Helmintos y Clasificación de Factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 64.33 | 52.67 | 44.33 | 38 |
| 2 | 50 | 44.33 | 45 | 51.67 |
| 3 | 26 | 43.33 | 51 | 50.67 |
| Delta | 38.33 | 9.33 | 6.67 | 13.67 |
| Clasificar | 1 | 3 | 4 | 2 |

Respuesta de medias para los factores y niveles evaluados en la reducción de huevos de helmintos.

Al comparar ambos análisis, los resultados varían de manera importante. En señal/ruido, los niveles más robustos fueron compost (nivel 1) para inóculo, tepojal (nivel 1) para sustrato, 13 mm (nivel 3) para tamaño de sustrato, y 12 horas de luz (nivel 2) para fotoperiodo. Mientras tanto, en medias, los niveles que lograron las mayores reducciones absolutas fueron humus sólido (nivel 3) para inóculo, zeolita (nivel 3) para sustrato, 6 mm (nivel 1) para tamaño de sustrato, y 8 horas de luz (nivel 1) para fotoperiodo.

Para lograr un equilibrio entre la robustez y la eficiencia en la reducción, se opta por seleccionar los niveles que no solo sean consistentes, sino que también ofrezcan una reducción significativa. En este caso, se seleccionó humus sólido (nivel 3) para el Inóculo, dado que su desempeño en la reducción de HH/L fue superior en el análisis de medias, mientras que la diferencia en robustez con compost (nivel 1) no fue considerablemente alta.

En cuanto al sustrato, se seleccionó tezontle (nivel 2), ya que representa un punto medio entre los resultados de señal/ruido y medias, mostrando tanto robustez como una buena capacidad para reducir HH/L. Para el tamaño de sustrato, aunque el nivel 3 (13 mm) fue más robusto en señal/ruido, el nivel 1 (6 mm) se eligió finalmente, ya que logró una mayor reducción en el análisis de medias, ofreciendo una solución más eficiente en términos absolutos, sin que la diferencia en robustez fuera muy significativa.

Finalmente, se seleccionó fotoperiodo de 16 horas (nivel 3), que ofrece un compromiso sólido entre robustez y reducción, al estar en medio de los otros dos niveles evaluados.

La combinación final de niveles óptimos equilibra tanto la consistencia como la reducción efectiva de HH/L: humus sólido (nivel 3) para el inóculo, tezontle (nivel 2) para el sustrato, 6 mm (nivel 1) para el tamaño de sustrato, y 16 horas de luz (nivel 3) para el fotoperiodo. Esta combinación ofrece una solución equilibrada donde se prioriza la reducción de HH/L sin comprometer la estabilidad del proceso, logrando resultados robustos y efectivos.

Optimización de factores para la reducción de demanda bioquímica de oxígeno (DBO sistemas fitobioelectroquímicos (SFBE) con *Canna indica*

La DBO es un parámetro clave en el tratamiento de aguas residuales, ya que mide la cantidad de oxígeno que los microorganismos aeróbicos requieren para descomponer la materia orgánica presente en el agua. El cálculo de la DBO proporciona una estimación de la carga orgánica en el agua y es fundamental para evaluar la eficiencia de los tratamientos de depuración. Un valor elevado de DBO refleja altos niveles de contaminación orgánica, lo que indica que se requiere más oxígeno para descomponer la materia presente, mientras que un valor bajo sugiere una menor presencia de contaminantes y, por lo tanto, una mejor calidad del agua.

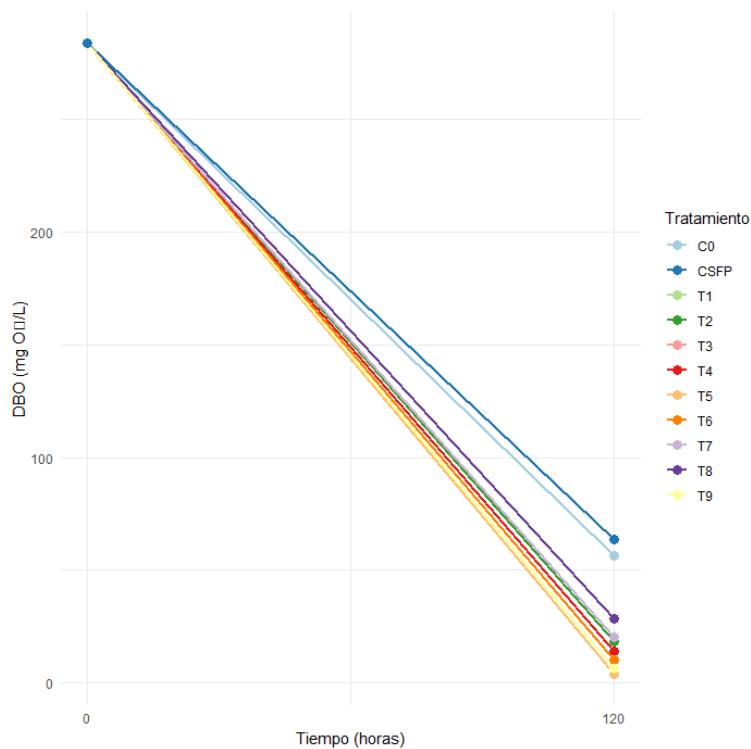


Figura 7. Reducción de la DBO a lo largo del tiempo para diferentes tratamientos. Todos los tratamientos inician con un valor común de 283.69 mg O₂/L y muestran diferentes tasas de disminución de la DBO a las 120 horas.

El proceso para medir la DBO involucra tomar una muestra de agua y medir su oxígeno disuelto inicial (D1) utilizando un ojímetro o el método de Winkler. La muestra se incuba a una temperatura constante de 20°C durante 5 días en un frasco cerrado. Después de este periodo, se mide nuevamente el oxígeno disuelto final (D2). La diferencia entre D1 y D2 refleja la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos durante la descomposición de la materia orgánica, y este valor se expresa en mg de O₂/L. En caso de que la muestra sea diluida, se ajusta el cálculo con el volumen de la dilución.

En este estudio, se midió un valor inicial de 283.69 mg O₂/L de DBO, lo que indica una alta cantidad de materia orgánica en el agua residual antes de aplicar los tratamientos. Al igual que en el análisis de huevos de helmintos, las réplicas de cada tratamiento fueron mezcladas para obtener un volumen adecuado, y se obtuvieron valores finales representativos después de 120 horas de tratamiento.

El objetivo del análisis es identificar los factores más efectivos para la reducción de la DBO, siguiendo el mismo modelo que en los análisis anteriores.

La Figura 7 presenta la evolución de la DBO a lo largo del tiempo, mostrando una tendencia general de reducción para todos los tratamientos desde un valor inicial común de 283.69 mg O₂/L hasta los valores finales después de 120 horas. Los tratamientos T5 y T9 demostraron ser los más efectivos, alcanzando los valores más bajos de DBO con 4.05 mg O₂/L y 6.08 mg O₂/L, respectivamente. En contraste, los controles C0 y CSFP exhibieron las reducciones menos significativas, con valores finales de 56.33 mg O₂/L y 63.63 mg O₂/L. Esto refleja la efectividad diferenciada de los tratamientos en la remoción de materia orgánica, siendo T5 el tratamiento con mejor desempeño.

Análisis de la relación S/N y medias para optimizar la DBO en un sistema fitobioelectroquímico

Para el análisis de la reducción de la DBO, se realizó un estudio mediante la relación señal/ruido (S/N), utilizando el criterio de "más pequeño es mejor", con el objetivo de minimizar la concentración de DBO. Los resultados obtenidos en la Tabla 11 mostraron que los factores con mayor influencia fueron el Fotoperiodo, con una Delta de 10.54, y el inóculo, con una delta de 5.19, lo que indica que estos factores tienen el mayor impacto en la robustez y estabilidad de los resultados.

Los niveles más robustos fueron el Inóculo (nivel 3, humus sólido), el sustrato (nivel 2, tezontle), el tamaño de sustrato (nivel 1, 6 mm) y el fotoperiodo (nivel 3, 16 horas de luz), según la clasificación derivada de los valores delta. Estos niveles ofrecen la mayor consistencia y estabilidad en la reducción de DBO, lo que los hace menos susceptibles a variaciones en el proceso.

Por otro lado, el análisis de medias presentado en la Tabla 12 proporcionó una visión complementaria centrada en los valores de DBO alcanzados en cada nivel. Los factores que mostraron la mayor influencia en la reducción

fueron el fotoperíodo, con una delta de 13.509, y el inóculo, con una delta de 8.781, lo que indica que estos factores tienen el mayor impacto en la reducción de la DBO en términos absolutos. En este análisis, los niveles que proporcionaron la mayor reducción en la concentración de DBO fueron el inóculo (nivel 2, humus líquido), el sustrato (nivel 3, zeolita), el tamaño de sustrato (nivel 2, 9 mm) y el fotoperíodo (nivel 1, 8 horas de luz).

Tabla 11. Respuestas de relaciones Señal/Ruido (S/N), para DBO y clasificación de factores.

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperíodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | -21.31 | -21.62 | -21.62 | -14.5 |
| 2 | -18.43 | -22.14 | -21.31 | -23.82 |
| 3 | -23.62 | -19.61 | -20.44 | -25.04 |
| Delta | 5.19 | 2.53 | 1.17 | 10.54 |
| Clasificar | 2 | 3 | 4 | 1 |

Respuesta para relaciones de señal a ruido (más pequeño es mejor) para la reducción de DBO. Los valores más bajos indican una mejor optimización de los factores y niveles evaluados. Fotoperíodo e Inóculo fueron los factores más influyentes para este parámetro según el valor Delta y la Clasificación.

Al comparar ambos análisis, se observa una disparidad considerable en los niveles recomendados para maximizar tanto la robustez como la reducción absoluta de DBO.

Por lo tanto, es necesario llegar a un compromiso entre ambos análisis, con el fin de obtener una solución equilibrada que permita reducir eficazmente la DBO sin comprometer la estabilidad del proceso.

Para el inóculo, aunque el nivel 3 (humus sólido) fue el más robusto, se selecciona el nivel 2 (humus líquido), ya que mostró la mayor reducción en el análisis de medias y la diferencia en robustez con el nivel 3 no es tan significativa. Este nivel permite una mejor reducción sin sacrificar de manera importante la consistencia en los resultados. En cuanto al sustrato, se selecciona el nivel 1 (tepojal), dado que ofrece una solución intermedia entre robustez y reducción absoluta. Si bien no es el nivel que mostró la mayor

eficacia en la reducción de DBO, proporciona una buena estabilidad y suficiente reducción, logrando un equilibrio razonable entre ambas métricas.

Para el tamaño de sustrato, se selecciona el nivel 2 (9 mm), ya que fue el más efectivo en la reducción de DBO en el análisis de medias y mostró poca variación en la robustez según el análisis de señal/ruido. Esta elección garantiza una excelente disminución de la DBO sin que la robustez se vea comprometida de manera significativa. Finalmente, en cuanto al fotoperiodo, aunque el nivel 1 (8 horas de luz) logró la mayor reducción de DBO, su falta de robustez hace que esta opción sea menos adecuada. En este caso, se opta por el nivel 2 (12 horas de luz), que ofrece un buen equilibrio entre ambos análisis, ya que es lo suficientemente robusto y al mismo tiempo permite una reducción considerable de DBO, posicionándose como la opción más equilibrada.

La combinación óptima seleccionada para la reducción de DBO, que equilibra la robustez y la reducción efectiva, es la siguiente: humus líquido (nivel 2) para el inóculo, tepojal (nivel 1) para el sustrato, 9 mm (nivel 2) para el tamaño de sustrato y 12 horas de luz (nivel 2) para el fotoperiodo. Esta combinación garantiza una buena reducción de DBO, manteniendo al mismo tiempo un nivel adecuado de estabilidad y consistencia en los resultados.

Tabla 12. Respuestas de medias para DBO y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 12.834 | 13.509 | 14.86 | 5.404 |
| 2 | 9.456 | 16.886 | 12.834 | 16.211 |
| 3 | 18.237 | 10.132 | 12.834 | 18.913 |
| Delta | 8.781 | 6.754 | 2.026 | 13.509 |
| Clasificar | 2 | 3 | 4 | 1 |

Respuesta de medias para la reducción de DBO. Los valores reflejan el promedio de la DBO alcanzada en cada nivel de los factores analizados

Optimización de variables para la reducción de grasas y aceites totales en un sistema fitobioelectroquímico utilizando *Canna indica*

Las GyA son contaminantes comunes en las aguas residuales provenientes de actividades industriales y domésticas, y su presencia en el agua tratada puede causar problemas ambientales significativos, como la obstrucción de tuberías y la formación de capas de grasa que afectan el tratamiento biológico del agua. Además, los elevados niveles de grasas y aceites pueden interferir con la vida acuática, formando películas en la superficie del agua que reducen la transferencia de oxígeno.

Para medir las GyA, se emplea el método estándar de extracción con solventes, donde se extraen las grasas y aceites de una muestra de agua utilizando disolventes orgánicos. Posteriormente, se evapora el disolvente y se pesa el residuo resultante, lo cual permite calcular la concentración de grasas y aceites presentes en la muestra, expresada en mg/L.

En este estudio, el valor inicial de grasas y aceites en el agua residual fue de 237 mg/L, lo que indica una alta carga de contaminantes lipídicos en la muestra antes de los tratamientos. Al igual que en los análisis anteriores, las réplicas de cada tratamiento fueron mezcladas para obtener un volumen representativo que permita medir los valores finales. El objetivo del análisis es identificar los factores que más eficientemente contribuyen a la reducción de GyA en el proceso de tratamiento de aguas residuales.

La gráfica de la Figura 8 muestra la reducción de GyA a lo largo de 120 horas para los diferentes tratamientos. En el tiempo inicial (0 horas), todas las muestras presentaban una concentración de 237 mg/L, correspondiente al valor de grasas y aceites en el agua residual no tratada (TI). A lo largo del periodo de tratamiento, las concentraciones de grasas y aceites disminuyeron de manera significativa en la mayoría de los tratamientos, aunque con variaciones en la eficacia de cada uno.

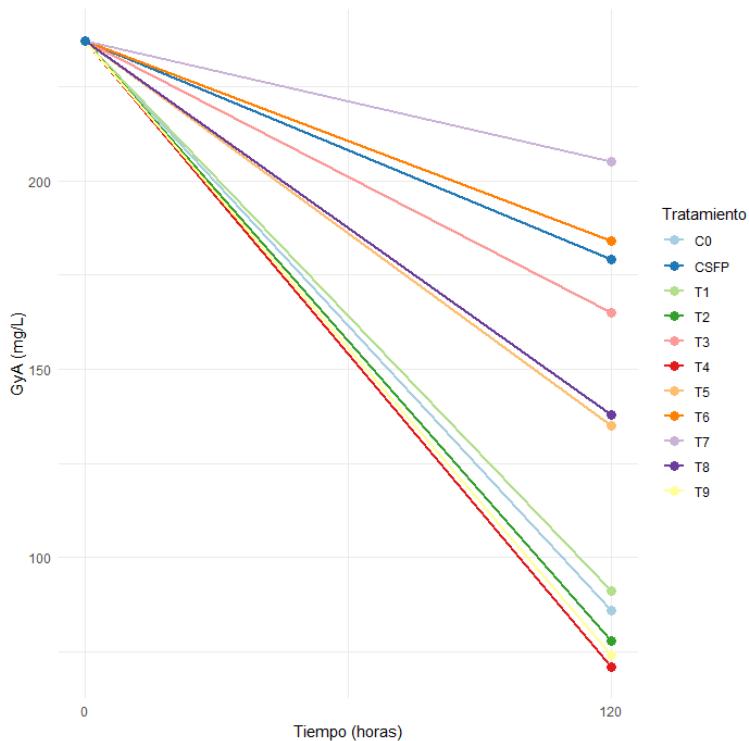


Figura 8. Reducción de grasas y aceites totales (GyA) en mg/L a lo largo de 120 horas para diferentes tratamientos. Los tratamientos **T4**, **T9**, y **T2** mostraron ser los más efectivos en la reducción de grasas y aceites, mientras que los tratamientos **T7** y **T6** fueron los menos eficaces.

El tratamiento T4 resultó ser el más efectivo, reduciendo la concentración de grasas y aceites a 71 mg/L al cabo de 120 horas, seguido de T9 con 74 mg/L. Estos valores sugieren que estos tratamientos tienen una mayor capacidad de eliminación de grasas y aceites en el agua tratada. Por otro lado, el tratamiento T2 también mostró una reducción considerable, con un valor final de 78 mg/L.

En contraste, los tratamientos T7 y T6 fueron los menos efectivos, con valores finales de 205 mg/L y 184 mg/L respectivamente, lo que indica que estos tratamientos no lograron una reducción significativa en comparación con los demás. El control C0 y el tratamiento con condiciones estándar (CSFP) también mostraron una reducción, pero los resultados sugieren que no fueron tan efectivos como los mejores tratamientos.

En conclusión, los tratamientos T4, T9 y T2 demostraron ser los más efectivos en la reducción de grasas y aceites en aguas residuales, mientras que los tratamientos T7 y T6 fueron los menos eficaces.

Esta información es clave para seleccionar los tratamientos más adecuados dependiendo de los objetivos de reducción de contaminantes en aguas residuales.

Análisis de la Relación Señal/Ruido (S/N) y Medias para Optimizar el Grasas y Aceites Totales en un Sistema Fitobioelectroquímico

Al comparar los resultados obtenidos en las Tablas 13 y 14, que muestran los análisis de señal/ruido y medias respectivamente, se observa que los niveles óptimos para la reducción de grasas y aceites varían entre ambos enfoques, lo que sugiere la necesidad de alcanzar un equilibrio entre la robustez del sistema y la efectividad en la reducción de contaminantes.

Tabla 13. Respuestas de relaciones señal/ruido (S/N) para reducción de grasas y aceites totales y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | -40.46 | -40.81 | -42.42 | -39.72 |
| 2 | -41.64 | -41.08 | -37.42 | -43.12 |
| 3 | -42.14 | -42.34 | -44.4 | -41.39 |
| Delta | 1.68 | 1.53 | 6.98 | 3.4 |
| Clasificar | 3 | 4 | 1 | 2 |

Análisis de medias para los niveles de los factores evaluados en la reducción de grasas y aceites totales. El Tamaño de Sustrato y el Fotoperiodo fueron los factores más importantes en la reducción de las concentraciones de grasas y aceites.

En el caso del Inóculo, el análisis de señal/ruido indica que el Nivel 3 (Humus Sólido) es el más robusto, con una menor variabilidad en los resultados. Sin embargo, cuando observamos los datos de medias, se destaca que este mismo nivel mostró la menor reducción en grasas y aceites, con un valor medio de 139 mg/L, mientras que el nivel 1 (composta) logró la mayor reducción (111 mg/L). En este escenario, podría priorizarse la efectividad en la disminución de grasas y aceites seleccionando el nivel 1 (composta), ya que la diferencia en robustez no es lo suficientemente significativa como para sacrificar la reducción efectiva.

Para el Sustrato, el Nivel 3 (Zeolita) fue el más robusto en el análisis de señal/ruido, mientras que, en las medias, el Nivel 2 (Tezontle) mostró una mayor capacidad para disminuir las grasas y aceites, con un promedio de 117 mg/L. En este caso, elegir el Nivel 2 (Tezontle) parece ser un buen compromiso, ya que este nivel se posiciona entre la robustez y la disminución efectiva, ofreciendo un equilibrio adecuado entre ambos criterios.

Tabla 14. Respuestas de medias para grasas y aceites totales y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 111.33 | 122.33 | 137.67 | 100 |
| 2 | 130 | 117 | 74.33 | 155.67 |
| 3 | 139 | 141 | 168.33 | 124.67 |
| Delta | 27.67 | 24 | 94 | 55.67 |
| Clasificar | 3 | 4 | 1 | 2 |

Análisis de medias para los niveles de los factores evaluados en la reducción de grasas y aceites totales. El Tamaño de Sustrato y el Fotoperiodo fueron los factores más importantes en la reducción de las concentraciones de grasas y aceites.

El tamaño de sustrato es otro factor importante donde los resultados varían entre los análisis. En el análisis de señal/ruido, el Nivel 1 (6 mm) fue el más robusto, mientras que, en las medias, el Nivel 2 (9 mm) mostró una mayor reducción en grasas y aceites, con un promedio de 74.33 mg/L. Considerando que la diferencia en robustez es significativa, pero la reducción en grasas y aceites es más eficiente con el Nivel 1 (6 mm), se podría optar por priorizar la disminución y seleccionar este nivel.

Finalmente, en el caso del fotoperíodo, el nivel 2 (12 horas de luz) fue el más robusto según el análisis de señal/ruido, mientras que el nivel 1 (8 horas de luz) fue el que mostró la mayor reducción de grasas y aceites en las medias, con un valor medio de 100 mg/L. Dado que la robustez es importante pero no presenta diferencias críticas, se podría optar por el nivel 1 (8 horas de luz), priorizando la reducción efectiva en este caso.

Después de analizar ambos enfoques, la mejor combinación de niveles para optimizar la reducción de grasas y aceites, sin comprometer demasiado la robustez del sistema, sería la siguiente: inóculo: nivel 1 (composta), ya que presenta la mejor reducción en grasas y aceites. sustrato: nivel 2 (tezontle), por ofrecer un equilibrio entre robustez y efectividad. tamaño de sustrato: nivel 2 (9 mm), priorizando la mayor disminución de grasas y aceites. Fotoperiodo: nivel 1 (8 horas de luz), dado que proporciona la mayor reducción de contaminantes.

Esta combinación representa un compromiso adecuado entre la robustez del sistema y la capacidad para reducir las concentraciones de grasas y aceites totales.

Optimización de variables para la reducción de coliformes fecales en un sistema fitobioelectroquímico utilizando *Canna indica*

Las coliformes totales y fecales son indicadores esenciales para evaluar la calidad microbiológica del agua residual tratada, ya que su presencia sugiere contaminación bacteriana. Las coliformes totales incluyen una amplia gama de bacterias pertenecientes a la familia *Enterobacteriaceae*, como *Escherichia coli*, que pueden encontrarse en el intestino de humanos y animales, así como en el ambiente natural. Las coliformes fecales, un subgrupo de los coliformes totales, son específicos de los intestinos de los animales de sangre caliente, y su detección es un indicador directo de contaminación fecal, lo cual puede representar riesgos serios para la salud pública.

Nuestros resultados se centraron en los coliformes fecales, ya que este parámetro es considerado de mayor relevancia para evaluar la seguridad del agua tratada en relación con la salud pública. Al detectar y cuantificar estos coliformes, podemos determinar la efectividad de los tratamientos en la eliminación de patógenos provenientes de contaminación fecal.

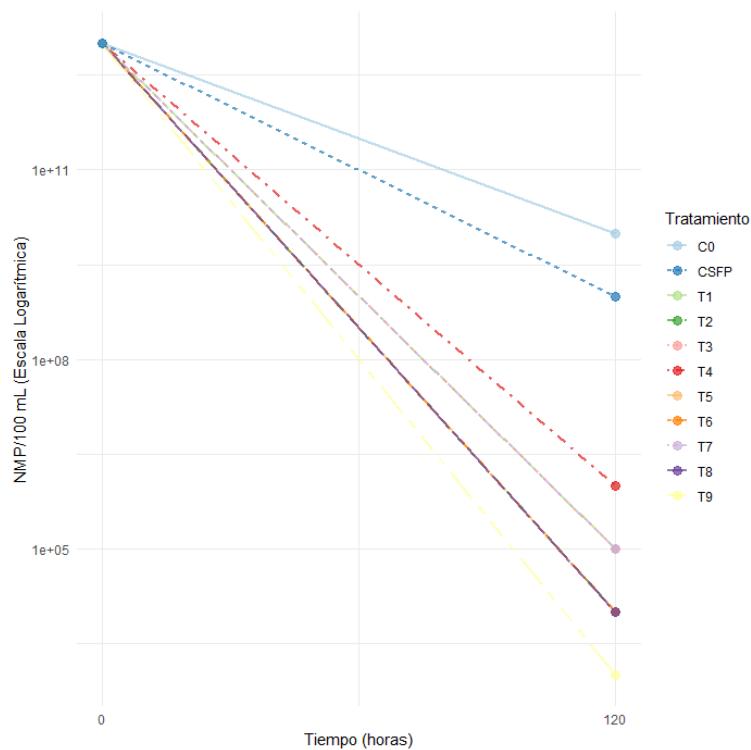


Figura 9. Reducción de coliformes fecales (NMP/100 mL) a lo largo de 120 horas en los diferentes tratamientos. El tratamiento T9 mostró la mayor eficiencia, mientras que T4 presentó la menor reducción. La escala utilizada es logarítmica para facilitar la visualización de los grandes rangos de variación.

La Figura 9 muestra la reducción de coliformes fecales en NMP/100 mL a lo largo de 120 horas, partiendo de un valor inicial de $1.00E+13$ NMP/100 mL en todas las muestras. Como algunos tratamientos mostraban resultados traslapados, se utilizó un formato de líneas punteadas para distinguirlos mejor visualmente. Como se puede observar, varios tratamientos lograron una disminución significativa. El tratamiento más efectivo fue T9, que redujo la concentración de coliformes fecales a $1.00E+03$ NMP/100 mL, seguido de T8 y T5, que también lograron reducciones importantes en comparación con el control inicial (C0) y el tratamiento sin fotoperiodo (CSFP).

El tratamiento T9 destacó por su alta eficiencia, logrando una reducción cercana a la eliminación total de coliformes fecales después de 120 horas. Esto sugiere que las condiciones experimentales y el inóculo utilizado en este tratamiento son particularmente efectivos en la eliminación de bacterias fecales. Por otro lado, tratamientos como T4 no alcanzaron una reducción

significativa, lo que indica que las variables del experimento no fueron óptimas para el control de este tipo de contaminantes en este caso específico.

Análisis de la relación señal/ruido (S/N) y medias para optimizar la reducción de coliformes fecales en un sistema fitobioelectroquímico

Al evaluar los resultados obtenidos para la reducción de coliformes fecales, se encontró que los factores sustrato y fotoperiodo fueron los más influyentes. Ambos parámetros mostraron los valores de delta más altos en el análisis de señal/ruido y medias, lo que indica que tienen un papel clave en la eficiencia del sistema para eliminar estos contaminantes.

Al comparar los resultados obtenidos en las Tablas 15 y 16, que muestran los análisis de señal/ruido y medias respectivamente, se observa que los niveles óptimos para la reducción de coliformes fecales varían entre ambos enfoques. Esto resalta la necesidad de encontrar un equilibrio entre la robustez del sistema y su capacidad para reducir contaminantes de manera efectiva.

El sustrato fue uno de los factores más relevantes en este análisis. Ambos enfoques coinciden en que el nivel 1 (tepojal) es el más robusto y efectivo, mostrando tanto menor variabilidad como una mayor capacidad de reducción, con un promedio de 40,000 NMP/100 mL en el análisis de medias. En cuanto al Fotoperiodo, el análisis de señal/ruido indicó que el Nivel 3 (16 horas) era el más robusto, mientras que el análisis de medias también mostró que este nivel alcanzó una mayor reducción de coliformes fecales.

Respecto al inóculo, el análisis de señal/ruido sugiere que el nivel 3 (humus sólido) fue más robusto, pero el análisis de medias indicó que el nivel 2 (humus líquido) fue más efectivo en la reducción, con un promedio de 34,000 NMP/100 mL. En este caso, podría priorizarse la eficiencia del Nivel 2, dado que la diferencia en robustez no es lo suficientemente significativa como para sacrificar la capacidad de reducción.

Para el tamaño de sustrato, según el análisis de señal/ruido, el nivel 3 fue el más robusto, mientras que, en el análisis de medias, el nivel 1 mostró la mejor reducción. sin embargo, la diferencia en la reducción de coliformes entre el

nivel 3 y el nivel 1 no fue tan grande (14.86 vs. 12.83). Por lo tanto, considerando que el nivel 3 ofrece mayor robustez y una reducción similar a la del nivel 1, el nivel 3 sería la opción más equilibrada.

Tabla 15. Respuestas de relaciones señal/ruido (S/N) para coliformes fecales y clasificación de factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | -93.33 | -106.67 | -86.67 | -80 |
| 2 | -93.33 | -80 | -86.67 | -86.67 |
| 3 | -80 | -80 | -93.33 | -100 |
| Delta | 13.33 | 26.67 | 6.67 | 20 |
| Clasificar | 3 | 1 | 4 | 2 |

Relación Señal/Ruido (S/N) bajo el criterio "más pequeño es mejor" para la optimización de coliformes fecales. El sustrato y el fotoperiodo fueron los factores más influyentes según los valores de delta.

Tabla 16. Respuestas de Medias para Coliformes Fecales y Clasificación de Factores

| Nivel | Inóculo | Sustrato | Tamaño de sustrato | Fotoperiodo |
|------------|---------|----------|--------------------|-------------|
| 1 | 70000 | 400000 | 40000 | 37000 |
| 2 | 340000 | 10000 | 337000 | 40000 |
| 3 | 37000 | 37000 | 70000 | 370000 |
| Delta | 303000 | 390000 | 297000 | 333000 |
| Clasificar | 3 | 1 | 4 | 2 |

Respuesta de medias para la reducción de coliformes fecales. El sustrato y fotoperiodo mostraron ser los factores más determinantes en la reducción de NMP/100 ml.

Identificación de Tendencias Generales y Configuración Óptima del Sistema Fitobioelectroquímico

A lo largo de los diferentes parámetros evaluados en el sistema fitobioelectroquímico, se ha identificado una clara tendencia en los factores más relevantes que afectan tanto la eficiencia energética como la calidad del agua (Tabla 17). Dependiendo del parámetro, distintos factores juegan un papel crucial en el rendimiento del sistema, lo que destaca la importancia de un análisis exhaustivo para encontrar un equilibrio entre la robustez del sistema y la eficiencia en la reducción de contaminantes.

Tabla 17. Resumen de Configuraciones Óptimas de Factores Evaluados en el Sistema Fitobioelectroquímico con Canna indica

| Parámetro | Inóculo (In) | Sustrato (sust) | Tamaño de Sust (mm) (TdeS) | Fotoperiodo (hrs) (Fp) |
|------------|---------------|-----------------|----------------------------|------------------------|
| Voltaje | Humus Sólido | Tepojal | 9 | 16 |
| DQO | Humus Líquido | Tezonle | 9 | 16 |
| HH | Humus Sólido | Tezontle | 6 | 16 |
| DBO | Humus Líquido | Tepojal | 9 | 12 |
| Coliformes | Humus Líquido | Tepojal | 13 | 16 |
| GyA (mg/l) | Composta | Tezontle | 9 | 8 |

Resumen de la mejor configuración de factores evaluados en el sistema fitobioelectroquímico. Los parámetros resaltados en azul indican los factores más determinantes o influyentes para la optimización de cada uno de los parámetros.

Factores clave para la eficiencia energética (voltaje)

Para los parámetros relacionados con la eficiencia energética, como el Voltaje, los factores de mayor influencia fueron el Sustrato y el Tamaño de Sustrato. El análisis sugiere que la estructura física y las propiedades del sustrato, como el área superficial y la retención de humedad, juegan un papel crítico en la generación de energía. El Tepojal, un sustrato poroso con buena capacidad de intercambio iónico y retención de nutrientes, junto con un

tamaño de partícula intermedio de 9 mm, parece optimizar las condiciones para la actividad microbiana encargada de la generación de voltaje. En contraste, un tamaño de sustrato más grande, como el de 13 mm, no fue favorable para la eficiencia energética, probablemente debido a la menor área de contacto y la reducción de la capacidad de retención de humedad.

Factores Determinantes en la Calidad del Agua (DQO, DBO, Huevos de Helmintos, Coliformes Fecales y Totales)

Los parámetros que reflejan la calidad del agua, como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y la reducción de Huevos de Helmintos (HH), mostraron que los factores más influyentes fueron el Inóculo y el Fotoperiodo. Para los Coliformes Fecales, aunque el Fotoperiodo también fue un factor crucial, el Sustrato desempeñó un papel más relevante que el Inóculo, demostrando que la elección de un sustrato adecuado optimiza la eliminación de bacterias contaminantes. En todos estos casos, la actividad microbiana, influenciada por las condiciones óptimas de inóculo y fotoperiodo, fue clave para la degradación de materia orgánica y la eliminación de contaminantes biológicos.

Los análisis revelaron que el Humus (tanto en su forma líquida como sólida) fue significativamente más efectivo que la Composta, debido probablemente a su mayor diversidad microbiana y actividad metabólica. Esto convierte al humus en un inóculo más potente para la degradación de contaminantes. Además, se observó que un fotoperiodo más largo, de entre 12 y 16 horas, favorece la actividad microbiana, al prolongar la exposición a la luz, lo que activa procesos fotodependientes que mejoran tanto la degradación de materia orgánica como la eliminación de coliformes, promoviendo un sistema más eficiente y adaptable a diferentes contaminantes.

Influencia del Sustrato y Tamaño de Sustrato en Grasas y Aceites

Para la reducción de Grasas y Aceites (GyA), los factores predominantes fueron el Tamaño de Sustrato y el Fotoperiodo. De nuevo, la tendencia mostró que un tamaño de sustrato intermedio de 9 mm fue el más favorable para la

degradación de grasas y aceites, mientras que un tamaño mayor de 13 mm no tuvo un desempeño destacado. Esto puede deberse a que el sustrato más grande reduce la capacidad de contacto entre los microorganismos y los contaminantes, lo que limita la degradación. En cuanto al fotoperiodo, el análisis arrojó que, para este parámetro específico, un fotoperiodo más corto, de 8 horas, fue más eficaz. Esto sugiere que ciertos microorganismos involucrados en la degradación de grasas y aceites responden mejor a un tiempo de exposición a la luz más limitado, posiblemente por la necesidad de condiciones anóxicas para su actividad óptima.

El análisis global revela que el sistema es altamente adaptable, dependiendo de los objetivos específicos. Los resultados muestran que, aunque algunos factores como el Inóculo y el Tamaño de Sustrato presentan un comportamiento consistente, otros como el Fotoperiodo y el Sustrato varían en función del parámetro que se busca optimizar. Por ejemplo, mientras el Tepojal se destacó en la generación de voltaje, el Tezontle fue más efectivo en la reducción de contaminantes como la DQO y las grasas y aceites. Esto refleja que, para un tratamiento integral del agua residual, es fundamental ajustar la configuración del sistema según el tipo de contaminante prioritario.

CONCLUSIONES

Al analizar los resultados obtenidos en la optimización del sistema fitobioelectroquímico, se identificaron factores clave para maximizar tanto la eficiencia energética como la calidad del agua tratada. Los análisis de Señal/Ruido y Medias sugieren que la configuración óptima varía dependiendo del parámetro prioritario; sin embargo, los resultados permiten identificar tendencias generales. La Tabla 15 resume las mejores combinaciones de factores, destacando en azul los parámetros más influyentes que optimizaron cada resultado:

- **Inóculo:** El **humus**, tanto en su forma líquida como sólida, se estableció como el mejor inóculo. Es probable que su rica composición en microorganismos beneficiosos contribuya a una mayor actividad metabólica y eficiencia en la degradación de contaminantes.
- **Sustrato:** **Tezontle y Tepojal** demostraron ser sustratos igualmente efectivos, mostrando resultados similares en la reducción de contaminantes y en la generación de energía. Esta equivalencia sugiere que ambos pueden utilizarse de manera eficaz, permitiendo flexibilidad en la elección según la disponibilidad y el costo.
- **Tamaño de Sustrato:** Un tamaño intermedio de **9 mm** fue el factor que mostró ser más óptimo para la mayoría de los parámetros, ya que equilibra adecuadamente la superficie de contacto y el flujo de agua, favoreciendo la actividad microbiana.
- **Fotoperiodo:** Un **fotoperíodo largo (12-16 horas)** fue favorable para la mayoría de los contaminantes, ofreciendo más tiempo de exposición a la luz y activando procesos fotodependientes que estimulan la actividad microbiana.
- Sin embargo, para la reducción de grasas y aceites, un **fotoperíodo más corto de 8 horas** resultó ser más efectivo.

Esta flexibilidad en los factores clave permite ajustar el sistema según los objetivos específicos de tratamiento, maximizando tanto la eficiencia energética como la calidad del agua tratada. Al adaptar la configuración del sistema a las necesidades particulares, se optimiza el rendimiento general y se alcanzan resultados más efectivos en la depuración de aguas residuales.

PERSPECTIVAS

Repetición de Experimentos a Mayor Escala

Se propone repetir los experimentos utilizando las tres mejores configuraciones identificadas, incrementando la escala y el número de réplicas. Esto permitirá obtener datos más robustos estadísticamente, validando la efectividad del sistema en condiciones más cercanas a las reales y mejorando la confiabilidad de los resultados obtenidos.

Escalamiento del Sistema

Explorar la viabilidad de escalar el sistema fitobioelectroquímico desde plantas piloto hasta implementaciones a nivel municipal. Este escalamiento implicaría evaluar el desempeño del sistema en diferentes contextos y volúmenes de agua, identificando desafíos técnicos y logísticos asociados con su implementación a gran escala.

Evaluación del Impacto Ambiental y Económico

Realizar análisis de ciclo de vida y evaluaciones económicas para cuantificar los beneficios ambientales y los costos asociados del sistema en comparación con métodos convencionales. Esta evaluación integral ayudará a determinar la sostenibilidad y viabilidad económica del sistema a largo plazo.

Factibilidad Social y Aceptación Comunitaria

Investigar la aceptación social y el impacto comunitario del sistema es fundamental para su implementación exitosa. Estudios de percepción pública y participación comunitaria ayudarán a identificar posibles barreras y facilitadores sociales, asegurando que el sistema sea socialmente aceptable y beneficioso para las comunidades.

Análisis de Normas y Marcos Regulatorios

Examinar las normas y regulaciones existentes relacionadas con el tratamiento de aguas residuales para garantizar que el sistema cumpla con los requisitos legales. Además, colaborar con entidades gubernamentales para desarrollar marcos regulatorios que apoyen la adopción de tecnologías innovadoras como el sistema fitobioelectroquímico.

Monitoreo a Largo Plazo y Optimización

Implementar programas de monitoreo a largo plazo permitirá evaluar el desempeño continuo del sistema y realizar ajustes necesarios. Este seguimiento contribuirá a la optimización del sistema, asegurando su eficiencia y adaptabilidad ante cambios en las condiciones operativas o ambientales.

REFERENCIAS

1. Amado Álvarez, J. P., Pérez Cutillas, P., Ramírez Valle, O., & Alarcón Cabañero, J. J. (2016). Degradación de los recursos hídricos en un ambiente semiárido. *Las lagunas de Bustillos y de los mexicanos (Chihuahua, México)*. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10201/51756>
2. Barya, M. P., Gupta, D., Thakur, T. K., Shukla, R., Singh, G., & Mishra, V. K. (2020). Phytoremediation performance of *Acorus calamus* and *Canna indica* for the treatment of primary treated domestic sewage through vertical subsurface flow constructed wetlands: A field-scale study. *Water Practice & Technology*, 15(2), 528–541. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.042>
3. Banco Mundial. (2023, 28 de julio). Agua: Panorama General. Recuperado de <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview>
4. Bhuiyan, M. A. H., Dampare, S. B., Islam, M. A., & Suzuki, S. (2015). Source apportionment and pollution evaluation of heavy metals in water and sediments of Buriganga River, Bangladesh, using multivariate analysis and pollution evaluation indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4075), 1–21. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4075-0>
5. Conagua, & Semarnat. (2014). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2013*. México. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/260111/EAM2013_br.pdf
6. Comisión Nacional del Agua. (2019). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. México. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/611037/Inventario_2019.pdf
7. Comisión Nacional del Agua. (2016). *Inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR)*. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/catalogoplantas-tratamiento-aguas-residuales-ptar-2016>
8. FONATUR. (2018, 25 de junio). Tratamiento de Aguas Residuales. En *Infraestructura*. Recuperado de <https://www.gob.mx/fmt/acciones-y-programas/tratamiento-de-aguas-residuales-162692>
9. Fundación Aquae. (2021, 22 de septiembre). Principales causas y consecuencias de la contaminación en el agua. Recuperado de <https://www.fundacionaque.org/agua-y-contaminacion/>
10. García-Carrillo, M., Luna-Ortega, J. G., Gallegos-Robles, M. Á., Preciado-Rangel, P., Cervantes Vázquez, M. G., & González-Salas, U. (2020). Impact of wastewater on soil properties and accumulation of heavy metals. *Terra Latinoamericana*, 38(4), 907–916. Recuperado de <https://doi.org/10.28940/terra.v38i4.556>
11. Ghezali, K., Bentahar, N., Barsan, N., Nedeff, V., & Moşneguțu, E. (2022). Potential of *Canna indica* in vertical flow constructed wetlands for heavy metals and nitrogen removal from Algiers refinery wastewater. *Sustainability*, 14(8), 4394. Recuperado de

<https://doi.org/10.3390/su14084394>

12. Instituto Mexicano para la Competitividad (IMCO). (2023). Escasez de agua y sequía en México: Crisis actual. Recuperado de <https://imco.org.mx/escasez-de-agua-y-sequia-en-mexico-crisis-actual/>
13. Jiménez, B., Durán, J. C., & Méndez, J. M. (2010). *El Agua en México: cauces y encauces*. Recuperado de: <https://www.coniunctus.amc.edu.mx/libros/El%20aguaenMexicocaucesyencauces.pdf>
14. Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. Lewis Publishers. Recuperado de: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf
15. Karungamye, P. N. (2022). Potential of *Canna indica* in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Conservation*, 2(3), 499–513. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/conservation2030034>
16. Lee, C. S., Lee, S.-A., Ko, S.-R., Oh, H.-M., & Ahn, C.-Y. (2014). Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. *Environmental Biotechnology Research Center*. Recuperado de DOI: [10.1016/j.watres.2014.10.029](https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.029)
17. Ley de Aguas Nacionales. (1992). Número de la Ley. *Diario Oficial de la Federación*, 1 de diciembre de 1992. Última reforma publicada DOF 08-05-2023. Artículo 3, IV. Recuperado de: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf>
18. Logan, B. E., Hamelers, B., Rozendal, R., Schröder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W., & Rabaey, K. (2006). Microbial fuel cells: Methodology and technology. *Environmental Science & Technology*, 40, 5181–5192. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es0605016>
19. Lopes, W. S., Leite, V. D., & Prasad, S. (2004). Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 94(3), 261–266. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.05.001>
20. Marín-Muñiz, J. L., Sandoval-Herazo, L. C., López-Méndez, M. C., Sandoval-Herazo, M., Meléndez-Armenta, R. Á., González-Moreno, H. R., & Zamora, S. (2023). Treatment wetlands in Mexico for control of wastewater contaminants: A review of experiences during the last twenty-two years. *Processes*, 11(2), 359. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/pr11020359>
21. Martínez-Amador, S. Y., Ríos-Gonzalez, L. J., Rodríguez-Garza, M. M., Moreno-Dávila, I. M., Morales-Martínez, T. K., Medina-Morales, M. A., & Rodríguez-De La Garza, J. A. (2022). Bioelectrochemical Systems for Wastewater Treatment and Energy Recovery. En Capítulo 9. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/357660929_Bioelectrochemical_Systems_for_Wastewater_Treatment_and_Energy_Recovery
22. Mora-Ravelo, S. G., Masciandaro, G., Peruzzi, E., Ceccanti, B., Macci, C., & Doni, S. (2016). Cierre ecológico en el tratamiento de aguas residuales con la

- fitomineralización de lodos utilizando Phragmites australis. Acta Universitaria, 26(5), 18–23. Recuperado de <https://doi.org/10.15174/au.2016.973>
23. Noyola, A., Morgan-Sagatsume, J. M., & Guereca, L. P. (2013). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales: Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de: <http://proyectos2.iingen.unam.mx/LACClimateChange/LibroTratamiento.html>
 24. Nunez, C. (2011, 6 de julio). Medio Ambiente: La contaminación del agua constituye una crisis mundial creciente. Esto es lo que hay que saber. National Geographic. Recuperado de <https://www.nationalgeographic.es/medio-ambiente/contaminacion-del-agua>
 25. Oliveira-Filho, P. C., Dutra, A. M., & Ceruti, F. C. (2012). Qualidade das águas superficiais e o uso da terra: estudo de caso pontual em bacia hidrográfica do oeste do Paraná. Revista Floresta e Ambiente, 19(1). Recuperado de: DOI: 10.4322/floram.2012.005
 26. ONU-Habitat. (2023). Comprender las dimensiones del problema del agua. Recuperado de <https://www.onu-habitat.org>
 27. ONU-HABITAT. 2008. Manual de Humedales Artificiales. Programa Agua para las ciudades asiáticas de ONU-HABITAT. Katmandú. Nepal, NP. Recuperado de <https://www.onu-habitat.org>
 28. Organización Mundial de la Salud. (2023, 13 de septiembre). Agua para consumo humano. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
 29. Pidre Bocardo, J. R. (2010). Influencia del tipo y granulometría del sustrato en la depuración de las aguas residuales por el sistema de humedales artificiales de flujo vertical y horizontal (Tesis doctoral). Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz. Recuperado de: https://rodin.uca.es/bitstream/handle/10498/15878/Tes_2012_06.pdf
 30. Reynolds, K. A. (2002). Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica: Identificación del Problema. DeLaLlave. Recuperado de: <https://aqua.org.mx/wp-content/uploads/2007/10/Tratamiento-aguas-residuales-Latinoamerica.pdf>
 31. Rivas Hernández, A. (2021). Reflexiones sobre las causas que limitan el uso de humedales de tratamiento en México. Perspectivas IMTA, 09. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/b-imta-perspectivas-2021-09>
 32. Rivas Hernández, A., & Paredes Cuervo, D. (2014). Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua: Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de: https://www.imta.gob.mx/biblioteca/libros_html/sistemas-de-humedales/files/assets/common/downloads/publication.pdf
 33. Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017). Performance assessment of a Canna indica assisted vermicfilter for synthetic dairy wastewater treatment. Process Safety and Environmental Protection, 111, 363–374. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.027>
 34. Sánchez, H., Bolívar-Anillo, H. J., Soto-Varela, Z. E., Aranguren, Y., Pichón, C., Villate, D. A., & Anfuso, G. (2019). Microbiological water quality and sources of contamination along the coast of the Department of Atlántico (Caribbean Sea of

- Colombia). Preliminary results. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 303–308. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.054>
35. Sarabia Meléndez, I. F., Cisneros Almazán, R., Aceves De Alba, J., Durán García, H. M., & Castro Larragoitia, J. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del valle de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(2), 103–113. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000200002&lng=es&tlang=es
 36. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2015). Informe de la situación del medio ambiente en México 2015: Compendio de estadísticas ambientales. Tema 6: Contaminación del agua. Recuperado de <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/cap6.html>
 37. Shutes, R. B. E. (2001). Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International*, 26(5–6), 441–447. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00025-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00025-3)
 38. Stevens Salaza, E. I. (2021). Implementación del Reglamento sobre Condiciones Sanitarias para la Reutilización de Aguas Grises: Reúso Residencial - Análisis desde la Experiencia Comparada. Tesis de maestría, Universidad de Chile. Recuperado de: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/183863>
 39. Tian, N., Nie, Y., Tian, X., & Wang, Y. (2021). Current Water Treatment Technologies: An Introduction. En Kharissova, O. V., Torres-Martínez, L. M., & Kharisov, B. I. (Eds.), *Handbook of Nanomaterials and Nanocomposites for Energy and Environmental Applications*. Springer, Cham. Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-030-36268-3_75
 40. Velázquez-Chávez, L. J., Ortiz-Sánchez, I. A., Chávez-Simental, J. A., Pámanes-Carrasco, G. A., Carrillo-Parra, A., & Pereda-Solís, M. E. (2022). Influencia de la contaminación del agua y el suelo en el desarrollo agrícola nacional e internacional. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 25, e482. Recuperado de <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.482>
 41. Yadav, A. K., Dash, P., Mohanty, A., Abbassi, R., & Mishra, B. K. (2015). Performance assessment of innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal. *Ecological Engineering*, 47, 126–131. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.072>
 42. Yadav, S., Kumar, J., Malyan, S. K., Singh, R., Singh, O., Goyal, V. C., Singh, J., & Negi, R. (2023). Evaluating pilot-scale floating wetland for municipal wastewater treatment using *Canna indica* and *Phragmites australis* as plant species. *Sustainability*, 15(18), 13601. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/su151813601>
 43. Yadav, A. K., Panda, P., & Bag, B. (2013). The performance improvement of microbial fuel cells using different waste-sludge as an inoculum. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 35(19), 1828–1835. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/15567036.2010.521801>
 44. Yang, Y., Meng, Z., & Jiao, W. (2018). Hydrological and pollution processes in a mining area of Fenhe River Basin in China. *Environmental Pollution*, 234(3), 743–750. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.018>
 45. Zhang, Z., Rengel, Z., & Meney, K. (2007). Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono- and mixed-culture in wetland microcosms. *Water, Air, & Soil Pollution*, 183(1–4), 95–105. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9359-3>

ANEXOS

Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Principio del método: Las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio, con la adición de sulfato de plata y sulfato de mercurio (II).

- El sulfato de plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente.
- El sulfato de mercurio reduce interferencias causadas por los iones cloruro.

La cantidad de dicromato utilizado en la oxidación se mide mediante la absorbancia del Cromo (III) a 600 nm (para concentraciones hasta 1000 mg/L).

En casos de concentraciones menores, se pueden usar longitudes de onda de 440 nm (hasta 150 mg/L) o 348 nm (hasta 50 mg/L).

Reactivos

- Agua: Conductividad máxima de 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C y pH de 5.0 a 8.0.
- Tubos sellados DQO-TS: Se recomiendan los tubos comerciales que ya contienen sulfato de mercurio (II), dicromato de potasio y sulfato de plata para minimizar el manejo de productos químicos peligrosos.
- Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$): Disolver 29.418 g en 600 ml de agua, agregar 160 ml de ácido sulfúrico concentrado y diluir a 1000 ml.
- Ácido sulfúrico: Usar concentrado (1.84 g/ml) y diluido (4 mol/L).
- Sulfato de mercurio (II): Disolver 80 g en 200 ml de ácido sulfúrico diluido.
- Sulfato de plata en ácido sulfúrico: Disolver 24 g en 2 L de ácido sulfúrico concentrado.

Equipo y Materiales

- Digestión:

- Placas de calentamiento (mantener temperatura de 150°C ± 5°C).
- Tubos de digestión de vidrio resistente a ácidos (185 mm de longitud, 14 mm de diámetro).
- Espectrofotometría:
 - Espectrofómetro capaz de medir a 600 nm.
 - Pipeta para dispensar 2 ml de muestra.
- Titulación (si es necesario):
 - Bureta o titulador digital (precisión de 0.02 ml).

Procedimiento

1. Preparación de los reactivos:
En un tubo HACH, agregar 1.5 ml de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), 3.5 ml de ácido sulfúrico con sulfato de plata (H_2SO_4 - $AgSO_4$). Mezclar bien.
2. Muestra:
 - Agregar 2.5 ml de muestra al tubo.
 - Para muestras muy contaminadas, hacer una dilución 1:10 (250 μ L de muestra + 2.25 ml de agua destilada).
3. Digestión:
 - Tapar bien los tubos y mezclar.
 - Limpiar el exterior de los tubos con papel húmedo.
 - Introducir los tubos en el digestor a 150°C durante 120 minutos.
4. Lectura:
 - Dejar enfriar los tubos.
 - Si no se van a leer inmediatamente, almacenarlos en un lugar oscuro.
 - Limpiar los tubos con papel húmedo y medir la absorbancia a 620 nm en el espectrofómetro. La lectura se puede realizar hasta 24 horas después de la digestión.

Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Principio del método:

Este método mide la cantidad de oxígeno que los microorganismos utilizan para descomponer la materia orgánica en aguas residuales o naturales. Se calcula como la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto después de 5 días de incubación a 20°C.

Métodos para medir el oxígeno disuelto (OD):

Se puede usar cualquiera de los dos métodos establecidos en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI (NMX-AA-028-SCFI-2021).

Reactivos

- Agua: Debe cumplir con los siguientes parámetros:
 - Resistividad: 0,2 megohm-cm a 25°C
 - Conductividad: ≤ 5,0 µS/cm a 25°C
 - pH: 5,0 a 8,0
- Productos químicos:
 - Fosfato monobásico de potasio (K_2HPO_4)
 - Fosfato dibásico de potasio (K_2HPO_4)
 - Fosfato dibásico de sodio heptahidratado ($Na_2HPO_4 \cdot 7H_2O$)
 - Cloruro de amonio (NH_4Cl)
 - Sulfato de magnesio heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)
 - Cloruro de calcio anhidro ($CaCl_2$)
 - Cloruro férrico hexahidratado ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$)
 - Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)
 - Hidróxido de sodio ($NaOH$)
 - Sulfito de sodio (Na_2SO_3)
 - Glucosa y ácido glutámico grado patrón primario

Equipo y Materiales

- Incubadora: Debe estar controlada a $20^{\circ}C \pm 1^{\circ}C$, sin luz para evitar la producción fotosintética de oxígeno.
- Balanza analítica: Precisión de 0.1 mg.
- Medidor de oxígeno disuelto.

- Botellas Winkler: Vidrio de 300 ml con tapón de vidrio esmerilado y boca estrecha.
- Bureta: Para la titulación de la muestra.

Procedimiento

1. Preparación de las muestras:
 - Utilizar dos frascos Winkler: uno para OD inicial y otro para OD a los 5 días (OD_5).
 - Realizar duplicados de las muestras y de blanco.
 - Preparar el *Aqua de Disolución* (AD) necesaria (320 ml por frasco).
2. Manejo de la muestra:
 - Agitar bien el AD durante al menos 1 hora.
 - Determinar la dilución a usar: por ejemplo, 1% para agua cruda o 10% para agua tratada.
 - Colocar la muestra en el frasco Winkler y llena con AD hasta el esmerilado.
 - Cerrar bien el frasco y mezcla bien. Elimina el exceso de muestra.
3. Incubación:
 - Incubar los frascos para OD_5 durante 5 días a 20°C.
4. Adición de reactivos:
 - Después de 5 días, agregar:
 - 2 ml de $MnSO_4$ (sulfato de manganeso).
 - 2 ml de yoduro de sodio.
 - 2 ml de H_2SO_4 (ácido sulfúrico).
 - Mezclar bien cada frasco y elimina el exceso.
5. Titulación:
 - Usar una bureta con tiosulfato de sodio para la titulación.
 - Medir 100 ml de la muestra y colócala en un matraz Erlenmeyer.
 - Agitar la muestra mientras añades tiosulfato de sodio hasta que se aclare el color amarillo.
 - Añadir 5-10 gotas de indicador de almidón y continúa agregando tiosulfato de sodio lentamente hasta que desaparezca el color azul.

- Detener la titulación cuando el color cambie y mide el volumen de tiosulfato de sodio utilizado.

Determinación de Coliformes Totales y Fecales

Principio del método:

Este método se basa en la tecnología de sustrato definido, que utiliza un nutriente específico como fuente de carbono para el crecimiento de los organismos de interés. A través de la hidrólisis de este sustrato, se produce una señal visible o fluorescente que indica la presencia de los organismos. El cálculo del número más probable (NMP) se realiza usando tablas de referencia. Los tubos se incuban a 35°C o 37°C durante 24-48 horas. Si se detecta turbidez y gas en los tubos, se re-siembra en medios más selectivos para confirmar la presencia de coliformes y E. coli.

Norma mexicana: NMX-AA-186-SCFI-2012.

Reactivos

- Caldo Lauril Sulfato de Sodio (CLSS)
- Caldo Bilis Verde Brillante (CBVB)
- Caldo EC (CEC)

Equipos y Materiales

- Incubadora a 35°C o 37°C y a 44°C
- Autoclave o olla de presión
- Balanza analítica
- Pipetas (5 ml, 1 ml, 0.2 ml)
- Puntillas para pipeta estériles
- Tubos de ensayo
- Campanas Durham(0.5 ml)
- Gasas y algodón

Procedimiento

1. Preparación de Muestras

- Las muestras deben tomarse en frascos estériles, llenados hasta 2/3 de su capacidad, y deben ser representativas y frescas (no más de 2 horas de antigüedad).

Pruebas Presuntivas

Preparación del Medio e Inoculación

1. Realizar diluciones seriadas (10^1 a 10^6) en triplicado.
2. Marcar los tubos con la dilución y la muestra correspondiente.
3. Añadir 22.5 ml de caldo Lauril Sulfato de Sodio (CLSS) a cada tubo de ensayo (22 ml y 0.5 ml en la campana de Durham).
4. Introducir la campana Durham en el tubo por inversión, evitando burbujas.
5. Esterilizar los tubos con el medio a 121°C por 15 minutos.
6. Añadir 2.5 ml de muestra en cada tubo correspondiente a la dilución 10^1 (en triplicado).
7. Mezclar los tubos con un vórtex para homogeneizar la muestra.
8. Realizar las diluciones sucesivas (de 10^1 a 10^6).
9. Incubar a 35°C por 24-48 horas.
10. Observar turbidez y producción de gas en la campana Durham para confirmar resultados positivos.

Prueba Confirmatoria de Coliformes Totales

1. Utilizar solo los tubos positivos de la prueba presuntiva.
2. Marcar los tubos con la dilución y muestra correspondiente.
3. Añadir 24.75 ml de caldo Bilis Verde Brillante (CBVB) a cada tubo (24.25 ml y 0.5 ml en la campana Durham).
4. Introducir la campana Durham en el tubo y esterilizar los tubos con el medio a 121°C por 15 minutos.
5. Añadir 0.25 ml de muestra a cada tubo.
6. Mezclar los tubos y realizar la incubación a 35°C por 24-48 horas.
7. Observar turbidez y gas en la campana Durham para confirmar resultados positivos.
8. Utilizar tablas estadísticas (NMP) para calcular la cantidad de coliformes totales.

Prueba Confirmatoria de Coliformes Fecales

1. Solo utilizar los tubos positivos de la prueba presuntiva.

2. Marcar los tubos con la dilución y muestra correspondiente.
3. Añadir 24.75 ml de caldo EC (CEC) a cada tubo (24.25 ml y 0.5 ml en la campana Durham).
4. Introducir la campana Durham y esterilizar los tubos con el medio a 121°C por 15 minutos.
5. Añadir 0.25 ml de muestra a cada tubo.
6. Mezclar los tubos y realizar la incubación a 35°C por 24-48 horas.
7. Observar turbidez y producción de gas en la campana Durham para resultados positivos.
8. Analizar los resultados con la tabla del NMP para obtener el número más probable de coliformes fecales presentes.

Determinación de los Huevos de Helmintos por el Método Modificado de Bailenger

Principio del método:

Este análisis se basa en la diferencia de densidad entre los huevos de helmintos y otras sustancias presentes en el agua residual. A través de procesos de sedimentación, flotación, decantación y la técnica bifásica, se recuperan los huevos de helmintos y se realiza su conteo.

Reactivos

- Solución de sulfato de zinc al 33%.
 - Éter o acetato de etilo.
 - Buffer acetoacético pH 4.5
(15 g de acetato de sodio trihidratado, 3.6 ml de ácido acético glacial, aforar a 1 litro con agua destilada).
 - Solución de detergente (1 ml de Tritón X-100 o Tween 80, aforar a 1 litro con agua potable).

Equipos y Materiales

- Centrífuga capaz de generar 1,000 g.
 - Tubos cónicos para centrífuga (15 ml y 50 ml).
 - Pipetas Pasteur.
 - Cámara McMaster para conteo de huevos.
 - Agitador o vórtex (opcional, no esencial).
 - Probetas graduadas de 10 y 50 ml o pipeta graduada de 10 ml.

Procedimiento

1. Recolecta de la Muestra

- Para agua residual cruda o parcialmente tratada, tomar 1 litro de muestra.
 - Para efluentes con tratamiento final, tomar 10 litros de muestra.

- Dejar que la muestra se sedimente durante 1 a 2 horas, dependiendo del tamaño del recipiente. Se recomienda un recipiente de abertura ancha para facilitar la sedimentación y el enjuague.

2. Remoción del Sobrenadante

- Despues de la sedimentación, eliminar el 90% del sobrenadante con una bomba de succión o sifón.
- Transferir cuidadosamente el sedimento a los tubos cónicos de centrífuga (enjuagar bien el recipiente con solución de detergente y añadir este agua al sedimento).

3. Centrifugación

- Centrifugar a 1,000 g durante 15 minutos.
- Si se utilizan más de un tubo cónico, transferir todo el sedimento a un solo tubo, enjuagar bien con detergente y centrifugar nuevamente a 1,000 g durante 15 minutos.

4. Suspensión y Preparación para Flotación

- Suspender el pellet en un volumen igual de buffer acetoacético (si el pellet es de 2 ml, añadir 2 ml de buffer).
- Si el pellet es menor a 2 ml, asegurar que el volumen final sea de 4 ml para permitir suficiente volumen de buffer durante la extracción con acetato de etilo.
- Añadir 2 volúmenes de acetato de etilo o éter (por ejemplo, 4 ml), y mezclar bien con un vórtex. Si no se dispone de vórtex, agitar a mano.

5. Separación de Fases

- Centrifugar a 1,000 g durante 15 minutos. La muestra se separará en tres capas:
 1. Capa inferior: Contendrá los huevos de helminto, larvas y protozoos.
 2. Capa intermedia: Buffer claro.
 3. Capa superior: Material graso, que forma un tapón espeso y oscuro.
- Registrar el volumen del pellet que contiene los huevos de helminto y vaciar el resto del sobrenadante.

6. Suspensión en Sulfato de Zinc

- Suspender el pellet en 5 volúmenes de solución de sulfato de zinc al 33%.
- Mezclar bien y asegurar que se tiene un volumen mínimo de 1.5 ml para llenar una cámara McMaster doble (sin burbujas).

7. Transferencia a la Cámara McMaster

- Tomar una muestra con una pipeta Pasteur y transferirla a una cámara McMaster.
- Dejar reposar la cámara durante 5 minutos para permitir que los huevos de helminto floten hacia la parte superior.

8. Conteo en el Microscopio

- Colocar la cámara McMaster bajo un microscopio, utilizando un aumento de 10x o 40x.
- Contar los huevos de helminto dentro de la cuadrícula de la cámara. Para obtener resultados más precisos, realizar el conteo en duplicado o triplicado.

9. Cálculo del Número de Huevos de Helmintos por Litro

- Utilizar la fórmula siguiente para calcular el número de huevos de helmintos por litro de muestra:

$$N = A \times X \times V = \frac{A \times X}{P \times V}$$

Donde:

- N: Número de huevos de helminto por litro.
- A: Número de huevos de helminto contabilizados en la cámara o el promedio de estos.
- X: Volumen final del producto (ml).
- P: Volumen de la cámara McMaster (0.3 ml para cámara doble, 0.15 ml para cámara sencilla).
- V: Volumen original de la muestra (litros).

Notas Importantes:

- Nota 1: Tamaño de muestra: Asegurarse de tomar el volumen adecuado de muestra para realizar los cálculos correctos (generalmente 10 L).
- Nota 2: Tiempos de sedimentación: A 20°C, los huevos de helminto sedimentan a velocidades aproximadas:

- *Ascaris lumbricoides*: 20 mm/min
- *Trichuris trichiura*: 16 mm/min
- Otros huevos: 6 mm/min
- Nota 3: El uso del buffer acetoacético optimiza la concentración de los huevos al mantener el pH controlado.

Determinación de Grasas y Aceites

Principio del método:

Este método se basa en la adsorción de grasas y aceites en tierra de diatomeas, que luego son extraídas usando un equipo de extracción por recirculación con hexano como disolvente. Tras la extracción, el hexano se evapora y se pesa el residuo, el cual corresponde al contenido de grasas y aceites (NMX-AA-005-SCFI-2013).

Campo de aplicación: Este método es aplicable para medir grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y tratadas, con aplicación en todo el territorio nacional.

Reactivos:

1. Agua: Conductividad $\leq 5.0 \mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C ; pH entre 5.0 y 8.0.
2. Reactivos requeridos:
 - Ácido clorhídrico concentrado (HCl).
 - Hexano (C₆H₁₄).
 - Ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄).
 - Suspensión de tierra de diatomeas al 10 g/L.
 - Soluciones ácidas diluidas: HCl (1:1) y H₂SO₄ (1:1).
 - Mezcla de grasas y aceites como referencia.
 - Sílica gel o agente desecante con indicador de humedad.

Materiales:

- Cartuchos de celulosa para extracción.
- Papel filtro de poro medio.
- Algodón.
- Embudo Büchner y matraz kitazato.
- Probeta graduada de 1 L (divisiones mínimas de 10 mL).
- Pinzas.
- Desecador.

Equipo:

- Equipo de extracción por recirculación.
- Bomba de vacío.
- Horno (103 ± 2 °C).
- Balanza analítica (± 0.1 mg).
- Parrilla o manta de calentamiento.
- Opcional: Equipos automatizados para extracción.

Procedimiento:

Preparación previa:

1. Colocar los matraces y 5 perlas de vidrio en el horno durante 24 h a 103 ± 2 °C.
2. Retirar del horno, dejar enfriar en el desecador y pesar para registrar el peso inicial.

Extracción:

1. Medir 100 mL de muestra con una probeta y transferir a un vaso de precipitados.
2. Acidificar la muestra con H₂SO₄ (1:1) hasta pH ≤ 2.
3. Filtrar al vacío utilizando:
 - 10 mL de suspensión de tierra de diatomeas (10 g/L).
 - 10 mL de agua destilada, asegurándose de que el residuo permanezca en el filtro.
4. Retirar el papel filtro, doblarlo y colocarlo en un cartucho de celulosa.
5. Limpiar las paredes del filtro y vaso de precipitados con algodón humedecido en hexano, luego agregar el algodón al cartucho.

Montaje y extracción en Soxhlet: 6. Colocar el cartucho en el equipo Soxhlet. 7. Ensamblar el sistema y agregar hexano hasta que pase la trampa. 8. Calentar y registrar el tiempo una vez que el hexano empieza a recircular. Continuar por 7 horas o 80 ciclos.

Post-proceso: 9. Retirar el matraz con cuidado, secar en el horno por 24 h y luego enfriar en el desecador. 10. Pesar nuevamente para registrar el peso final.

Cálculos: Determinar el contenido de grasas y aceites a partir de la diferencia entre el peso inicial y final del matraz. Asegúrate de ajustar los valores a las condiciones del método.

Nota importante: Durante todo el proceso, verifica que haya suficiente hexano para la recirculación. Si el nivel disminuye, agregar más hexano por la parte superior del condensador.