



MEDIO AMBIENTE
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

TÍTULO DEL DESARROLLO DE INVESTIGACIÓN.: Evaluación de un proceso mixto electroquímico-biológico para el tratamiento de agua compleja para uso y consumo humano.

PRESENTA

Guillermo Alejandro Martínez López
Área de concentración. Sistemas ambientales

TUTOR DE TESIS:

Dr. Carlos David Silva Luna
Dra. Jennifer Alexis Bañuelos Díaz

Jiutepec Morelos, abril 2026



MEDIO AMBIENTE

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



IMTA

INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA



Medio Ambiente

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales



IMTA

INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA



FG 09 Autorización para la publicación de la Tesis o PIAC

Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos morales y patrimoniales de la obra titulada "Evaluación de un proceso mixto electroquímico-biológico para el tratamiento de agua compleja para uso y consumo humano", otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua la autorización para la publicación de la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes, repositorios o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

Guillermo

Guillermo Alejandro Martínez López

NOMBRE Y FIRMA DEL SUSTENTANTE

(Jiutepec, Morelos a 7 de abril de 2026)



Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales



INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA



**Coordinación de Gobernanza del Agua y Fortalecimiento de Capacidades
Subcoordinación de Posgrado y Educación Continua**

FG 01 Registro de Comité para Examen de Grado.

Lugar y Fecha: 27/Noviembre/2025

Dr. David Ortega Gaucin
Subcoordinador de Posgrado y Educación Continua
Presente.

Por este medio y con apego a lo señalado en el Reglamento General del Posgrado, artículo 30, fracción IV para nivel maestría, solicito la autorización del comité de examen de grado que a continuación se menciona:

Nombre del/la estudiante o egresado (a): Guillermo Alejandro Martínez López

Programa de posgrado: Maestría en Ciencias y Tecnología del Agua

Generación: 2022-2024

Modalidad de titulación: Tesis

Título de la Tesis: "Evaluación de un proceso mixto electroquímico-biológico para el tratamiento de agua compleja para uso y consumo humano"

Propuesta de Comité para Examen de Grado:

Sinodal	Grado y nombre	Entidad académica o Institución a la que pertenece.
1	Dr. Carlos David Silva Luna	IMTA
2	Dra. Sara Pérez Castrejón	IMTA
3	Mtro. Luciano Sandoval Yoval	IMTA
4	Dr. Ricardo Beristaín Cardoso	UAM

Guillermo

Nombre y firma del estudiante
Guillermo A. Martínez López

Nombre y firma del Tutor
Carlos David Silva Luna

Índice

Resumen.....	7
Introducción	8
Justificación.	14
Objetivos.	15
Objetivo general	15
Objetivos específicos:.....	15
Hipótesis.	16
Marco teórico y antecedentes.....	16
Contaminación de agua de pozo por materia orgánica y compuestos nitrogenados	16
Sustancias húmicas.....	18
Toxicidad de los compuestos nitrogenados	19
Tratamientos convencionales para potabilizar el agua para consumo humano	19
Procesos biológicos para tratamiento de agua potable enfocados en la eliminación de nitrógeno y materia orgánica.....	22
Eliminación biológica del nitrógeno	23
Biofiltración	26
Concepto de biopelícula	26
Condiciones de operación	28
Procesos electroquímicos de oxidación avanzada basados en la reacción Fenton.....	31
Las principales limitaciones en términos de problemas operativos y económicos incluyen el transporte y almacenamiento de H ₂ O ₂ , así como el costo y la modulación del pH. En comparación con la oxidación convencional de Fenton, el proceso electro-Fenton se considera una opción más eficiente (Brillas et al., 2009).	33
Características de un proceso electro Fenton.....	38
Influencia de los parámetros de operación en el proceso electro Fenton.....	39
Tratamientos híbridos que involucran procesos avanzados de oxidación para lograr la remoción simultánea de materia orgánica y nitrógeno	42
Revisión bibliográfica de antecedentes.....	42
Procesos mixtos fisicoquímico-biofiltración para tratar agua a potabilizar	42
Acoplamiento de procesos basados en la reacción Fenton con tratamiento biológico	45
Límites y alcances del proyecto.	48
Metodología.....	48
1._ Caracterización del agua problema.....	48
2._ Acondicionamiento, caracterización, preparación y modificación del carbón activado granular (CAG) ..	50
Voltamperometría cíclica (caracterización de los materiales de carbón, prueba de reducción de oxígeno). 51	
3._ Generación de H ₂ O ₂ en el reactor electroquímico y puesta en marcha	52
Puesta en marcha del reactor electroquímico.....	53

Puesta en marcha del biofiltro desnitrificante con agua sintética	56
Evaluación del desempeño del sistema combinado electroquímico-biológico	59
Técnicas analíticas	61
Resultados	63
Resultados de la caracterización del agua del pozo N° 6 CDMX	63
Pruebas granulométricas del cátodo de carbón	65
Resultados del reactor electro Fenton	68
Resultados del análisis de resistencia eléctrica del carbón	68
Prueba de reducción de oxígeno.....	71
Pruebas cinéticas de producción de H ₂ O ₂ con carbón de hueso y carbón mineral.....	74
Pruebas de adsorción con carbón mineral y tratamiento electro Fenton con el reactor de 6 litros	79
Pruebas de adsorción con carbón mineral.....	85
Desempeño del reactor electroquímico con agua de pozo	89
Remoción de DQO vía Electro-Fenton.....	90
Resultados del biofiltro desnitrificante con agua sintética.....	93
Resultados de la caracterización del agua de pozo tratada con electro Fenton	99
Resultados del acoplamiento del sistema electroquímico Biológico	100
Comparación entre los efluentes del reactor electroquímico y el biofiltro	104
Conclusiones.....	108
Recomendaciones.....	109
Anexos	110
Cultivos en lote.....	110
Cultivos en lote de la cinética desnitrificante.....	110
Cuantificación de biomasa: sólidos suspendidos volátiles (SSV) y biomasa inmovilizada.....	112
Determinación de la producción de biogás (N ₂)	113
Modelo de Gompertz	113
Resultados y discusión.....	114
Cultivos en lote	114
Efecto del agua tratada por el reactor electroquímico en cultivos desnitrificantes en lote	114
Lectura de biogás (N ₂) por desplazamiento	117
Referencias	121

Índice de tablas

Tabla 1. Efecto de la materia orgánica en la calidad del agua y los procesos de potabilización (Crittenden y Col. 2012).....	17
Tabla 2 Soportes plásticos de fabricación comercial, fuente: Manual práctico N° 35 de reactores de biopelícula WEFTEC 2010.....	28
Tabla 3. Potencial estándar de reducción en medio acuoso de algunos de los oxidantes más comunes reportados para la destrucción de contaminantes orgánicos (fuente: adaptado de Brillas et al., 2009).....	36
Tabla 4. Estudios relevantes de proceso mixto electroquímico-biológico para el tratamiento de distintos efluentes de agua.....	47
Tabla 5. Técnicas analíticas utilizadas para el monitoreo de las variables de control	49
Tabla 6 descripción del sistema electroquímico	55
Tabla 7 Composición del medio de cultivo.	59
Tabla 8 Caracterización del agua del pozo N°6 CDMX.....	64
Tabla 9 Nombre de los granos según su tamaño para la muestra de carbón de hueso	65

Tabla 10 Caracterización del carbón de hueso	67
Tabla 11. Resultados de la caracterización de agua de pozo tratada con electro Fenton	99
Tabla 12 Comparación de la calidad del agua de pozo	106
Tabla 13. Concentración de compuestos en la solución de elementos traza.	111
Tabla 14. Comparación de velocidades específicas en el cultivo desnitrificante.	116
Tabla 15 Cronograma de trabajo	120
Ilustración 1 Ciclo del nitrógeno (fuente: compostando ciencia)	23
Ilustración 2 Anillos kaldness K1 empacados en el biofiltro (fuente propia)	27
Ilustración 3 Procesos basados en la reacción Fenton.	34
Ilustración 4 Hierro soluble en el reactor electroquímico.....	55
Ilustración 5 Configuración del biofiltro desnitrificante	57
Ilustración 6 Sistema electroquímico-biológico acoplado.....	60
Ilustración 7 Curva de distribución granulométrica del carbón de hueso	66
Ilustración 8 Curvas voltaje vs corriente (a) sin carbón, (b) con carbón	70
Ilustración 9 Voltamperograma de carbón de hueso con celda de 250 ml a 25 mv/s y a 50 mv/s	72
Ilustración 10 Voltamperograma de carbón mineral	73
Ilustración 11 Cinética de producción de H ₂ O ₂ con carbón mineral y carbón de hueso con un voltaje aplicado de 3.5 V.....	77
Ilustración 12 Cinética de producción de H ₂ O ₂ con carbón mineral y carbón de hueso.....	78
Ilustración 13 Comparación del color del agua cruda de pozo después de primer tratamiento electroquímico ..	79
Ilustración 14 Remoción de DQO sin electro Fenton y con electro Fenton	80
Ilustración 15 Remoción de color sin electro Fenton y con electro Fenton	82
Ilustración 16 Remoción de materia orgánica con UV 254 nm sin tratamiento y con tratamiento Electro Fenton	84
Ilustración 17 Curva de adsorción de DQO con carbón mineral	87
Ilustración 18 Curva de adsorción de color con carbón mineral	88
Ilustración 19 Remoción de DQO con el reactor electroquímico	89
Ilustración 20 Remoción de color con el reactor electroquímico	91
Ilustración 21 Remoción de absorbancia 254 nm con el reactor electroquímico	92
Ilustración 22 Perfiles de carga y descarga del biofiltro desnitrificante	94
Ilustración 23 Perfil de carga y descarga de Nitratos	95
Ilustración 24 Perfil de remoción de nitritos del biofiltro desnitrificante	97
Ilustración 25 Perfil de entrada y salida de DQO	101
Ilustración 26 Perfil de entrada y salida de NO ₃ ⁻	101
Ilustración 27 Perfil de entrada y salida de NO ₂ ⁻	103
Ilustración 28 Monitoreo de pH influente y efluente	104
Ilustración 29 Saturación con helio	111
Ilustración 30. Incubadora para mantener los cultivos en lote a temperatura y agitación constantes.	112
Ilustración 31 Perfil cinético del proceso desnitrificante para agua sintética	115
Ilustración 32 Perfil cinético del proceso desnitrificante con agua tratada.	116



Resumen

En la zona centro de México, el tratamiento de agua de pozo contaminada con materia orgánica y nutrientes (especialmente compuestos nitrogenados) representa uno de los principales desafíos para los organismos operadores. Esto se debe a que los métodos convencionales no logran eliminar eficazmente estos contaminantes cuando se presentan de manera simultánea. Ante esta problemática, en la presente investigación se propone un sistema híbrido que acopla el proceso electro-Fenton con un biofiltro desnitrificante, con el objetivo de remover tanto la materia orgánica recalcitrante como el nitrógeno en forma de nitrato. El sistema electro-Fenton fue alimentado con agua de pozo con alta carga orgánica (determinada como DQO), considerando que para la organización mundial de la salud (OMS) un valor de 15 mg/L de DQO no es deseable en agua para uso humano. El efluente resultante fue posteriormente neutralizado y alimentado al biofiltro desnitrificante, debido a que el pH ácido generado durante el tratamiento electroquímico puede afectar negativamente la eficiencia de las bacterias desnitrificantes. Los resultados mostraron que el tratamiento electroquímico generó un efluente con una relación DBO_5/DQO de 0.14 ± 0.04 , una remoción de color del $77.6 \% \pm 10.2$, y una reducción en la absorbancia a 254 nm, lo que sugiere una transformación de la materia orgánica presente, ya que esta medición se utiliza comúnmente como un indicador indirecto del contenido de materia orgánica en el agua. Una disminución en la absorbancia a 254 nm (UV254) tras un tratamiento avanzado, como el proceso electro Fenton, se considera una evidencia de degradación parcial o transformación de dicha materia orgánica. Finalmente, el acoplamiento de ambos sistemas alcanzó eficiencias globales de remoción del $38.37 \% \pm 17.71$ para la DQO y del $30.21 \% \pm 12.07$ para los nitratos. Aunque estos resultados son prometedores, debido a la capacidad sinérgica para mejorar la biodegradabilidad del efluente o remover tanto compuestos orgánicos recalcitrantes como contaminantes inorgánicos, como los nitratos. Es necesario continuar investigando para optimizar el desempeño del sistema integrado y mejorar las eficiencias de remoción.



Introducción

Hoy en día una de cada dos personas en el planeta vive en alguna ciudad; las ciudades del mundo están creciendo a un ritmo descontrolado, la urbanización se produce principalmente en países en vías de desarrollo. De acuerdo con datos de la ONU, casi el 40% de la población está creciendo en suburbios, por otro lado, los estudios de proyecciones muestran que otros 2.5 millones de personas buscarán desplazarse a centros urbanos para el año 2050 (Naciones Unidas 2022). Gestionar las zonas urbanas se ha convertido en uno de los principales retos a nivel mundial, lograr ciudades sostenibles es una prioridad para garantizar los recursos que son esenciales para nuestra supervivencia.

La expansión económica y la aparición del progreso tecnológico dentro de la República Mexicana, ha causado sin duda un crecimiento demográfico de forma exponencial, lo cual se puede observar sobre todo en la Ciudad de México. El crecimiento de la capital mexicana refleja el aumento de la población urbana, en general en México que ahora cuenta con 104.8 millones de residentes ciudadanos, equivalentes a 80.2% de la población total. Mientras tanto, la población rural de México es de 25.9 millones de habitantes, luego de que alcanzara su máximo histórico en 2014, cuando ascendió a 26 millones de pobladores rurales (Forbes, 2018), lo cual por naturaleza ha llevado a la construcción de una mayor cantidad de viviendas y empresas. El agua es uno de los recursos más importantes para la ciudad, refiriéndose a la calidad de vida de cada habitante que desarrolla actividades sociales, políticas y económicas que sostienen la vida de la ciudad, ya que dependen de la eficiencia de su labor; por ello de manera paralela las demandas per cápita son acordes a la disponibilidad de los suministros de agua superficial y subterránea que deben ser otorgadas en cantidad y calidad suficientes; sin embargo, de acuerdo con las estadísticas de consumo de agua per cápita generadas por CONAGUA (CONAGUA 2017), la disponibilidad de agua ha disminuido considerablemente, realizando una comparativa del año 1950 donde la disponibilidad era de 18,035.00 metros cúbicos por habitante al año, contra 3,687.00 metros cúbicos por habitante al año, de acuerdo con datos estimados para el año 2016.



Actualmente, se ha entendido a la crisis hídrica, sobre todo la sufrida en los ámbitos urbanos, como una crisis de gestión: es decir, una crisis que abarca múltiples dimensiones más allá de la escasez del líquido. Así entendida, la crisis hídrica resulta de un sistema de gestión urbana deficiente, que no ha sido capaz de generar un sano equilibrio entre la demanda, la disponibilidad y la oferta de los recursos hídricos (Ortega F., 2009).

En México, las dos principales fuentes de abastecimiento de agua potable provienen de las aguas superficiales y subterráneas, de las cuales el agua subterránea representa cerca del 40% del volumen total de agua concesionada para uso en abastecimiento público (60.5%) y para riego agrícola (35.5%) (CONAGUA, 2017). Del volumen total concesionado, el 38.9% es para usos consuntivos (33.311hm³ por año a 2015) el cual procede de agua subterránea, siendo el mayor usuario el sector agrícola, al utilizar 35.9 % de todo el volumen disponible (CONAGUA, 2017).

La agricultura es una actividad primaria para la alimentación de la población, también representa una de las causas más importantes de la sobreexplotación de los recursos hídricos, por otro lado, también es una de las principales fuentes de contaminación de las aguas subterráneas, provocado por el uso de pesticidas y fertilizantes, con la finalidad de aumentar la productividad de los cultivos, los cuales han sido prohibidos por diversas comisiones, sin embargo continúan en circulación actualmente; también hay problemas de contaminación debido a la intrusión salina y la contaminación por recarga incidental de acuíferos con agua residual aportando patógenos, materia orgánica, metales pesados y contaminantes emergentes, así como altas concentraciones de nutrientes como fósforo y nitrógeno.

El agua subterránea fluye a través del medio poroso del suelo y a medida que fluye arrastra una gran cantidad de sustancias disueltas tales como nutrientes, sin embargo, tiene impactos negativos ya que el agua durante este proceso fácilmente se contamina debido a las actividades cotidianas de la población, por ejemplo, derrames, fugas, combustibles, fertilizantes, aguas residuales, desechos industriales, etc. Las sustancias llegan a infiltrarse y contaminan el manto acuífero, lo que provoca que el agua no sea apta para su uso y consumo, generando así un reto ya que la contaminación de agua subterránea es difícil de detectar, es muy probable que los contaminantes pasen desapercibidos y la población se vea afectada.



Por lo anterior, es necesario contar con tecnologías y sistemas que puedan ser capaces de tratar el agua de las fuentes de abastecimiento hasta que se alcancen los límites permisibles por la normatividad vigente. Los procesos convencionales para eliminar contaminantes en el agua se pueden agrupar en dos tipos, por un lado, se tiene el tratamiento fisicoquímico, el cual tiene como una de sus características principales la adición de agentes químicos (coagulantes y/o floculantes) para retirar los contaminantes del agua, así como la oxidación de la materia orgánica mediante agentes oxidantes, sin embargo, muchos de estos procesos solo transportan el problema de un lado a otro y sus costos son elevados, por otra parte, el tratamiento biológico emplea consorcios de microorganismos especializados para degradar los contaminantes presentes en el agua, gracias a sus capacidades metabólicas. Los procesos biológicos son muy utilizados en el ámbito de tratamiento de aguas residuales y cada vez se utilizan más en el ámbito de la potabilización de agua (Hasan & Muhammad, 2020). Entre los principales tratamientos para las aguas residuales se encuentran los lodos activados, lagunas aireadas, digestión anaerobia, filtros percoladores, entre otros (Metcalf & Eddy, 1994). Mientras que, para la potabilización del agua, el uso de los tratamientos biológicos está más acotado a biofiltros (Basu et al., 2015).

Los biofiltros son un tipo de sistemas de biopelícula, estos sistemas han adquirido relevancia en el tratamiento de agua potable, ya que la concentración de biomasa en estas estructuras puede alcanzar hasta diez veces la concentración presente en un cultivo líquido (Casey et. al., 1999), y se han utilizado en las últimas décadas, alcanzando eficiencias de eliminación excelentes y confiables para diferentes contaminantes. Los procesos de película fija son inherentemente estables y resistentes a cargas de choque orgánicas e hidráulicas; además estos sistemas tienen la flexibilidad de configurarse de diferentes maneras. Existen sistemas en el que se diseñan y construyen zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas en un reactor, para lograr una capacidad relativamente completa de nitrificación, desnitrificación, eliminación de fósforo y también una alta eficiencia de eliminación de compuestos orgánicos.

Contar con la posibilidad de utilizar agua potable es un derecho fundamental esencial para garantizar el bienestar de la población. El consumo de agua contaminada está asociado a la



aparición de diversas enfermedades, incluyendo infecciones gastrointestinales como el cólera y la fiebre tifoidea (CONAGUA 2015b y CONAGUA 2016b).

Se conoce como agua potable al agua que es segura para el consumo humano y animal, exenta de riesgos para la salud. Este término se aplica a aquella agua que ha sido sometida a un tratamiento específico según estándares de calidad establecidos por autoridades locales e internacionales. El proceso de transformar agua corriente en agua potable se denomina potabilización, y generalmente implica varias etapas de un proceso que pueden incluir la eliminación de compuestos volátiles mediante un proceso de desprendimiento, seguido de la precipitación de impurezas con el uso de floculantes, filtración y la desinfección final mediante cloro u ozono (Romero M., 2008). El proceso de potabilización consiste esencialmente en eliminar los contaminantes que no cumplen con los límites permisibles de la NOM 127-SSA1-2021 de parámetros físicos, químicos y biológicos con el objetivo de proporcionar a la población agua segura para uso y consumo humano. Respecto a los tratamientos físicos para potabilizar el agua, estos se utilizan principalmente para la retención de partículas por un medio físico con el uso de un medio como: arena/antracita, carbón activado granular, así como el uso de membranas por ejemplo microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y osmosis inversa. Los procesos que usan membranas son capaces de remover contaminantes disueltos gracias los tamaños tan restringidos de poro, sin embargo, suelen ser procesos costosos por el alto consumo de energía o el uso de sustancias químicas para la regeneración de membranas (Letterman D., 1999), además de no ser sustentables ya que generan un agua de rechazo.

Por otro lado, tenemos los tratamientos químicos, que tienen como objetivo eliminar sustancias disueltas en el agua, tanto minerales (Fe, Mn, As, Fluoruros, etc.) como materia orgánica que produce olores y sabores, así como eliminar organismos contaminantes en forma de gérmenes y microorganismos patógenos responsables de enfermedades transmitidas por el agua (Tar G., 2003).

Una etapa muy importante de cualquier tren de tratamiento para potabilizar agua es la desinfección. Ciertos oxidantes como el cloro, el peróxido de hidrógeno y el ozono tienden a ser poderosos desactivadores de microorganismos (Ibañez C., et al., 2017). Por ejemplo, el bajo costo y alta eficiencia de desinfección del cloro ha promovido su uso desde mediados del



siglo XIX, por ello es el principal desinfectante de agua en el mundo, sin embargo, puede producir varios subproductos de desinfección (DBP) incluyendo trihalometanos al reaccionar con la materia orgánica natural o antropogénica, además promueve la corrosión en las tuberías. Por su parte el peróxido de hidrógeno tiene una descomposición espontánea muy lenta en ausencia de luz, el ozono es un agente oxidante más fuerte que elimina bacterias y virus, así como desechos orgánicos e inorgánicos peligrosos, pero su costo es elevado y su solubilidad en agua es limitada.

A pesar de que los sistemas mencionados anteriormente alcanzan elevadas eficiencias de tratamiento, existen diferentes variables a considerar al momento de escoger el adecuado tratamiento, ya que algunos suministros de agua potable contienen materia orgánica natural (NOM, por sus siglas en inglés) en composiciones variables y cantidades dependiendo del origen de las fuentes de agua, las actividades biológicas y ciclos geoquímicos del entorno de la cuenca hidrográfica y la NOM puede ser difícil de remover por tratamientos convencionales. El primer esfuerzo por comprender la reactividad de NOM en medio acuático, es determinar su composición y los grupos funcionales abarcados. Tal tarea es esencial y muy desafiante, principalmente debido a la heterogeneidad de NOM, sus variaciones espacio-temporales y la complejidad estructural de sus componentes (Malovanny A., et al., 2015).

La presencia de NOM en aguas naturales, tiende a aumentar la solubilidad de compuestos antropogénicos hidrofóbicos, por lo tanto, su biodisponibilidad, también la fracción NOM en el agua, especialmente ácidos húmicos y fúlvicos; tienen una fuerte capacidad de complejación con metales pesados, formando así complejos organometálicos que afectan el transporte, la biodisponibilidad y toxicidad de esos metales (Karlsson et al., 2005, Tang et al., 2014).

Por lo tanto, aunque no es inherentemente tóxico, el NOM afecta gravemente la calidad de los suministros de agua potable, ya sea indirectamente como portador de metales tóxicos y productos químicos orgánicos hidrófobos, o directamente por inducir modificaciones desagradables a las propiedades organolépticas de agua (Karlsson et al., 2005)

Otra parte importante a considerar es la contribución de la materia orgánica en la formación de subproductos de desinfección, que podría conducir a compuestos carcinogénicos tales como trihalometanos halogenados, ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilos, halocetones y



tricloronitrometano (Bond et al., 2012; Serrano et al., 2015.). Además, las NOM estimulan el crecimiento de microorganismos en las tuberías de distribución de agua.

Cuando tenemos problemas complejos como estos, es necesario optar por procesos terciarios que complementen el tren de tratamiento, por ejemplo, el uso de fotólisis y tratamientos electroquímicos. La fotólisis UV y UV/H₂O₂ también se han utilizado con éxito en la eliminación de NOM del agua natural, sin embargo, si la absorbancia UV del agua es considerablemente alta, el tratamiento eficiente puede requerir grandes dosis de UV y/o Uv/H₂O₂. (Barrera, C., 2014).

Por otro lado, los procesos electroquímicos de oxidación avanzada se utilizan para descomponer constituyentes orgánicos complejos que se encuentran en el agua residual, los cuales son difíciles de degradar biológicamente hasta obtener compuestos finales más simples (Barrera, C., 2014).

Entre los principales POA (procesos de oxidación avanzada), se encuentran: el Fenton clásico, el cual tiene la ventaja de que además de ser utilizado en el tratamiento de aguas residuales, ha demostrado tener éxito en el tratamiento de aguas subterráneas y tiene la ventaja de que se efectúa *in situ*, así como en la reducción del volumen de lodos generados durante el proceso (Khouni, I., 2011).

Otro proceso es el electro Fenton con generación de Fe²⁺, llevado a cabo a temperatura ambiente y a presión atmosférica, se aplica en el tratamiento de aguas residuales que contienen plaguicidas, como herbicidas e insecticidas.

Existen las variables del proceso Fenton, como electro Fenton con generación de H₂O₂ y regeneración de Fe²⁺, electro Fenton con la generación de H₂O₂ y Fe²⁺ además, de la foto Fenton, los cuales también se están aplicando para remover contaminantes orgánicos persistentes presentes en el agua.

Por lo anterior, cuando se tiene el reto de potabilizar agua de pozo con una elevada carga orgánica recalcitrante, surge la necesidad de la utilizar procesos mixtos de oxidación avanzada combinados con procesos biológicos en el tratamiento de agua potable contaminada que se justifica por varias razones fundamentales.



En primer lugar, los procesos mixtos ofrecen una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes presentes en el agua, abordando tanto compuestos orgánicos como inorgánicos. La oxidación avanzada, mediante la aplicación de agentes oxidantes potentes como el ozono o el peróxido de hidrógeno, permite la degradación de contaminantes recalcitrantes que pueden ser difíciles de tratar mediante procesos biológicos convencionales (Zhou et al., 2018), en segundo lugar, la combinación de oxidación avanzada y procesos biológicos permite una sinergia que maximiza la eficacia del tratamiento. Mientras que la oxidación avanzada puede descomponer compuestos difíciles, los procesos biológicos pueden abordar de manera eficiente productos intermedios y proporcionar una reducción adicional de contaminantes (Zhou et al., 2018).

Además, la aplicación de procesos mixtos contribuye a la prevención de la formación de subproductos tóxicos. Al descomponer contaminantes antes de que ingresen a los procesos biológicos, se reduce el potencial de generación de subproductos indeseados, protegiendo así la calidad del agua tratada, otro aspecto crucial es la capacidad de adaptación a diferentes condiciones y tipos de contaminación. Los procesos mixtos permiten ajustar la estrategia de tratamiento según la naturaleza variable de las fuentes de agua y los niveles de contaminación, proporcionando flexibilidad y eficacia en diversas situaciones.

Es por eso que en el presente proyecto se plantea la combinación de procesos mixtos de oxidación avanzada y procesos biológicos en el tratamiento de agua potable representa una estrategia integral para garantizar la eliminación eficiente de una amplia gama de contaminantes como materia orgánica natural y compuestos nitrogenados simultáneamente, ofreciendo así un enfoque más completo y robusto para garantizar la seguridad del suministro de agua potable

Justificación.

Los resultados del presente estudio tienen una relevancia social e implicaciones prácticas puesto que en México se abastecen a algunas plantas potabilizadoras con agua que posee una calidad compleja o de características no convencionales respecto a la que habitualmente se somete a potabilización y los hallazgos generados por este proyecto podrán coadyuvar en



profundizar el estudio de procesos de tratamiento potencialmente eficientes para la remoción de nitrógeno nitratos y materia orgánica poco biodegradable. Además, que este estudio tiene un valor teórico ya que con la información generada se podría conocer en mayor medida el comportamiento de un sistema electroquímico-biológico al tratar agua real y así establecer sus limitantes y las relaciones entre las variables del proceso.

En adición, la información generada puede ayudar a que la población reciba agua de calidad, particularmente importante en comunidades rurales o áreas que tienen un acceso limitado a fuentes de agua de alta calidad.

El estudio podría contribuir a disminuir el problema de abasto en algunas zonas de la ciudad de México donde los pozos de agua son de calidad compleja, lo que ampliaría las fuentes disponibles para las plantas potabilizadoras y reduciría la presión sobre las fuentes de agua convencionales.

Objetivos.

Objetivo general: Evaluar la eficiencia del acoplamiento de un proceso electroquímico con la desnitrificación biológica para remover simultáneamente materia orgánica y nitrógeno de nitrato de un agua de pozo

Objetivos específicos:

1. Implementar el proceso electro Fenton en agua de pozo para aumentar la biodegradabilidad de la materia orgánica recalcitrante.
2. A través de un biofiltro con actividad desnitrificante el cual será alimentado con el efluente del reactor electroquímico se evaluará la conversión de NO_3^- a N_2 y la mineralización de la materia orgánica.



Hipótesis.

El sistema Electro Fenton/Biofiltro desnitrificante será capaz de remover simultáneamente materia orgánica recalcitrante y nitrógeno de nitratos al generar como principales productos CO₂ y N₂.

Marco teórico y antecedentes.

Contaminación de agua de pozo por materia orgánica y compuestos nitrogenados

En la ciudad de México uno de los principales retos que preocupa a la ciudadanía en general es como garantizar las necesidades de 19 m³/s de agua potable que deberán ser abastecidos a la población en los próximos quince años por lo que el Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX) enfrenta desafíos significativos en la operación y mantenimiento de su infraestructura de potabilización, debido a la contaminación del agua en algunas zonas, especialmente en el oriente de la ciudad. La contaminación varía, presentando problemas de hierro y manganeso en algunos lugares, y en otros, contaminantes más complejos como nitrógeno amoniacal, ácido sulfhídrico, bióxido de carbono, demanda química de oxígeno, color, sodio, así como materia orgánica recalcitrante y nitrato (Silva 2020).

La presencia de la NOM en el agua potable tiene muchos efectos no deseados, como olor, color y sabor desagradables del agua. También reacciona con el cloro, el oxidante más utilizado en desinfección, formando subproductos de desinfección clorados (DBP). Además, la NOM estimula el crecimiento de los microorganismos en las tuberías de distribución de agua (Sari, V., 2010).

La NOM se refiere a una mezcla compleja de diferentes compuestos orgánicos que están presentes en el agua dulce que se forma principalmente por la intemperie o descomposición de material vivo. Los diferentes componentes químicos de la NOM hacen que sea difícil

caracterizarla en base a compuestos individuales, a pesar de esto hay fracciones con fórmulas químicas distintas como carbohidratos, grasas, ceras, alcanos, péptidos, aminoácidos, proteínas lípidos y ácidos orgánicos. Las otras fracciones, con fórmulas químicas distintas e identidad única y desconocida, se conocen como sustancias húmicas. Las fracciones no húmicas se degradan fácilmente, mientras que la fracción húmica, junto con los contaminantes del suelo, pueden persistir durante siglos.

La presencia de materia orgánica en los cuerpos de agua aumenta y varía significativamente. La alta variabilidad estacional y las elevadas concentraciones de NOM plantean desafíos a las plantas potabilizadoras de agua en términos de optimización operativa y control adecuado del proceso. La materia orgánica tiende a no ser tóxica en sí misma, pero tiende a cambiar las propiedades químicas y físicas del agua como: aumento en el color, produce olor en el agua, influye en las concentraciones de O, N, P y S disueltos y sirve como portador de contaminantes tóxicos como pesticidas y radionucleidos (Ortiz, J., 2015). A continuación se muestran resumidos en la Tabla 1 Los principales efectos de la materia orgánica en la calidad del agua y en los procesos de potabilización.

Tabla 1. Efecto de la materia orgánica en la calidad del agua y los procesos de potabilización (Crittenden y Col. 2012).

Parámetro	Efecto de la materia orgánica en la calidad del agua
Color	Imparte color amarillo al agua en altas concentraciones
Productos de la desinfección	Reacciona con los desinfectantes químicos, formando productos de la desinfección, muchos de estos productos han demostrado ser carcinogénicos o tienen otros efectos adversos a la salud de los usuarios
Metales/orgánicos sintéticos	Puede complejarse con metales y con químicos orgánicos hidrofóbicos (como los pesticidas), haciéndolos más solubles. Una vez que son solubles pueden transportarse fácilmente al ambiente acuático y dificultar su remoción en el tratamiento

Desinfección	Reacciona y consume desinfectantes, por lo que la dosis requerida es mucho más alta, que cuando no hay materia orgánica
Coagulación	La dosis requerida de coagulante puede aumentar en presencia de materia orgánica
Adsorción	Se adsorbe rápidamente en carbón activado, pero rápidamente satura la capacidad de adsorción del carbón
Membranas	Satura o ensucia las membranas y hace deficiente el proceso de filtración

Sustancias húmicas

La materia orgánica del suelo contiene proporciones abundantes de sustancias húmicas, las cuales son macromoléculas orgánicas biogénicas naturales que tienen altos pesos moleculares, son típicamente refractarias (resistentes a la degradación) y tienen tonalidades que van desde al amarillo hasta el negro. Consisten principalmente en ligninas modificadas como consecuencia del ataque microbiano a materia vegetal en descomposición. Otros precursores de las sustancias húmicas (SH) incluyen a los polifenoles de las hojas, proteínas, aminoácidos, lípidos, celulosa y otros polisacáridos. Las SH se subdividen en ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF), y huminas o kerógeno. Debido a que las SH se agregan típicamente como partículas hidrofílicas globulares, se hidratan fácilmente en medios acuosos. La fórmula típica es $C_{12}H_{12}O_9N$, con un pequeño porcentaje de azufre. Las SH de mayor tamaño es el kerógeno y las más pequeñas son las AF (Bañuelos et al., 2022).

Los AH y los AF son más propensos que el kerógeno a ser solubles debido a la presencia de los grupos ácidos. Los principales grupos funcionales presentes en estas sustancias son carboxilo, hidróxilo, hidróxilo fenólico ácido, quinona y cetona; también se encuentran algunos ácidos nucleicos y sus derivados, así como la clorofila y sus productos de degradación, fosfolípidos, aminas y vitaminas.

La contaminación por SH en agua para abastecimiento es un problema delicado. Este tipo de materia orgánica aporta compuestos con C, N y S y es problema crítico debido a las posibles implicaciones de tipo ambiental, económicas y de salud.



Toxicidad de los compuestos nitrogenados

Grandes concentraciones de amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) son tóxicas para los organismos acuáticos, asimismo, la exposición directa de los seres humanos a compuestos nitrogenados a través del agua o alimentos contaminados puede producir un deterioro en la salud e incluso la muerte.

La ingestión directa de aguas contaminadas por nitrito y/o nitrato puede provocar metahemoglobinemia en los seres humanos, siendo los menores de 4 meses los más susceptibles a esta enfermedad conocida como “síndrome del bebé azul” (Wolfe & Patz 2002).

. Esta patología se caracteriza por la pérdida de la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre debido a que la hemoglobina se encuentra en su forma oxidada metahemoglobina, la cual tiene baja afinidad por el oxígeno. Se han reportado más de 3000 casos de metahemoglobinemia alrededor del mundo desde 1945, asociados al consumo de agua de pozo con niveles de concentración de nitrato superior a 10 mg N/ L (Wolfe & Patz 2002).

El nitrato y el nitrito están relacionados con casos de deformaciones en recién nacidos, infecciones en el tracto respiratorio y enfermedades coronarias, entre otras (Referencia).

Tratamientos convencionales para potabilizar el agua para consumo humano

Para el tratamiento de agua para consumo humano se emplean diferentes procesos que varían dependiendo de las características del agua cruda, a continuación, se mencionan de manera breve los principales procesos.

Coagulación-floculación

La coagulación consiste en la adición de coagulantes con el fin de desestabilizar las partículas coloidales para que sean removidas al formarse flóculos los cuales serían sedimentables. Este proceso ocurre en fracciones por segundo, depende de la concentración del coagulante y del pH final de la mezcla. La floculación es el proceso por el cual las partículas desestabilizadas



chocan entre sí y si aglomeran formando flóculos donde la remoción se da en procesos subsecuentes o procesos de filtración o sedimentación (CONAGUA, 2007).

Sedimentadores

Proceso físico mediante el cual las partículas en suspensión presentes en el agua son removidas del fluido, debido al efecto de la gravedad. Dichas partículas deberán ser más densas que el agua, el resultado de este proceso es un agua clarificada en la superficie y en el fondo una suspensión más concentrada. En la práctica, la remoción de las partículas se puede conseguir dejando sedimentar el agua por acción de la gravedad o por filtrado, o bien combinando estos procesos de manera consecutiva (CONAGUA, 2007).

Los factores que influyen la sedimentación son los siguientes:

- La calidad del agua (variación de concentración de materia en suspensión, temperatura del agua)
- Las condiciones hidráulicas (turbulencias)
- Procesos previos a la sedimentación (floculación, coagulación)

De acuerdo al tipo de partícula que se remueva en cada unidad existe la siguiente la clasificación: Sedimentación tipo I (Partícula discretas)

Los tipos de sedimentadores son empleados dentro de las plantas potabilizadoras, la selección del tanque depende del tamaño de instalación, costos y condiciones del terreno.

Por ejemplo, la sedimentación tipo I de arena o arcilla en desarenadores, es aquella donde no hay interacción entre las partículas y la eficiencia es función de la velocidad de sedimentación de cada una, principalmente son partículas discretas y no floculantes.

Por otra parte, en la sedimentación tipo II las partículas floculan en solución diluida, las partículas incrementan de tamaño y velocidad gradualmente, posteriormente en la sedimentación tipo III ya hay un movimiento en bloque, se forma un manto de lodos.

En la sedimentación tipo IV el peso de las partículas que están arriba se encarga de comprimir las partículas que se encuentran abajo, este tipo de sedimentación se da en el fondo de los sedimentadores.



Filtración

La filtración es la eliminación de las partículas de la fase acuosa al pasar el agua a través de un medio granular poroso y se puede subcategorizar como filtración granular rápida, filtración lenta en arena y filtración biológica. La filtración granular se centra en la eliminación de partículas en suspensión, mientras que en la filtración lenta en arena y la biológica ambos eliminan partículas orgánicas suspendidas y disueltas en la fase acuosa (Basu et al., 2015).

En la filtración se producen las siguientes etapas complementarias:

- Transporte de las partículas dentro de los poros
- Adherencia a los granos del medio

Las unidades de filtración se clasifican teniendo en cuenta los siguientes parámetros:

- Lecho filtrante simple de arena y antracita y lechos dobles o múltiples
- Sentido del flujo descendente, ascendente y ascendente descendente
- Forma de aplicar la carga del agua sobre el lecho
- Forma de control operacional

Desinfección

Es el paso final en el tratamiento de agua, que consiste en la destrucción selectiva de los organismos potencialmente infecciosos. Los agentes químicos más importantes son el cloro, el bromo, el yodo, el ozono, el permanganato de potasio, el agua oxigenada y los iones metálicos. Los agentes físicos más usados son los sistemas de coagulación-floculación, sedimentación, filtración, el calor, la luz y los rayos ultravioleta. El cloro es el agente desinfectante más importante; puede utilizarse en forma de gas, de líquido o de sal (hipoclorito de sodio). Es de fácil aplicación, manejo sencillo y bajo costo. En dosis adecuadas no produce riesgos para el hombre ni para los animales. Su efecto residual protege al agua de contaminarse en las redes de distribución. Es importante tomar precauciones en el uso del cloro, debido a la formación de subproductos de la desinfección (DBP_s por sus siglas en inglés),



estos DBP_s se forman cuando los desinfectantes (cloro, ozono, dióxido de cloro o cloraminas) reaccionan con materia orgánica, contaminantes antropogénicos (bromuro, yoduro) durante la producción de agua potable ya que son considerados potencialmente peligrosos (Cong et al., 2015). La Agencia para la Protección del Ambiente de Estados Unidos ha fijado un límite máximo permisible de 0.08 mg/L para los trihalometanos en el agua para consumo humano (Chulluncuy, 2011).

Procesos biológicos para tratamiento de agua potable enfocados en la eliminación de nitrógeno y materia orgánica

Remoción de materia orgánica

Los microorganismos obtienen su energía para crecimiento y mantenimiento por medio de reacciones de óxido reducción, estas reacciones suponen un aceptor y donador de electrones. En este sentido, la materia orgánica se constituye en el donador de electrones más común entre los organismos heterótrofos. Otros organismos como los autótrofos utilizan compuestos inorgánicos reducidos para obtener la energía para su metabolismo y carbono inorgánico para su crecimiento. El aceptor de electrones en condiciones aerobias es el oxígeno molecular (O₂). Sin embargo, en condiciones anóxicas y anaerobias, los organismos emplean compuestos inorgánicos oxidados y materia orgánica como aceptores y donadores de electrones (Correa & Sierra, 2004).

Para identificar y controlar los diferentes ambientes en los cuales se llevan a cabo reacciones de óxido reducción (aerobio, anóxico y anaerobio), las lecturas de potencial redox pueden ser interpretadas de la siguiente forma: lecturas entre +50 y -50 mV indican condiciones anóxicas con NO_x como aceptor de electrones, entre +50 y 300 mV indican condiciones aeróbicas con oxígeno y nitratos como aceptores de electrones y lecturas por debajo de -100 mV indican condiciones anaeróbicas (Correa & Sierra, 2004).

Eliminación biológica del nitrógeno

Existen procesos biológicos derivados del ciclo del nitrógeno que pueden ser útiles para la remoción de compuestos nitrogenados. Como se puede observar en la saturación de sitios de adsorción hay numerosas transformaciones que ocurren en el ciclo del nitrógeno (Figura 1) las cuales involucran procesos microbianos como la fijación del N_2 , la amonificación, la nitrificación y desnitrificación. Estos procesos se llevan a cabo de manera natural, sin embargo, el hombre ha desarrollado tecnologías para aprovechar la capacidad de estos microorganismos. Tal es el caso de la biotecnología ambiental aplicada al tratamiento de agua ya sea para potabilizar o bien agua residual. Un típico sistema biológico de remoción de nitrógeno del agua involucra los procesos de nitrificación y desnitrificación, aunque dependiendo del tipo de aplicación, la desnitrificación puede actuar como el principal proceso biológico de un tren de tratamiento.

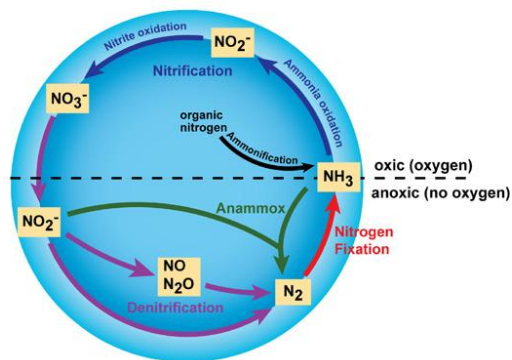


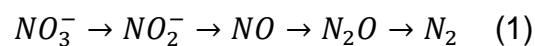
Ilustración 1 Ciclo del nitrógeno (fuente: compostando ciencia)



La desnitrificación biológica es altamente selectiva para la eliminación de nitrato y compuestos reducidos del azufre. La desnitrificación puede ser definida como un proceso respiratorio en el cual el nitrato es reducido a nitrógeno molecular, ligado a la oxidación de materia orgánica a CO₂ o de compuestos azufrados reducidos (S²⁻, S₂O₃²⁻, SO) a sulfato. La eficiencia de eliminación de nitrato, así como el rendimiento de conversión a N₂ del proceso, pueden ser muy altos y alcanzar valores cercanos al 100% (Mateju, et al., 1992).

La desnitrificación es un proceso oxido reductivo secuencial (ecuación 1) en donde cada una de las etapas es catalizada por una enzima distinta. Se lleva a cabo por bacterias desnitrificantes, entre ellas se encuentran muchas bacterias gram negativas anaerobias facultativas: *Enterobacteriaceae*, *pseudomonas* spp, *Bacillus licheniformis*, *Paracoccus* spp, e incluso una de las bacterias nitrificantes, *Nitrosococcus* spp, ya que esta bacteria participa en la nitrificación como en la desnitrificación, de esta manera el nitrógeno vuelve a la atmósfera completando el ciclo (Meza, 2008).

Cada paso de la ruta metabólica desnitrificante es catalizado por una enzima distinta, que ocurre de manera secuenciada:



➤ Reducción de nitrato a nitrito

La reducción desasimilativa de nitrato a nitrito es llevada a cabo por la nitrato reductasa (Mateju, et al., 1992;). Esta enzima se encuentra en la membrana (Jetten et al., 1997) y se menciona que también se han identificado 2 tipos de nitrato reductasa.

➤ Reducción de nitrito a óxido nítrico

La reducción desasimilatoria del nitrito es llevada a cabo por dos nitritos reductasas distintas, Cd1 NIR y Cu NIR. La Cu NIR contiene cobre en su centro y la Cd1 NIR contiene dos hemos (Knowles, 1982)). Ambas parecen llevar a cabo la misma reacción fisiológica, pero se consideran mutuamente excluyentes.

➤ Reducción de óxido nítrico a óxido nitroso:



Estas enzimas catalizan la reducción de NO a N₂O, se ha encontrado que bacterias como *Pseudomonas aerugin*, *P denitrificans* y *P. perfecomarinus* pueden reducir el NO a N₂O.

➤ Reducción de óxido nitroso a nitrógeno molecular:

El último paso de la desnitrificación es la reducción de N₂O a N₂ y es catalizada por el óxido nitroso reductasa (NAS).

Esta enzima es inhibida por acetileno, monóxido de carbono, azida, cianida, tiocianato; además es sensible al O₂ y a sales comunes (Knowles, 1987; Jetten et al., 1997, Cuervo 2003).

Desnitrificación organoheterotrófica

Las bacterias desnitrificantes obtienen la energía para el crecimiento a partir de la conversión de nitrato en nitrógeno gas, pero necesitan una fuente de carbono para la síntesis celular, por lo tanto, en la desnitrificación organoheterotrófica, las bacterias requieren de un donador de electrones de tipo orgánico que sirve como fuente de carbono (Mateju et al., 1992

Una amplia variedad de compuestos orgánicos ha sido usada en la desnitrificación, tales como metanol, etanol, glucosa, glicerol, ácido succínico, acetato, ácido fórmico, etc. (Bernet et al., 1995). En los últimos años se ha demostrado que las bacterias desnitrificantes pueden consumir compuestos de difícil consumo y oxidación, como los derivados del petróleo y plaguicidas (Meza, 2008; Martínez, 2007; Beristain, 2009). La desnitrificación organoheterotrófica con cultivos en suspensión se suele llevar a cabo en sistemas de lodos activados de flujo pistón, a continuación de cualquier proceso que convierta el amoníaco y el nitrógeno orgánico en nitratos (Martínez, 2007)

Desnitrificación litoautotrófica

En la desnitrificación litoautotrofica, se ha observado que algunas bacterias denitrificantes pueden emplear compuestos inorgánicos como fuente de electrones y fijar el CO₂ como fuente



de carbono. El carbono o varios compuestos reducidos de azufre tales como SO , S^{2-} , S_2O_3 , $\text{S}_4\text{O}_2^{2-}$ O SO_3^{2-} pueden ser usados como fuentes de energía, otras bacterias pueden utilizar hierro ferroso como fuente de energía para la desnitrificación litoautotrófica. (Mateju et.al., 1992 citado por Martínez, H., 2007)

Biofiltración

Se han desarrollado tratamientos biológicos conocidos como biofiltros, los cuales consisten en lechos empacados por un medio poroso de soporte para los microorganismos a través de la cual pasa el agua para ser depurada. A través del empaque con biopelícula se pueden realizar simultáneamente la eliminación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. (Henze, M., 2008)

La biofiltración se lleva a cabo en reactores de columna que contienen un medio de soporte mineral, como zeolita, arena o tezontle, o bien materiales sintéticos, sobre cuya superficie se desarrolla la biomasa bacteriana; un ejemplo de estos últimos son los anillos Kaldness (Figura 2) (Metcalf & Eddy 1996)

Una de las configuraciones aplicadas para la desnitrificación es el proceso de Ludzak Ettinger el cual requiere la recirculación del efluente a través del biofiltro. Para esta configuración se emplean filtros en serie antes del tanque de aireación y es conocido como desnitrificación pre-anóxica. (Metcalf & Eddy 2003).

Concepto de biopelícula

Los biofiltros involucran el concepto de biopelícula que es una tecnología que minimiza la producción de lodos. En las biopelículas los microorganismos generalmente construyen y viven en conglomerados o comunidades celulares dentro de una capa de exopolímeros que se adhieren a la superficie de un soporte (Branda et.al., 2005 citado por González y López: 2008). Las biopelículas ofrecen a los microorganismos beneficios tales como la protección contra agentes tóxicos, cambios drásticos en el medio ambiente, y los protege contra los

depredadores. Dentro de la biopelícula, los sustratos se transportan por difusión, sin embargo, también existen poros y canales acuosos donde el transporte de masa se lleva a cabo por convección y difusión. Los sistemas de biopelícula han cobrado importancia en el tratamiento de potabilización y aguas residuales debido a que la concentración de biomasa en una biopelícula puede llegar a ser diez veces mayor con respecto a la concentración celular en un cultivo suspendido debido a que los medios de soporte proveen una gran área superficial y forma ideal para la adaptación de los microorganismos, como los anillos tipo Kaldness (Tabla 2) (Casey et.al., 1999; citado por González y López: 2008). Esto reduce el volumen de los reactores al aumentar la tasa de eliminación por unidad de volumen. Además, las biopelículas ofrecen la ventaja de que la cantidad de biomasa que es necesario remover a la salida en el reactor (clarificador secundario) es mucho menor que en un reactor de tanque agitado con biomasa suspendida, y que el tiempo de residencia hidráulico dentro del reactor no es función de la tasa de crecimiento celular, como lo es para el de biomasa suspendida. Se encontraron las especificaciones de los soportes plásticos más utilizados para empacar biofiltros, que nos da una referencia del área superficial de los anillos Kaldness que se utilizaron en este proyecto.

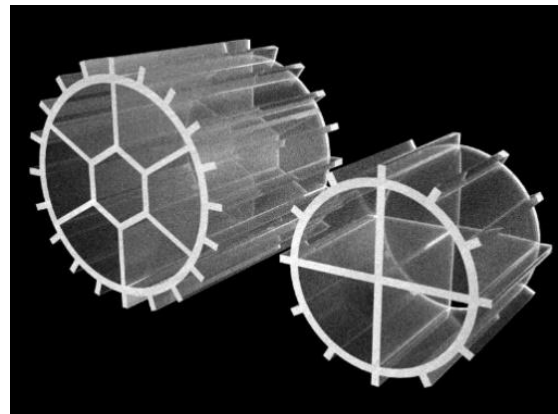


Ilustración 2 Anillos kaldness K1 empacados en el biofiltro (fuente propia)

Tabla 2 Soportes plásticos de fabricación comercial, fuente: Manual práctico N° 35 de reactores de biopelícula WEFTEC 2010.

Fabricante	Nombre	Área total superficial específica (m²/m³)	Dimensiones del empaque, profundidad, diámetro (mm)
Veolia, linc	Anoxkaldnes k1	500	7, 9
	Anoxkaldnes k3	500	12, 25
	Anoxkaldnes “chip biopelícula” (M)	1200	2, 48
	Anoxkaldnes “chip biopelícula” (P)	900	2, 48
Infilco, Degremont	Active cell 450	450	15, 22
	Active cell 515	515	15, 22
Siemens wáter technologies Corp	ABC4	600	14, 14
	ABC5	600	12, 12
Entex Technologies	Bioportz	589	14, 18

Condiciones de operación

La operación eficiente de un biofiltro desnitrificante es esencial para el tratamiento efectivo del agua y la reducción de los niveles de nitratos en fuentes hídricas, por lo tanto la definición de las condiciones de operación como el tiempo de retención hidráulica (TRH), frecuencias de retrolavados, aireación, etc., tendrán que ser bien especificadas, ya que la eficiencia de remoción de NO₃⁻ en los biofiltros depende de estos factores, además de pH, temperatura, la calidad y cantidad de fuente de carbono, la concentración de nitrato en el agua. (Rezvani et al, 2017)

Se han desarrollado numerosos procesos de desnitrificación de película fija, incluso sistemas patentados. Los más comúnmente utilizados son los reactores de lecho fluidificado y los biodiscos (RBC's). En el reactor de lecho fluidificado el agua a tratar circula de manera ascendente a través de un lecho de material granular fino con velocidad suficiente para suspender el medio. Por otro lado, en el uso de biodiscos o medio de soporte sintético, el



medio debe estar completamente sumergido para evitar la oxigenación del líquido, se debe recurrir a la clarificación después del tratamiento biológico para eliminar el exceso de biomasa desprendida.

Los procesos de nitrificación y desnitrificación pueden ocurrir simultáneamente en un único reactor, cuando el amonio es oxidado por microorganismos nitrificantes y la reducción de nitrato por microorganismos desnitrificantes. El factor principal que influye este proceso simultáneo es la concentración de materia orgánica: concentraciones altas provocan la inhibición de bacterias autótrofas nitrificantes, mientras que concentraciones bajas conducen a un déficit de donador de electrones para las desnitrificantes (Niskanen, 2022).

Sin embargo, con relaciones de $DQO/N-NO_3^-$ en un intervalo de 3 a 5 ocurre una desnitrificación incompleta, observando una limitación de carbono. (Peñañiel, 2016). Lo anterior debe ser considerado en el momento de definir el suministro de la fuente de carbono (medida como DQO) y realizar los ajustes en función de la concentración de nitrato en el agua cruda.

El oxígeno disuelto (OD) es un parámetro clave, ya que se sabe que las bacterias desnitrificantes pueden ser inhibidas en concentraciones superiores a 0.5 mg/L de OD. En la práctica, el OD se difunde en las capas de los flóculos microbianos para el crecimiento de la biopelícula y es consumido por bacterias nitrificantes que habitan en las capas más externas del flóculo, por lo tanto, la concentración del oxígeno disminuye y la zona interna de los flóculos pasa a condiciones anóxicas donde lleva a cabo la desnitrificación de manera simultánea a la nitrificación gracias a la estratificación de los flóculos en el medio de soporte (Won Seung, 2015).

Se prefieren los sistemas de crecimiento adherido a medios de soporte inertes porque no sufren inhibición a niveles de concentración de oxígeno disuelto hasta 10 veces mayores a los inhibitorios (0.5 mg O_2/L) en sistemas de crecimiento suspendido (Ingole & Burghate, 2014).

Cresson et al., (2008) demostraron que operar reactores de lecho fluidificado inverso turbulento a tiempos de residencia hidráulica (TRH) cortos y constantes con incremento de la tasa de carga orgánica promueve fuertemente el crecimiento de la biopelícula.

El tiempo de residencia hidráulica (TRH) varía en función del objetivo de tratamiento. En los estudios de Meza (2008) y Martínez (2007) se trabajó con compuestos fenólicos, inhibitorios y



de difícil degradación, por este motivo se empleó un TRH de 48 hrs para lograr una aclimatación de la comunidad bacteriana. Bajo estas condiciones alcanzaron eficiencias de remoción del 99% para *p*-cresol, acetato y NO_3^- .

Por otro lado, Beristain (2009) trabajó con un reactor desnitrificante de biopelícula utilizando como fuente de carbono y como fuente de energía el fenol y como aceptor de electrones el nitrato. El autor operó el reactor en modo continuo, a un TRH de 1.9 d, alcanzando eficiencias altas de consumo de fenol y de nitrato del 100% en el estado estacionario.

Un TRH más largo permite una mayor permanencia del agua en el sistema de tratamiento, lo que puede ser beneficioso para la desnitrificación. La desnitrificación es un proceso biológico que requiere tiempo para que las bacterias conviertan los nitratos en nitrógeno gaseoso, aunque el TRH largo puede ser adecuado para la desnitrificación, también puede aumentar la demanda de espacio y recursos, ya que el sistema debe ser lo suficientemente grande para contener la cantidad de agua durante un período prolongado. Lo anterior es especialmente importante al momento de pensar en un escalamiento del proceso desnitrificante a nivel de planta de tratamiento, puesto que siempre se recomienda que las unidades biológicas no sean en exceso grandes.

Por el contrario, un TRH corto puede ser más eficiente en términos de espacio y tiempo de residencia, especialmente en instalaciones donde se busca una mayor capacidad de tratamiento en un espacio limitado, sin embargo, puede haber limitaciones en la eficiencia de la desnitrificación, ya que el tiempo disponible para que las bacterias realicen este proceso se reduce. Esto podría resultar en una menor tasa de desnitrificación y, en consecuencia, en una eliminación menos efectiva de nitratos.

Un aspecto a considerar para la operación de un proceso desnitrificante es el tipo de materia orgánica que está presente en el afluente. Los elementos orgánicos presentes principalmente en el agua subterránea, se suelen denominar como materia orgánica natural. Esta materia está constituida por sustancias que provienen de la vegetación y de organismos acuáticos, siendo en su mayoría resistentes a los procesos de descomposición biológica. Entre estos compuestos se encuentran los ácidos húmicos, fúlvicos, carbohidratos poliméricos, proteínas



y ácidos carboxílicos (Dibona et al., 1992). La materia orgánica que sea difícil de biodegradar puede ser un obstáculo para que se lleve a cabo de manera correcta la desnitrificación.

Los procesos biológicos se emplean de manera efectiva para eliminar la materia orgánica y el nitrógeno. Sin embargo, se ve obstaculizado por la presencia de compuestos recalcitrantes, además es difícil lograr una alta eliminación de nitrógeno con una baja relación C/N mediante el proceso convencional de nitrificación/desnitrificación, ya que requiere una fuente adicional de carbono que hace que los sistemas de tratamiento sean complicados y costosos (Hassan et al., 2016; Muller et al., 2015).

Entre los métodos químicos, se ha informado en la literatura sobre el uso de procesos de oxidación avanzada, como el uso de ciertos oxidantes (O_3 , H_2O_2 , $S_2O_8^{2-}$), catalizadores/electrocatalizadores (TiO_2 , ZnO , Fe^{2+}) y sus combinaciones para mejorar la biodegradabilidad de la materia orgánica (Anfruns, et. al., 2013).

El proceso químico de Fenton ha sido ampliamente investigado para la degradación de compuestos orgánicos biodegradables y recalcitrantes. Ciertos radicales como el hidroxilo ($\bullet OH$), hidropéroxido ($\bullet OH_2$) o radicales superóxido ($O_2 \bullet$) generados durante el proceso de oxidación de Fenton en un medio ácido (Brillas et al., 2009).

Procesos electroquímicos de oxidación avanzada basados en la reacción Fenton

Los procesos de oxidación avanzada (POA) se utilizan para descomponer constituyentes orgánicos complejos que se encuentran en el agua, que son difíciles de degradar biológicamente hasta obtener compuestos finales más simples que las bacterias sean capaces de asimilar. En muchos casos, la oxidación parcial es suficiente para degradar compuestos específicos mucho más susceptibles para un tratamiento biológico subsecuente o para reducir la toxicidad (Metcalf 2003,).

Los POA se fundamentan en la generación de especies altamente reactivas, específicamente el radical hidróxilo ($\bullet OH$), para reaccionar con las moléculas orgánicas complejas. Entre las



reacciones que produce el $^{\circ}OH$ se incluyen las reacciones con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y radiación ultravioleta (UV) (Hao, 2000,).

Fenton clásico

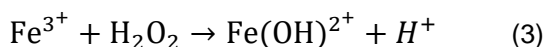
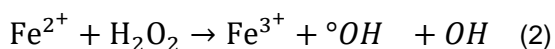
El reactivo de Fenton se descubrió hace más de cien años, no obstante, su aplicación como un proceso de oxidación de compuestos orgánicos tóxicos y no biodegradables se llevó a cabo hasta los años sesenta (Duran-Moreno, 2004,)

Consiste en la combinación de peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso bajo condiciones de presión atmosférica y temperatura entre los 20 °C y los 40 °C, aunque también puede ser llevado a temperaturas de 100 °C y presiones de tres atmósferas. El proceso se practica bajo condiciones ácidas entre un intervalo de valores de pH de 2 a 4, condiciones en las que se puede degradar muchos compuestos orgánicos complejos no biodegradables presentes en aguas residuales (Panizza et al., 2009) y provocar en ellos:

- Ruptura de sus enlaces moleculares, que da origen a nuevos compuestos de menor peso molecular.
- Disminución de la toxicidad del efluente, debido a la oxidación del contaminante.
- La posible oxidación total de los compuestos orgánicos y generar así, sustancias menos ofensivas para los cuerpos receptores.

Reactivo Fenton y proceso electrofenton

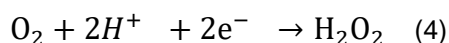
Consiste en una mezcla de H_2O_2 e iones ferrosos, lo cual produce radicales hidroxilos e iones ferrosos como se muestra a continuación:





La lenta regeneración de Fe^{3+} a Fe^{2+} es el paso limitante de velocidad de todo el proceso Fenton. Esto se manifiesta en una alta velocidad inicial de degradación, que va disminuyendo en etapas posteriores debido a la menor concentración de iones ferrosos y a su baja velocidad de regeneración. (Neyens & Baeyens, 2003)

En el proceso electro Fenton (EF) el peróxido de hidrógeno es generado *in situ* mediante la reacción del oxígeno en el cátodo, a través de la siguiente reacción (Oturán, M., & Brillas, E. 2007):



Las principales limitaciones en términos de problemas operativos y económicos incluyen el transporte y almacenamiento de H_2O_2 , así como el costo y la modulación del pH. En comparación con la oxidación convencional de Fenton, el proceso electro-Fenton se considera una opción más eficiente (Brillas et al., 2009).

Los procesos electroquímicos de oxidación avanzada (PEOA) basados en la reacción química de Fenton son un conjunto de tecnologías emergentes para la remediación de agua. Durante la última década han experimentado un desarrollo significativo, que muestra una gran efectividad para la descontaminación de agua que contiene pesticidas tóxicos persistentes, así como contaminantes sintéticos orgánicos, productos farmacéuticos y de cuidado personal y, en general, una gran cantidad de contaminantes industriales (Zhou et al., 2022) en la Figura 4 se pueden observar los principales PEOA's utilizados.

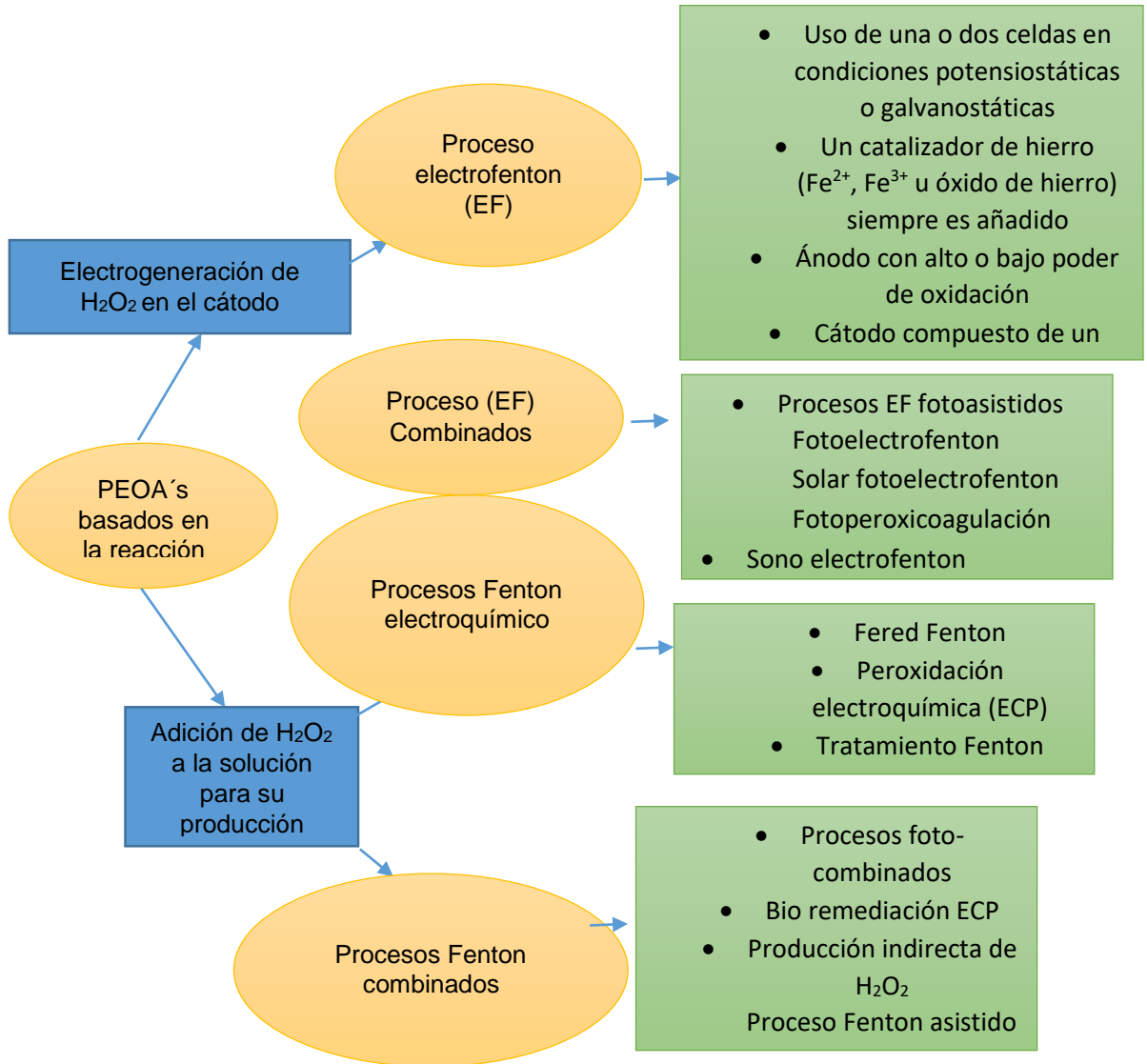


Ilustración 3 Procesos basados en la reacción Fenton.



Los procesos señalados en la Figura 3 generalmente involucran investigación interdisciplinaria y son ampliamente investigados por las siguientes razones:

- La diversidad de las tecnologías utilizadas
- La alta eficacia y efectividad para tratar bajas concentraciones de compuestos orgánicos.
- El gran número de áreas de aplicación potencial.
- El uso de reactivos inocuos y fácilmente degradables.

Además del dominio más común del tratamiento de aguas residuales, los POEA se aplican al tratamiento de aguas subterráneas, la remediación de sedimentos de ríos y suelos, el acondicionamiento de lodos de las aguas residuales municipales, la desinfección del agua, la producción de agua ultra pura, el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles y el control de olores.

Poder oxidante y reactividad del radical hidroxilo

El $^{\circ}\text{OH}$ es considerado el radical libre más importante en química y biología por sus múltiples implicaciones y aplicaciones. Este radical se genera *in situ* en el medio de la reacción, actúa de forma oxidativa, no selectiva sobre los compuestos orgánicos. Destruye la mayoría de los contaminantes orgánicos y organometálicos hasta su total mineralización, es decir, conversión en CO_2 , agua y iones inorgánicos (Brillas et al., 2009).

Una forma interesante de producir $^{\circ}\text{OH}$ es mediante peróxido de hidrógeno. Este compuesto es un químico “verde” que deja gas oxígeno y agua como subproductos (Brillas et. al., 2009), y su importancia radica en que es el segundo agente oxidante más fuerte (ver Tabla 3) únicamente superado por el flúor cuyo potencial es de 3.05 V/ENH, y por encima del potencial de H_2O_2 usado para el tratamiento de agua potable.



Tabla 3. Potencial estándar de reducción en medio acuoso de algunos de los oxidantes más comunes reportados para la destrucción de contaminantes orgánicos (fuente: adaptado de Brillas et al., 2009).

	Oxidante	Reacción de reducción	E° (V/ENH)
F_2	Flúor	$F_{2(g)} + 2H^+ + 2e^- \rightarrow 2HF$ $F_{2(g)} + 2e^- \rightarrow 2F^-$	3.05 2.87
HO°	Radical Hidroxilo	$HO^\cdot + H^+ + e^- \rightarrow H_2O$	2.80
$SO_4^{\cdot-}$	Anión radical sulfato	$SO_4^{\cdot-} + e^- \rightarrow SO_4^{2-}$	2.60
FeO_4^{2-}	Ion ferrato	$FeO_4^{2-} + 8H^+ + 3e^- \rightarrow Fe^{3+} + 4H_2O$	2.20
O_3	Ozono	$O_{3(g)} + 2H^+ + 2e^- \rightarrow O_{2(g)} + H_2O$	2.08
H_2O_2	Peróxido de hidrógeno	$H_2O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow 2H_2O$	1.77

Materiales de cátodo

La electrogeneración de H_2O_2 aplicada al tratamiento de aguas se realiza disolviendo O_2 o aire en la solución a reducir en materiales catódicos adecuados. Los trabajos pioneros reportan el uso de cátodos de mercurio, grafito, carbono y electrodos tridimensionales como fieltro de carbón, fibra de carbón activado, carbón vítreo reticulado, carbón esponja y nanotubos de carbono (Bañuelos 2015). Sin embargo, el mercurio ha sido desestimado debido a su potencial toxicidad.

Por otro lado, el carbón no es tóxico, a diferencia del mercurio, y exhibe un alto potencial para la evolución de H_2 y una baja actividad catalítica para la descomposición de H_2O_2 , junto con una relativa buena estabilidad, conductividad y resistencia.

Carbón Activado



Los carbones industriales se producen en su mayoría a partir de materiales naturales como materiales de desecho vegetal como madera, semillas, podas, también se puede obtener a partir de algas, cascara de semilla de algodón, cascara de arroz, lignito, aserrín, huesos de frutas, huesos, cascara de nueces, cascara de coco, pescado, cereales, etc. (Song et. al.; 2010,).

El carbón ha cobrado importancia en diversas áreas en el tratamiento de agua, por ejemplo, en el área de electroquímica se han desarrollado múltiples materiales alternativos fabricados con carbón con la finalidad de obtener electrodos altamente eficientes y viables económicamente. (Bañuelos 2015) demostró la viabilidad de un material de carbono (carbón activado) con un costo relativamente bajo, para producir un electrodo de difusión, acoplado a una oxidación anódica, y utilizó un electrodo auxiliar de Boro dopado con diamante (BDD) para la degradación eficiente de un colorante verde malaquita a través de un tratamiento electro Fenton y fotoelectro Fenton. Finalmente obtuvo cantidades altas de peróxido de hidrógeno y porcentajes altos de mineralización de colorantes.

Influencia de la Superficie específica, superficie interna y externa del carbón activado

Al área de la superficie por unidad de masa (m^2/g) se denomina superficie específica. Constituye la suma del área de la superficie de todas las partículas que forman un gramo de material (Amaringo & Hormaza, 2013,). En el caso de los carbones activados, la superficie de las partículas presenta una alta reactividad física y química con el medio, lo que implica la existencia de fenómenos como la adsorción de cationes y moléculas de agua o variación de la carga eléctrica y de las fuerzas de atracción-repulsión entre partículas en función del pH, salinidad y temperatura del medio (Colpas et al., 2017).

El carbón activado es un producto el cual ha sido sometido a un tratamiento de activación con el fin de incrementar su área superficial hasta 300 veces debido a la formación de poros internos, pudiendo alcanzar áreas entre 1200-1500 m^2/g de carbón.



Una diferencia fundamental entre un tipo de carbón y otro radica en la estructura, o arreglo de sus átomos, en el caso del carbón activado, estos se encuentran combinados en forma de placas hexagonales (Bañuelos 2015).

Es por eso que un área superficial grande proporciona más sitios activos para las reacciones electroquímicas, lo que mejora la actividad catalítica del cátodo. Esto es crucial para favorecer la generación de radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$) y la electrogeneración eficiente de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), que son componentes clave del proceso electro-Fenton, así como una mejora en la generación de especies reactivas dentro de sus poros y una mejora en su capacidad de adsorción.

Las aplicaciones del carbón activado en la remoción de contaminantes presentes en el agua, vía procesos electroquímicos son prometedoras. De acuerdo con el autor Fernández (2016) el uso de un electrodo de carbón activado granular en un proceso electro Fenton utilizado para tratar influentes textiles, resulta en una degradación eficiente de contaminantes como el color en un 100% y carbono orgánico total, hasta en un 97 %, así como en una disminución de costos en un proceso electro Fenton convencional, el uso de este electrodo podría ser una excelente alternativa para la generación de H_2O_2 cuando se compara con los típicos electrodos de carbón ya que mejora las capacidades adsorbentes del carbón y simultáneamente tiene la capacidad de degradar compuestos tóxicos y recalcitrantes.

Características de un proceso electro Fenton

El proceso de electro-Fenton, dentro de los Procesos de Oxidación Electroquímica Avanzada, destaca por su baja generación de lodos, alta eficiencia en la eliminación de contaminantes y producción de peróxido de hidrógeno. Su mecanismo, detalladamente explorado en la literatura, implica la generación inicial de H_2O_2 en el cátodo y/o la producción anódica de sacrificio de Fe (II). El Fe (II) puede regenerarse mediante la reducción de Fe (III) en el cátodo, contribuyendo a la función catalítica del hierro en el proceso. Además, el radical $\text{OH} \bullet$ puede generarse directamente mediante la oxidación del agua en el ánodo (Sahraei A., 2013).

Los procesos electro-Fenton emplean diferentes materiales para generar peróxido de hidrógeno y radicales hidroxilos. Se utilizan platino, diamante dopado con boro, grafito y acero



inoxidable como materiales de ánodo, mientras que las membranas de carbono, grafito, óxidos de hierro/nanotubos de carbono, hierro y esponja de carbono se emplean como materiales de cátodo. También se ha propuesto desde hace ya algún tiempo el uso de carbón activado como material catódico (Zhou, 2018), junto con ánodos de acero inoxidable y titanio. Aunque la mayoría de los estudios se centran en describir el mecanismo de oxidación y rutas de degradación de contaminantes específicos, el proceso EF ha demostrado eficacia en la degradación de compuestos orgánicos variados, como compuestos fenólicos, pesticidas, herbicidas, lixiviados y colorantes sintéticos.

La electrogeneración de H_2O_2 aplicada al tratamiento de aguas se realiza disolviendo O_2 o aire en la solución a reducir en materiales catódicos adecuados. Los trabajos pioneros reportan el uso de cátodos de mercurio, grafito, carbono y electrodos tridimensionales como fieltro de carbón, fibra de carbón activado, carbón vítreo reticulado, carbón esponja y nanotubos de carbono. Sin embargo, el mercurio ha sido desestimado debido a su potencial toxicidad. (Muñoz et al., 2023).

En ese sentido, el carbón no es tóxico, a diferencia del mercurio, y exhibe un alto potencial para la evolución de H_2 y una baja actividad catalítica para la descomposición de H_2O_2 , junto con una relativa buena estabilidad, conductividad y resistencia (Muñoz et al., 2023).

Influencia de los parámetros de operación en el proceso electro Fenton

La tasa de degradación de las aguas residuales orgánicas en el proceso EF depende de los parámetros de operación, como la alimentación de O_2 , la tasa de agitación, la temperatura, el pH de la solución, la composición del electrolito, el potencial o la corriente aplicados, el catalizador de hierro y la concentración inicial de contaminantes (Abbas & Abbas 2018) La mayoría de estos parámetros, están optimizados en la celda utilizada para lograr la mejor eficiencia actual y el menor costo de energía.

Normalmente se emplea temperatura ambiente. Un aumento de temperatura a 35-40 °C aumenta la tasa de mineralización, pero las temperaturas más altas son perjudiciales debido a la fuerte aceleración de la descomposición química de H_2O_2 .



El pH es un parámetro de control importante para mantener la eficacia del proceso EF. Rosales et al. (2009, Zhou et al. (2018,) y Oturan & Brillas, (2011) han reportado su máxima eficiencia en celdas no divididas a pH de 3, que está cerca de 2.8 donde se espera la producción máxima de °OH de la reacción Fenton.

Corriente aplicada

La distribución de corriente y potencial en un reactor electroquímico proporcionan información para establecer las zonas del reactor con mejor desempeño y cuales podrían ocasionar problemas de operación.

Lo que se conoce como distribución primaria de corriente y potencial considera únicamente la ley de Ohm.

La ley de Ohm habla acerca de la relación entre el voltaje, la resistencia y la corriente en un conductor eléctrico, y se expresa mediante la ecuación $V=IR$, donde V es la diferencia de potencial (en voltios), I es la corriente (en amperios), R la resistencia (en Ohms, Ω). Esta ley fue formulada empíricamente por Georg Simon Ohm.

Para muchos materiales, incluyendo la mayoría de los metales la resistencia es constante para un amplio rango de diferencias de potencial. (UNAM, 2023)

La relevancia de la ley de Ohm en el proyecto es la evaluación del comportamiento del material del cátodo, ya que es el principal generador de H_2O_2 en el sistema electro Fenton, con la ley de Ohm se puede dimensionar la fuente de poder, así como seleccionar los materiales adecuados, conocer la resistencia de materiales porosos como el carbón activado granular, permite ajustar el voltaje para mantener un flujo de corriente seguro y eficiente, para evitar daños en el cátodo.

En este caso, solo se puede analizar la distribución de corriente producida por la diferencia de potencial, en la geometría particular del reactor, lo que se obtiene mediante la ecuación de continuidad.

Algunos estudios han demostrado la eficiencia de las tecnologías basadas en Fenton para el tratamiento de aguas con alta carga de materia orgánica relacionada con una mezcla de



contaminantes complejos, la eliminación de esta gama de compuestos es muy complicada e incluye la aplicación de varios métodos acoplados, para obtener una desintoxicación eficiente. Yavuz (2007) aplicó un tratamiento electroquímico empleando electrodos de hierro con la presencia de H_2O_2 para tratar agua de la destilería de alcohol. Estudió los efectos de la concentración de sulfato de sodio como electrolito de soporte, densidad de corriente, pH y concentración de H_2O_2 sobre la eficiencia de remoción de DQO fue del 92.6%, con una concentración inicial de 4985 mg DQO/L, y la eficiencia de remoción de COT del 88.7%, con una concentración inicial de 1507 mg/L. Se lograron estas eficiencias adicionando 0.3 M Na_2SO_4 y 60 mg/L de H_2O_2 a valor de pH 4.

Otro parámetro de operación importante es el potencial aplicado y la corriente en celdas de tres y dos electrodos, respectivamente. Se suele elegir un potencial aplicado para alcanzar la máxima tasa de producción de H_2O_2 y su valor depende del material del cátodo utilizado. Este parámetro, por ejemplo, se ha optimizado a -0.5 V/SCE para fieltro de carbono, grafito fieltro de grafito, -0.9 V/SCE para fibra de carbono, para fieltros de grafito modificado.

Se ha observado que la corriente aplicada ejerce una gran influencia en la tasa de degradación. Por ejemplo, en el trabajo de Govindan (2020) se evaluó la influencia de la concentración de atenolol, densidad de corriente (2.0, 3.9, 7.8 y 9.8 mA cm^{-2}), pH inicial de la solución (3, 5, 7, 9 y 11), tipo de electrolito y su concentración en la degradación de atenolol. En este estudio se señala que la corriente aplicada interactúa con otros parámetros operativos, como la concentración de Fe^{2+} , el efecto combinado de la densidad de corriente y la concentración de Fe^{2+} influyeron significativamente en las vías de degradación, con mayores densidades de corriente favoreciendo la producción de radicales $^{\circ}\text{OH}$, logrando una eficiencia de degradación del 90-98%.

En un estudio realizado por Álvarez (2016), se investigó el mecanismo de degradación de Acid orange 7 (AO7) (naranja de metilo ácido o naranja ácido 7), donde se desarrolló un modelo químico semiempírico para predecir la eliminación de AO7 mediante la química de Fenton, el mecanismo más relevante para este estudio es el primero (acumulación de H_2O_2 en la solución) para el cual se espera que a baja energía catódica, la mayor parte de la corriente



observada se utilice para formar H_2O_2 , a una corriente media, es probable una mezcla de H_2O_2 y H_2O , no obstante a alta corriente, se esperaría una mezcla de H_2O_2 y H_2 .

La producción de peróxido de hidrógeno se investigó durante 180 min en el reactor, en función del potencial aplicado y la superficie del cátodo. Los principales resultados en el rango de $1.8V < \Delta E \text{ celda} < 2.2$ se encontró:

A 1.8 V (58 mA), se alcanzaron 2 mM de H_2O_2 con una eficiencia de corriente del 96%, los mejores resultados se obtuvieron a 2.1 V (140 mA), produciendo 2.75 mM de H_2O_2 con una eficiencia de corriente del 60%.

Esta tendencia es general en todos los sistemas EF, también verificada por la tasa de mineralización ya que las desintegraciones de DQO y TOC aumentan significativamente al aumentar hasta un cierto valor límite cinético (Brillas et al., 2009).

Tratamientos híbridos que involucran procesos avanzados de oxidación para lograr la remoción simultánea de materia orgánica y nitrógeno

Frecuentemente se eligen a los tratamientos de tipo biológico para el tratamiento de contaminantes en el ámbito de los procesos de depuración de agua, sin embargo, debido a la complejidad de algunos residuos (por ejemplo, refractarios o altamente tóxicos) requieren otros enfoques, como el uso de alternativas híbridas que ofrecen la posibilidad de la degradación electroquímica parcial (por ejemplo, la transformación de materiales no biodegradables en biodegradables) y el acoplamiento con procesos biológicos, como la biofiltración. De hecho, la biofiltración puede ser utilizada para eliminar nitratos y materia orgánica de manera simultánea, vía un proceso desnitrificante, mientras que una etapa electroquímica sería utilizada como pre-tratamiento para la materia orgánica poco biodegradable (Ibañez et al., 2017).

Revisión bibliográfica de antecedentes

Procesos mixtos fisicoquímico-biofiltración para tratar agua a potabilizar



En la literatura existen pocos trabajos que desarrollen proyectos de tratamiento utilizando una etapa electroquímica y otra biológica particularmente para agua potable. Por lo anterior, la revisión bibliográfica se enfocó en conocer las tecnologías existentes para el tratamiento de un agua problema con características similares al agua de pozo objeto de esta tesis. Se encontraron algunos trabajos sobre tratamientos por separado (electroquímico y biológico) y algunos ejemplos de procesos que acoplan procesos mixtos de tratamiento de agua potable. A continuación, se muestran algunos estudios relevantes de la literatura existente.

Un antecedente directo es el proyecto del año 2020 realizado en la subcoordinación de potabilización del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) (Silva et al., 2020), donde se identificaron pozos en el Valle de México con una combinación de dureza, nitrógeno amoniacal y materia orgánica recalcitrante, que convierten a ese tipo de agua en no convencional para potabilizar. La estrategia para disminuir simultáneamente el nitrógeno amoniacal y la materia orgánica fue utilizar una columna de contacto de ozono y un biofiltro con actividad nitrificante. Se probaron diferentes tiempos de contacto de ozono para evaluar su efecto en la biodegradabilidad de la materia orgánica, por otra parte, se adaptó un biofiltro con un tiempo de residencia hidráulica de 24 h y aireación constante, se determinó las eficiencias de consumo de nitrógeno amoniacal y materia orgánica medida como DQO. De manera paralela se realizó la evaluación de la remoción de dureza de agua de pozo a través de una resina catiónica de intercambio iónico, donde se valoró los requerimientos de regeneración y su efecto la remoción de dureza.

Se caracterizó el agua cruda y se identificaron ocho parámetros que excedían los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-2021 (NOM-127), destacando el nitrógeno amoniacal (128.8 mg/L) y la demanda química de oxígeno (DQO) (136 mg/L) como los principales contaminantes a remover mediante el sistema ozono-biofiltro. Este sistema logró reducir el nitrógeno amoniacal a una concentración promedio de 12 mg/L, con una eficiencia de remoción del 98% y una generación concomitante de nitrato. Sin embargo, los datos de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y DQO a la entrada y salida del sistema indican que la materia orgánica no fue fragmentada por el ozono, permaneciendo recalcitrante a la entrada del biofiltro. En términos generales, el sistema ozono-biofiltro no logró una



eliminación simultánea y efectiva del nitrógeno amoniacal y la materia orgánica, ya que la biodegradabilidad de esta última no se incrementó significativamente con el tratamiento, evidenciado por un cociente DBO_5/DQO de apenas 0.131

Las recomendaciones del estudio de Silva et. al., (2020) van enfocadas en evaluar sistemas más robustos de oxidación avanzada como la combinación de ozono con peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta para fragmentar la materia orgánica y sea posible mineralizarla en un biofiltro.

Mohseni et. al., (2013) revisaron los procesos biológicos de eliminación de nitratos del suministro de agua potable y compararon los procesos autótrofos y heterótrofos, así como las distintas fuentes de carbono utilizadas en el proceso para la eliminación de nitratos de los suministros de agua potable. Los autores demostraron que la eliminación autótrofa de nitratos si bien tiene la ventaja de no requerir una fuente de carbono orgánico, las bacterias autótrofas tienen una lenta tasa de crecimiento y de eliminación de nitratos. Por lo que cobra relevancia un estudio donde se investigó el uso de ácido acético como fuente de carbono utilizando un reactor de lecho empacado. Donde el proceso logró una eficiencia de remoción de nitratos cercana al 100% con una concentración de nitrato de nitrógeno en la entrada de 100 mg/L.

Rchna & Chander, (2012) investigaron un reactor de película fija seguido de recarga de acuíferos para la desnitrificación heterotrófica del agua subterránea. El proceso consta de dos etapas: un tratamiento en superficie seguido de un tratamiento natural subterráneo. Las bacterias desnitrificantes se adhirieron a un medio granular en el reactor, a través del cual el agua pasaba con un flujo descendente. Se agregó ácido acético como sustrato para proporcionar energía a los microorganismos, junto con una pequeña cantidad de fosfato. A concentraciones de nitrato de entrada de 55 a 100 mg/L, se encontró que la tasa de remoción de nitratos fue de 2.5 a 3.5 kg/m³ d, con un residual de ácido acético en el efluente de 1 mg/L. Sin embargo, la tasa de remoción disminuyó significativamente cuando el reactor se operó con una cantidad limitada de ácido acético, es decir, 0.1 mg/L en lugar de 1 mg/L. Después de 18 meses de operación exitosa a escala piloto y buenos resultados obtenidos con el sistema, se construyó una planta a escala real en Neuss para tratar el 30-55 por ciento del flujo total de



800 m³/h. El agua desnitrificada se mezcló luego con el flujo principal. Los niveles de nitratos se redujeron desde un nivel inicial de 55-60 mg/L a 25 mg/L (como NO₃⁻). (Rchna et al., 2012) Estos estudios demuestran la efectividad del ácido acético como fuente de carbono para la remoción de nitratos en diferentes configuraciones de reactores. Los resultados resaltan el potencial de estos sistemas para lograr altas eficiencias de remoción de nitratos y brindan información sobre las condiciones operativas óptimas y las limitaciones asociadas con la dosificación de ácido acético.

Acoplamiento de procesos basados en la reacción Fenton con tratamiento biológico

Como se mencionó anteriormente el principal objetivo de la aplicación de tratamientos avanzados como la electroquímica es, la destrucción de los contaminantes refractarios, en el acoplamiento de un sistema biológico-electroquímico se logra mediante la producción de °OH ya sea como una etapa de pre-tratamiento o como un post-tratamiento.

Cuando el proceso EF precede a una oxidación biológica, los contaminantes orgánicos son transformados en moléculas más pequeñas como resultado del ataque oxidativo de los radicales °OH. Estas especies de bajo peso molecular pueden ser metabolizadas por las comunidades microbianas durante la degradación biológica. Por otra parte, cuando EF es aplicado después de una oxidación biológica, los compuestos orgánicos biodegradables son biotransformados por el consorcio microbiano y los subproductos refractarios resultantes pueden ser oxidados durante el proceso post-electroquímico (Minghua et al., 2018).

Como lo menciona el autor Barrera, (2018), el método biológico es probablemente el más eficiente en la nitrificación y desnitrificación para la eliminación del nitrógeno. No obstante, el tratamiento biológico tiene algunas limitantes debido a ciertas sustancias tóxicas como compuestos aromáticos, compuestos refractarios biorgánicos, ácidos húmicos o surfactantes. Por lo que la integración de procesos físicos, químicos o de oxidación avanzada mejora la eficiencia del tratamiento global.



Estudios recientes demuestran que el acoplamiento de procesos de oxidación avanzada y tratamientos biológicos son una opción eficaz para mejorar reducir significativamente la DQO y mejorar la biodegradabilidad de efluentes con compuestos recalcitrantes.

Baiju et al., (2018) estudiaron la degradación de DQO a través de la aplicación de un proceso electro Fenton heterogéneo y un tratamiento biológico aplicado a lixiviados de un vertedero, utilizando electrodos de TiO_2/Ti y Grafito como ánodo y cátodo respectivamente. El tratamiento con electro Fenton no logró reducir la DQO de las muestras de lixiviado para cumplir con los estándares de descarga. El lixiviado tratado después del proceso electro Fenton se sometió a un proceso biológico posterior, en el cual se aislaron especies bacterianas nativas de muestras de suelo adquiridas del pozo de recolección de lixiviados. Se observó que hubo una diferencia marcada en la eliminación de DQO dentro del sistema biológico, ya que para el lixiviado crudo únicamente fue del 17% lo que podría deberse a su baja relación DBO/DQO de 0.03, mientras que para el lixiviado pre tratado se observó un 82% de remoción de DQO. La eficiencia general de la eliminación de DQO al final del proceso combinado electro Fenton heterogéneo y biológico fue del 97%. Por lo que la combinación de estos dos sistemas de tratamiento demostró en este estudio ser más eficaz que las opciones de tratamiento por separado (Baiju et al., 2018).

A continuación, se muestra en la Tabla 4 algunos estudios relevantes de procesos electroquímico-biológicos acoplados para el tratamiento de distintos efluentes contaminados con materia orgánica y compuestos nitrogenados de manera simultánea.

Tabla 4. Estudios relevantes de proceso mixto electroquímico-biológico para el tratamiento de distintos efluentes de agua.

<i>Autor, año</i>	<i>Tipo de agua</i>	<i>Proceso Fenton</i>	<i>Proceso biológico</i>	<i>% remoción</i>
Martínez et al., 2018	Industria farmacéutica	Fenton convencional H ₂ O ₂ = 7.5 mg/mg COT 7.2*10 ⁻² mgFe/mg COT Tiempo 2h	SBR Tiempo: 48 h TRH 20 d TRS	PF: 34 COT PB: 93 COT Total: 95.3 COT
Baiju et al., 2018	Lixiviado de residuos solidos	Electro Fenton heterogéneo pH= 2, tiempo= 90 min Catalizador=50 mg/L Volt=5, área del electrodo= 25 cm ²	Aerobio de mezcla completa pH=8 T= 37°C Agitación=110 rpm Incubación 120h	PF: 82 DQO PB: 82 DQO Total: 97 DQO
Bañuelos et. al., 2022	Agua de pozo	Foto Fenton heterogéneo Tiempo= 6 h pH= 7 Dosis de H ₂ O ₂ Exp 1) 1,572.5 mg/L Exp 2) 3,145 mg/L Exp 3) 6,290 mg/L	Biofiltro nitrificante empacado con biolita Caudal= 0.03 L/min tiempo de contacto con el lecho vacío= 63.61 min	PF: 34% Color: 100 PB: 98.6 NH ₄ ⁺
Sirtori et al., 2009	Industria farmacéutica	Solar Fenton pH= 2.6-2.8 Fe ²⁺ =20mg/L H ₂ O ₂ = 66 mM Tiempo=190 min	Biomasa fija pH= 7 operación Batch flujo recirculación=500L/h	PF: 33 DQO PB: 62 DQO Total: 95 DQO



Límites y alcances del proyecto.

Este proyecto de tesis tiene limitaciones respecto a la naturaleza del agua problema a tratar ya que al ser un agua real no se puede controlar la posible variabilidad en su calidad a lo largo del período de estudio. Esta limitación podría afectar la precisión de los resultados. Por otra parte, tampoco se puede controlar la presencia otros contaminantes (además de la materia orgánica y el nitrógeno de nitrato) en el agua problema, lo cuales pueden tener un efecto en la eficiencia del tratamiento.

Metodología.

La estrategia experimental para alcanzar los objetivos se divide en las siguientes etapas:

- 1. Identificación de parámetros de calidad fuera de la normatividad 127-SSA1-2021 en el agua de pozo 6 de la CDMX (Santa Catarina)
- 2 Caracterización, acondicionamiento de carbones activados para la generación de H_2O_2 y su evaluación por voltamperometría,
- 3 Generación de H_2O_2 en un reactor electroquímico y la posterior alimentación del reactor con agua cruda de pozo.
- 4 Puesta en marcha del reactor biológico con agua sintética
- 5 Acoplamiento electroquímico-biológico.

1._ Caracterización del agua problema.

El traslado del agua problema (500 L) se llevó a cabo desde un pozo ubicado en la alcaldía Tláhuac de la CDMX hasta las instalaciones del IMTA. Se realizó la caracterización del agua del pozo conforme a los parámetros: demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal, nitrato, color verdadero, conductividad, hierro, sólidos disueltos

totales (SDT), manganeso (Mn), Alcalinidad, nitrito, sulfatos, pH. Algunos análisis se realizaron en el laboratorio de potabilización y otros en el laboratorio de calidad del agua (Tabla 5). Asimismo, se realizó la caracterización electroquímica del agua problema mediante el uso de un potenciostato Gamry INTERFACE 1000 (modelo 09097)

Tabla 5. Técnicas analíticas utilizadas para el monitoreo de las variables de control

Parámetro	Técnica analítica	Equipo utilizado
DQO	NMX-AA-030/2-SCFI-2011	Espectrofotómetro
Conductividad eléctrica	Conductímetro	Conductímetro
Hierro	Método HACH	Espectrofotómetro
Sólidos disueltos totales (SDT)	Multiparamétrico	Multiparamétrico
Manganeso	Método HACH	Espectrofotómetro
Alcalinidad	Método de microtitulación HACH	N/A
Dureza	Método de microtitulación HACH	N/A
NO ₃ ⁻	Método Uv método 4500 standard methods	Espectrofotómetro Uv Shimadzu
NO ₂ ⁻	NMX-AA-099-SCFI-2021	Espectrofotómetro Uv Shimadzu



NH ₄ ⁺	Método HACH	Espectrofotómetro
SO ₄ ²⁻	Método HACH	Espectrofotómetro
pH	Potenciómetro	Potenciómetro
Color	Método HACH	Espectrofotómetro
Demanda bioquímica de oxígeno	NMX-AA-028-SCFI-2001	N/A

2._ Acondicionamiento, caracterización, preparación y modificación del carbón activado granular (CAG)

Limpieza del CAG

- Colocar el CAG en un recipiente y agregar HCl al 0.01 M
- Dejar reposar durante 20 minutos
- Enjuagar el CAG con agua destilada
- Agregar el HNO₃ al 10%
- Dejar reposar durante 15 horas
- Enjuagar el CAG con agua destilada
- Realizar la granulometría

Se realizó una técnica de tamizado en seco en una columna con 9 tamices, con agitación manual. Con la cual se obtuvieron los datos utilizados para graficar, con estos datos se obtuvieron los percentiles que indican el tamaño (diámetro) (D) de la partícula y el coeficiente de uniformidad (CU) que nos indica si el suelo está bien gradado.

Se utilizaron dos tipos de carbón activado con el fin de comparar cual era el mejor material para la generación de peróxido de hidrógeno. Los materiales con los que



se realizaron los estudios fueron distribuidos por APELSA y Clarimex con un área superficial de 198 m²/g y 600 m²/g respectivamente. A los diferentes lotes de carbón activado granular se les realizó distintos tratamientos para su limpieza superficial y eliminación de posibles restos de sales dentro de los poros, así como para lograr una modificación de sus grupos funcionales superficiales.

Se procedió inicialmente a tratar el carbón activado con una solución de 0.01 M de HCl durante un periodo de 20 minutos, con el fin de eliminar posibles residuos de sales que pudieran haber quedado en sus poros. Posteriormente, se llevó a cabo una modificación utilizando una solución de HNO₃ al 10% durante 15 horas, buscando lograr una modificación superficial adecuada y conferir cierta conductividad al material (Fernández, 2016).

Zhong et.al., 2011 reportaron que el orden de la estructura y diámetro del poro de carbón activado granular se modifican y se vuelven irregulares, debido al ataque del ácido nítrico, el cual tiene un efecto destructivo en los poros, incrementando su diámetro, su área superficial y también los grupos funcionales presentes en el material.

Posteriormente se realizó el análisis granulométrico por medio de diferentes tamices en el laboratorio de ambiental de posgrado para determinar el tamaño de la partícula del material carbonoso del cátodo.

Voltamperometría cíclica (caracterización de los materiales de carbón, prueba de reducción de oxígeno)

Para la parte de obtención de peróxido de hidrógeno, mediante la reacción de reducción de oxígeno, se realizó utilizando 5 g de cada carbón en cada empaque. En cada prueba realizada se cambió el carbón y se llevó a cabo un escaneo de potencial mediante la técnica de voltamperometría cíclica con el fin de evaluar el potencial en el cual se lleva a cabo la reacción de reducción de oxígeno, las pruebas se llevaron a cabo en el laboratorio de potabilización con ayuda de un potenciostato Gamry interface 1000.



3._ Generación de H_2O_2 en el reactor electroquímico y puesta en marcha

Se realizó la instalación de un reactor electroquímico con base en el proceso Electro-Fenton. Como primera actividad experimental se llevó a cabo la fabricación de los electrodos evaluando el material de carbón de hueso y malla de acero. Para montar la celda con un volumen de 250 ml, se utilizó un ánodo y cátodo de cada uno de los materiales en un medio de solución de sulfato de sodio 0.05 M, 0.01 M ajustado a pH 3.

Con el objetivo de evaluar el desempeño del sistema propuesto, que se basa en el uso de un electrodo empacado con carbón activado granular para la aplicación en el proceso electro Fenton, se llevó a cabo una prueba utilizando el electrodo para la reacción de reducción de oxígeno mediante la transferencia de 2 electrones. Para ello, se generó peróxido de hidrógeno mediante un flujo constante de aire y una solución de Na_2SO_4 0.05 M a pH 3.0 en una celda electroquímica no dividida. En esta configuración, el cátodo consistió en el carbón activado retenido mediante un empaque inerte y se cambió el ánodo por platino para evitar la activación de H_2O_2 . Se determinó la capacidad de generación de peróxido al montar los electrodos en una celda de 250 ml bajo las mismas condiciones de pH, electrolito de soporte de sulfato de sodio y saturación de O_2 utilizando una fuente de poder marca Sorensen en modo potencioestático.

El peróxido de hidrógeno se midió inmediatamente después de tomar la muestra mediante el método colorimétrico de oxisulfato de titanio (IV) (Salgado, 2020). En este método se puede aplicar en aguas tratadas, aguas residuales, con una alta selectividad para H_2O_2 .

1._ Se preparó una curva de calibración con valores conocidos teóricamente de H_2O_2 , se agregaron 3 mL de cada muestra que contenía las concentraciones conocidas de H_2O_2 , a cada muestra se le adicionaron 300 μ L de oxisulfato de titanio IV (Sigma-Aldrich) y se homogenizaron realizando inversiones en los viales.



2._ Se preparó el blanco agregando 3 mL de agua destilada en un vial, adicionando de igual manera que para las muestras 300 μ L de oxisulfato de titanio IV.

3._ Una vez preparados los viales, se tomó una porción de la muestra del vial y se depositó en una celda para realizar la lectura de absorbancia en el espectrofotómetro GENENYS 105 UV-vis ajustado a una longitud de onda de 410 nm

4._ Se realizó la regresión lineal de los valores de la absorbancia obtenidos en función de la concentración de H_2O_2 .

Puesta en marcha del reactor electroquímico

Una vez seleccionados los electrodos, se evaluó al proceso Electro-Fenton para la oxidación de la materia orgánica encontrada en el agua real de pozo a través de un reactor de acrílico el cual se alimentó con agua problema previamente ajustada a pH 3 con H_2SO_4 concentrado, aplicando diferentes potenciales para establecer las mejores condiciones para la generación de H_2O_2 , mediante el método colorimétrico DIN 38402 H15 usando una solución de oxisulfato de titanio IV (Salgado, 2020). En esta actividad se utilizó una fuente de poder con potencial controlado además de oxígeno mediante una bomba de aireación y un difusor de piedra. Se tomaron muestras del efluente del reactor electroquímico para precisar si se alcanzó una mejora significativa en la biodegradabilidad (mediante el cálculo del índice DBO/DQO), remoción de materia orgánica (mediante la cuantificación de DQO) y color, comparando los efectos con un blanco de adsorción de carbón mineral.

El reactor electroquímico se operó en modo intermitente alimentado con agua real de pozo, de la siguiente manera:

Se realizaron corridas que consisten en un tratamiento de 180 min, una vez realizadas 3 corridas se juntaron en un tanque homogenizador, las 3 corridas conforman una mezcla, la cual fue neutralizada con NaOH 1N a un pH de 6.5 a



7.5, se observó que en un tiempo de 3 horas el hierro residual sedimentó en el fondo, por lo que se procedió a alimentar el biofiltro desnitrificante.

En la Figura 4 se presentan dos curvas (duplicado) que representan resultados independientes de la misma condición experimental, se muestra la evolución del hierro soluble en el reactor electroquímico durante 180 minutos de tratamiento electro Fenton, en donde para ambas pruebas se observó un incremento inicial en la concentración de hierro soluble, seguido de una leve estabilización y en la fase final de tratamiento un ligero incremento constante.

La línea verde presenta un incremento continuo, alcanzando una concentración máxima de hierro soluble en el reactor cercana a 40 mg/L al final del experimento. Esta curva presenta un incremento constante a partir del minuto 60.

Por otra parte, la línea en color azul muestra un incremento inicial rápido llegando cerca de los 20 mg/L en un tiempo de 60-90 minutos, después presenta una ligera disminución

La liberación de hierro a través del tiempo tiende a ser creciente lo que puede indicar una disolución anódica continua debido a la corrosión acelerada al aplicar los 2.5 V de voltaje al sistema y el medio ácido donde se encuentra sumergido el ánodo.

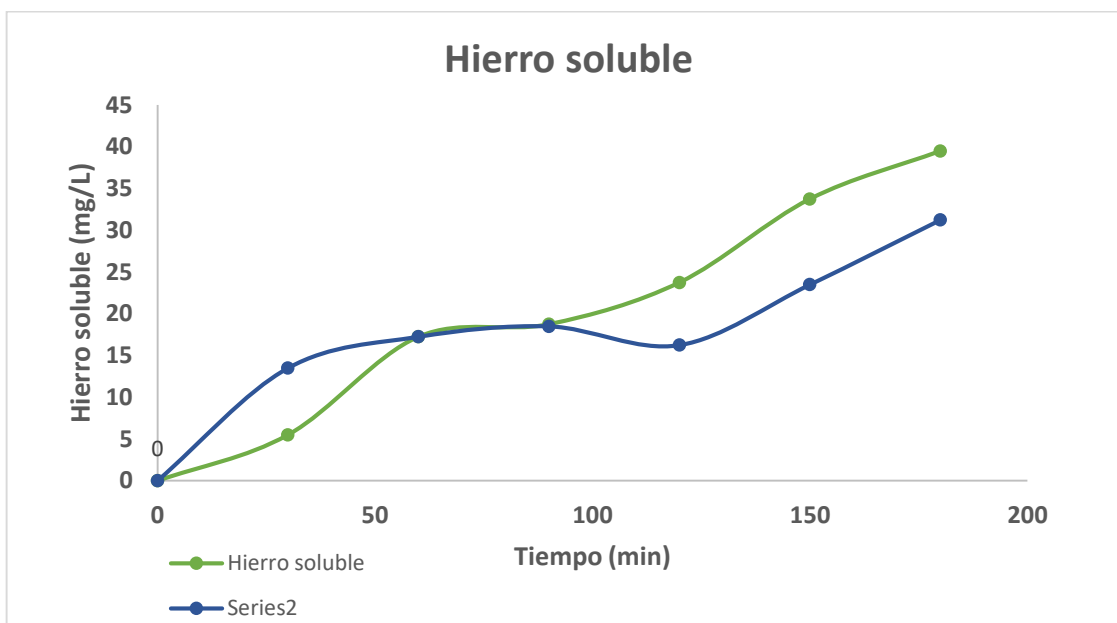


Ilustración 4 Hierro soluble en el reactor electroquímico

Tabla 6 descripción del sistema electroquímico

Característica	Descripción del sistema
Tipo de Fenton	Electro-Fenton homogéneo (el hierro proviene de los electrodos o se encuentra disuelto, y no se usa catalizador sólido tipo Fe ₃ O ₄ o Fe impregnado)
Configuración de la celda	No dividida, ya que no se utilizan membranas o separación de los compartimientos anódico/catódico
Generación de H₂O₂	<i>In situ</i> , en el cátodo mediante reducción de oxígeno $O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O_2$
Fuente de oxígeno	Aireación artificial, mediante bomba y difusor de piedra.



Modo de operación	Intermitente por lotes (batch), con periodos de tratamiento de 180 minutos por corrida.
Control del proceso	Potencial controlado mediante una fuente de poder DC con un enfoque en la generación de H ₂ O ₂
Tipo de agua tratada	Agua real de pozo, previamente ajustada a pH 3 con H ₂ SO ₄
Evaluación del proceso	Se midió H ₂ O ₂ (método de oxisulfato de titanio IV), color, materia orgánica y biodegradabilidad (índice DBO/DQO)
Etapas posteriores	El efluente tratado se neutraliza y sedimenta el Fe residual para alimentar posteriormente un biofiltro desnitrificante.

Puesta en marcha del biofiltro desnitrificante con agua sintética

El biofiltro con actividad desnitrificante constó de una columna de acrílico de volumen nominal de 8 litros con 1.21 m de altura y 9.3 cm de diámetro interno, un volumen de trabajo de 6 litros, y anillos Kaldness que sirvieron de soporte para que se formara la biopelícula desnitrificante. El biofiltro, con un volumen de operación de 6 L, fue alimentado mediante una bomba peristáltica con agua sintética (Tabla 7), la cual contenía las fuentes de carbono y nitrógeno necesarias para el adecuado desarrollo de las bacterias desnitrificantes. Su desempeño fue evaluado a través de muestreos semanales.

Se recolectaron 8 litros de inóculo proveniente de un reactor anóxico-aerobio del área de tratamiento de aguas residuales. Este inóculo fue lavado utilizando



8 litros de solución fisiológica (9 g/L de NaCl). Posteriormente, se empacó el reactor con 8 litros de anillos Kaldness y 3.90 litros de lodos concentrados. La alimentación del sistema se realizó de manera continua con agua sintética, a un caudal de 4.16 mL/min, lo que correspondió a un TRH de un día (Figura 5). El desempeño del biofiltro se evaluó a partir del análisis comparativo entre afluentes y efluentes, enfocándose en las concentraciones de materia orgánica y nitrato para determinar el alcance del estado estacionario.

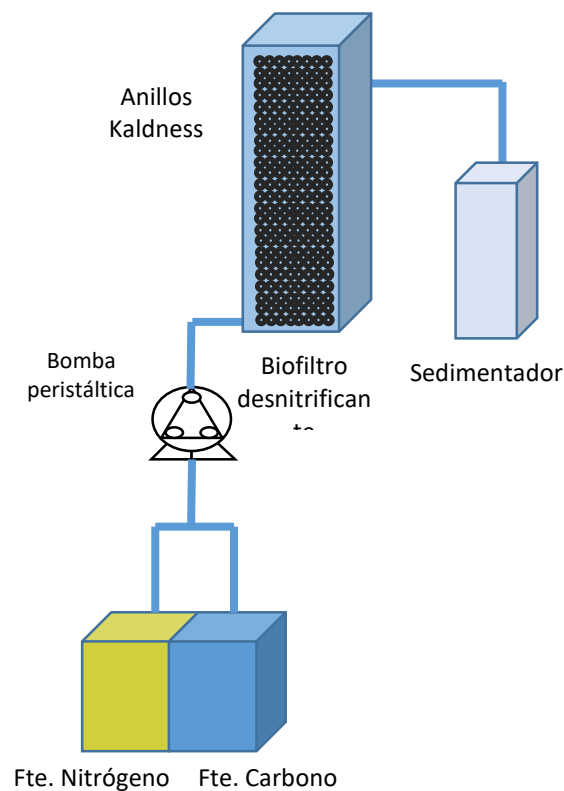


Ilustración 5 Configuración del biofiltro desnitrificante



El biofiltro se operó en continuo con un TRH de 1 día. Posteriormente al desarrollo de la biopelícula y la verificación del estado estacionario del biofiltro, este fue alimentado con agua de pozo (agua problema) previamente tratada por el reactor electroquímico. En esta parte de la experimentación, la alimentación al biofiltro fue en continuo con un caudal inicial de 4.16 ml/min.



Tabla 7 Composición del medio de cultivo.

Solución 1	g/L	Solución 2	g/L
KH ₂ PO ₄	0.3908	NaNO ₃	0.289
CH ₃ COONa	0.260		
CaCl ₂ · 2(H ₂ O)	0.6	MgSO ₄	0.4
CuSO ₄	0.02	FeCl ₃	0.03
NaMoO ₄	0.12		

Evaluación del desempeño del sistema combinado electroquímico-biológico

El sistema combinado Electro-Fenton/Biofiltración desnitrificante se operó en continuo alimentado con agua de pozo durante un tiempo de 30 días y se evaluó su desempeño a partir de las variables de respuesta consumo de DQO, DBO, nitrato, nitrito y del cociente DBO/DQO (para determinar cambios en la biodegradabilidad).

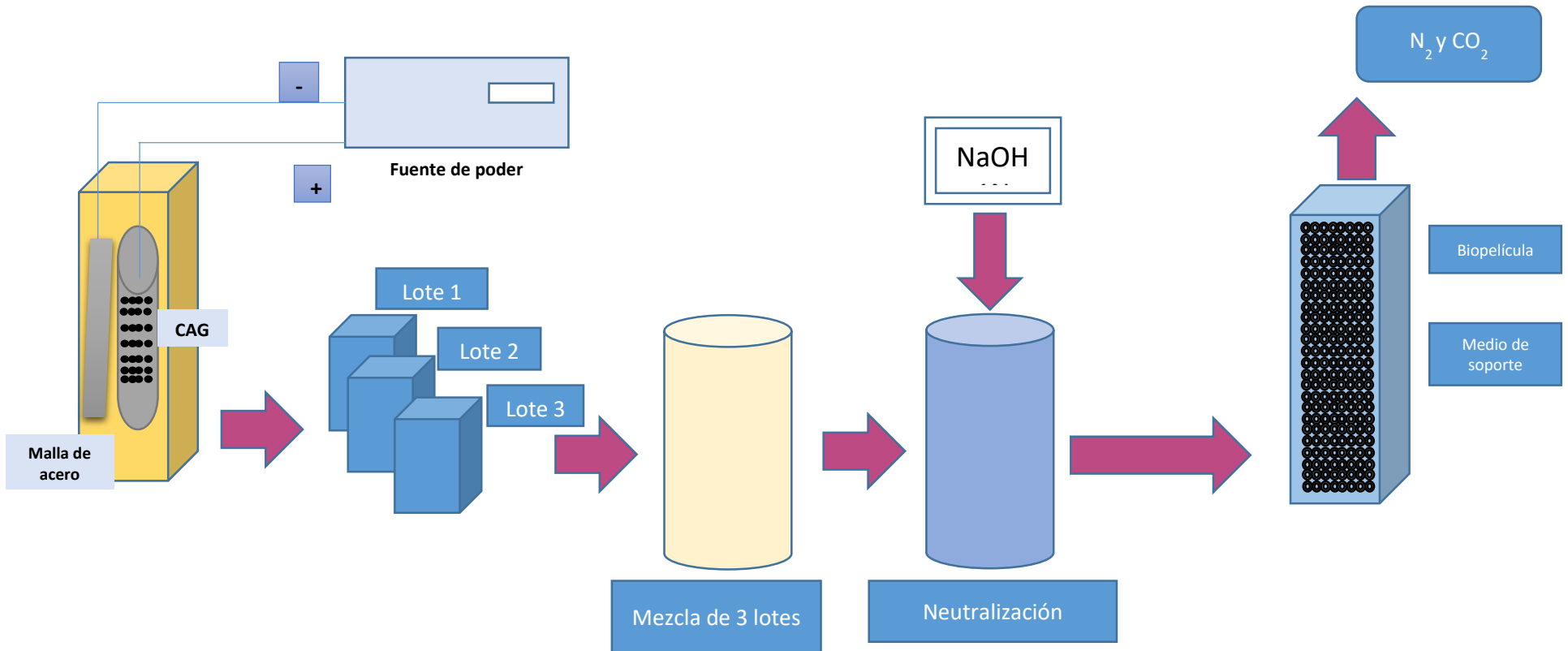


Ilustración 6 Sistema electroquímico-biológico acoplado



Técnicas analíticas

Técnica para la determinación de NO_3^-

Se utilizó el método 4500- NO_3^- por absorbancia UV, es un método que está diseñado para la evaluación rápida de nitratos en aguas con bajo contenido de materia orgánica, como aguas naturales no contaminadas y agua potable-

La curva de calibración de este método NO_3^- tiene un rango de 0-7 mg N/L.

El nitrato absorbe luz UV a 220 nm, pero también la materia orgánica también puede absorber en esa longitud de onda, sin embargo, como el NO_3^- no absorbe a 275 nm, se usa esa lectura para corregir la interferencia debido a la materia orgánica. (Standard methods, 1998).

Determinación de nitrógeno amoniacal

Hach método Nessler rango de (0.02-2.50 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$)

Es un método espectrofotométrico, en el cual el estabilizante natural utilizado disminuye la dureza de las muestras. El agente dispersante alcohol polivinílico contribuye a la formación de la coloración en la reacción del reactivo Nessler con los iones amonio. Se formará un color amarillo proporcional a la concentración de amoniacal. Los resultados del ensayo se miden a 425 nm.

DQO método de reflujo cerrado (tubo sellado)

La determinación de DQO se realizó conforme al método establecido en la norma mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011. En este método las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra se oxidan mediante reflujo cerrado en solución fuertemente ácida (H_2SO_4) con un exceso de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en presencia de sulfato de plata (Ag_2SO_4) que actúa como agente



catalizador, y de sulfato de mercurio (HgSO_4) adicionado para eliminar la interferencia de cloruros. Después de la digestión, la lectura de las muestras para la curva de bajas concentraciones se realiza a una longitud de onda de 420 nm y para altas concentraciones a 600 nm (Standard methods, 1998).

DBO₅ Método de la norma NMX-AA-028-SCFI-2001

La norma NMX-AA-028-SCFI-2001 establece el método para la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅). Este parámetro es utilizado para evaluar la carga orgánica y la capacidad de autodepuración de las aguas residuales.

El método consiste en tomar una muestra representativa del agua residual y medir la concentración de oxígeno disuelto al inicio y después de un período de incubación de 5 días a una temperatura de 20 ± 1 °C. Durante el período de incubación, se evita la exposición de la muestra a la luz solar y se mantienen condiciones adecuadas de temperatura y agitación.

Después de los 5 días, se mide nuevamente la concentración de oxígeno disuelto y se calcula la diferencia entre los valores iniciales y finales. Esta diferencia representa la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos presentes en la muestra para degradar la materia orgánica. Esta cantidad se expresa en miligramos de oxígeno por litro (mg/L) y se considera como la DBO₅ de la muestra.

Absorbancia UV 254 nm

Es un parámetro utilizado para estimar la concentración de la materia orgánica disuelta en el agua, tales como compuestos aromáticos y con enlaces insaturados, como los ácidos húmicos y fúlvicos. La técnica se basa en la capacidad de dichas sustancias para absorber la luz ultravioleta a una longitud de onda de 254 nm.

La medición se realiza con un espectrofotómetro UV-Vis, a través del cual se hace pasar una luz ultravioleta por una celda que contiene la muestra de agua,



posteriormente el instrumento registra la cantidad de luz absorbida a 254 nm, el valor se expresa como absorbancia (sin unidades) y se relaciona directamente con la concentración de los compuestos orgánicos presentes.

H₂O₂ (Método colorimétrico)

Este método se basa en la reacción de H₂O₂ con el oxisulfato de titanio IV en medio ácido, cuando reacciona se forma un complejo amarillento intenso de peroxititanio IV, la intensidad del color es proporcional a la concentración de H₂O₂, este complejo absorbe luz a una longitud de onda $\lambda = 405-410$ nm.

El procedimiento para llevar a cabo la medición consiste en la adición de reactivo de oxisulfato de titanio IV a la muestra que contiene H₂O₂ en una proporción controlada, en unos minutos se forma una solución de color amarillo, se mide la absorbancia a 410 nm usando un espectrofotómetro UV-Vis.

Para la cuantificación se utiliza una curva de calibración construida con soluciones estándar de H₂O₂ para determinar la concentración conocida en las muestras.

Resultados

En esta sección se analizan los datos obtenidos a través de los procesos de tratamiento para el agua de pozo. Por separado se muestran los resultados de la etapa electroquímica y biológica, posteriormente durante la etapa de acoplamiento del tratamiento electroquímico-biológico, se recopilaron datos de su desempeño global. Dentro de la evaluación del reactor electroquímico, se describe la producción de H₂O₂ de manera experimental. Finalmente se analizó la factibilidad y la eficiencia del proceso mixto (electroquímico –biológico) para el tratamiento de agua de pozo contaminada con materia orgánica y componentes de nitrógeno.

Resultados de la caracterización del agua del pozo N° 6 CDMX

Se realizó la caracterización del agua de pozo (Tabla 8), proveniente de la zona oriente de la ciudad de México. La Tabla 8 muestra las concentraciones de los

parámetros determinados (en color rojo son señalados los parámetros fuera de la normatividad NOM-127-SSA1-2021). La NOM-127-SSA1-2021 es la norma oficial mexicana que establece los límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano en México, la cual define parámetros físicos, químicos y microbiológicos que debe cumplir el agua para garantizar su potabilidad para consumo humano.

El agua cruda de pozo presentó 7 parámetros fuera de los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. La DQO si bien no está dentro de la legislación ambiental para agua potable, las regulaciones internacionales (OMS) sugieren que un agua para consumo humano debe tener un valor de 10 mg DQO/L o menor.

Dentro de estos valores en color rojo, resaltan el nitrógeno de nitrato y DQO como los contaminantes objetivo para remover por el sistema electroquímico-biológico. Por otra parte, debido a la naturaleza de los parámetros como dureza, conductividad y alcalinidad, ni el biofiltro desnitrificante, ni el tratamiento electroquímico son capaces de remover estos parámetros, por lo que se requiere otro tipo de tratamiento como membranas.

Tabla 8 Caracterización del agua del pozo N°6 CDMX

Parámetro	Valor	Unidades	Límites permisibles NOM 127
DQO	199±11.91	mgO ₂ /L	
DBO ₅	10.92±1.61	mgO ₂ /L	
pH	9.15	-	6.5-8.5
Conductividad	6159	µs/cm	
Alcalinidad	1940	mg/L	
Dureza como CaCO ₃	952	mg/L	500



N-NO ₂ ⁻	0.088	mg/L	0.90
N-NO ₃ ⁻	28.06	mg/L	11
N-NH ₄ ⁺	0.9	mg/L	0.5
Fe	0.06	mg/L	0.30
SO ₄ ²⁻	0	mg/L	400
Color	130	PtCo	15

Pruebas granulométricas del cátodo de carbón

Con la finalidad de caracterizar el tamaño de grano de carbón de hueso granular carbón mineral, que se usó como cátodo, se realizaron pruebas granulométricas para fijar un tamaño promedio de material, ya que no fue proporcionado por el fabricante.

Los granos de un material se identifican por su nombre de acuerdo con su tamaño (Tabla 9) y se sus rangos de variación por tamaños partícula.

Tabla 9 Nombre de los granos según su tamaño para la muestra de carbón de hueso

Tipo de suelo	Malla	abertura D (mm)	masa suelo retenido g (mRet)	Porcentaje retenido Prp %	Porcentaje que pasa Pa %
Gravas	#4	4.75	0	0.00	100.00
	#6	3.36	0.12	0.01	99.99
	#8	2.38	17.2	1.35	98.64
arenas	#10	2	41.52	3.25	95.39
	#18	1	1106.8	86.74	8.65
	#60	0.25	103.94	8.15	0.50
	#70	0.18	0.11	0.01	0.49
	#100	0.149	0.2	0.02	0.48
	#200	0.074	0.44	0.03	0.44



finos	Charola		0.48	0.04	0.41
	suma del porcentaje retenido			99.59	
suma total de material retenido			1270.81		
ε%	0.41				

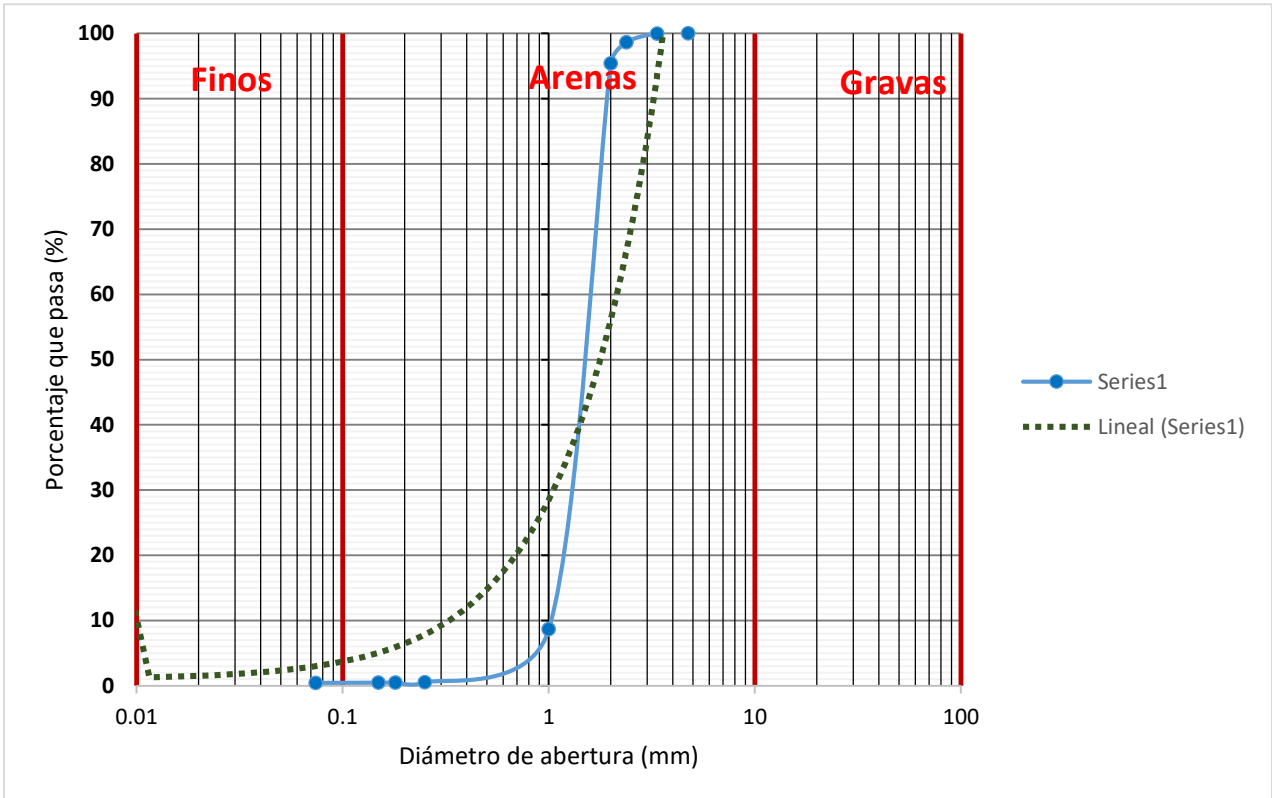


Ilustración 7 Curva de distribución granulométrica del carbón de hueso

Una vez obtenidos los porcentajes acumulados, estos se grafican con el diámetro del grano correspondiente en escala semilogarítmica cuya curva correspondiente es representativa de la distribución de los granos de la muestra por tamaños. La forma de la curva granulométrica es también un indicador de la distribución de tamaños del suelo.

La presencia de partículas finas (<0.075 mm) es mínima en el carbón activado (Figura 7), lo cual es favorable, porque durante la operación del sistema electroquímico podría ocurrir una pérdida de material por el arrastre con el flujo del agua y el flujo de aire aplicado constantemente.

Por otra parte, la baja cantidad de partículas de mayor tamaño clasificadas como gravas indica que el material no contiene muchos de estos fragmentos, lo cual también es un punto positivo, ya que las partículas más pequeñas y uniformes proporcionan un mayor contacto con el electrolito y una mejor distribución del campo eléctrico. No obstante, la fracción predominante en la muestra se encuentra pronunciada en la sección de arenas como se puede ver en la Figura 7, esto indica que la mayoría de las partículas tienen un tamaño similar y quiere decir que la muestra es homogénea en esta fracción.

En un sistema como electro Fenton cuando se utiliza como cátodo el carbón activado, implica un área superficial específica constante, lo que puede mejorar la eficiencia del tratamiento al facilitar la uniformidad en la generación de $^{\circ}\text{OH}$.

Para definir la forma de la curva granulométrica se establecen dos coeficientes, que combinados permiten saber si se trata de un suelo bien o mal graduado, estos son el coeficiente de uniformidad (C_u) y el coeficiente de curvatura (C_c)

Tabla 10 Caracterización del carbón de hueso

Parámetro	Material: Carbón de hueso
Granulometría	D10 1.01 mm D30 1.19 mm D60 1.51 mm CU 1.49 mm CC 0.92 mm
Área superficial	97.70 m ² /g

Se obtuvo un coeficiente de uniformidad <2 (1.49 mm) (Tabla 10), lo que indica que las partículas tienen tamaños relativamente homogéneos, lo cual es deseable para construir un cátodo ya que asegura una mejor distribución del flujo del agua como del campo eléctrico, lo cual a su vez facilita la reacción Fenton.

A su vez el CC que tiene un valor cercano a 1 (0.92 mm), sugiere que el material carbonoso tiene una distribución granulométrica bien graduada, es decir que hay un



balance adecuado entre las tres clasificaciones de partículas, esto permite que el material tenga una buena estabilidad estructural y una buena permeabilidad, lo que favorece la difusión del electrolito y una reacción homogénea en el material.

Respectivo al área superficial específica de este material carbonoso, se ha reportado en la literatura que el carbón activado típicamente se encuentra alrededor de valores de 800-1200 m²/g (Muñoz et al. 2023). El área superficial específica del carbón de hueso tiene un valor de 97.70 m²/g, por lo que es significativamente menor, sin embargo, se considera un material con una buena distribución de tamaño, de acuerdo con los análisis granulométricos y con buena conductividad de acuerdo a los análisis realizados aplicando corriente al material.

Resultados del reactor electro Fenton

Resultados del análisis de resistencia eléctrica del carbón

La obtención de curvas lineales de corriente vs voltaje en un material indica un comportamiento resistivo y una relación lineal entre la tensión aplicada y la corriente que fluye a través del material.

Existe un comportamiento de resistencia constante ya que las curvas lineales (Figura 8) así lo sugieren en el rango de 2 a 5 V. Esto sugiere que el material carbonoso sigue la ley de Ohm, donde la relación entre voltaje y la corriente es directamente proporcional manteniendo una resistencia constante. La linealidad de las curvas respalda la caracterización del material como un buen conductor eléctrico o un material resistivo.

Por otro lado, la linealidad de las curvas voltaje vs corriente sugiere una estabilidad del material en términos de su resistencia eléctrica, esto implica que el material conserva su propiedad resistiva a través del tiempo y bajo diferentes condiciones de operación. Cabe mencionar que la linealidad de las curvas voltaje vs corriente no excluye la posibilidad de variaciones en la resistencia del material en condiciones



extremas o en un rango de voltaje más amplio. Además, otras características del material, como la estabilidad térmica, la durabilidad y la resistencia al desgaste.

La similitud en la tendencia lineal de las curvas con carbón y sin carbón significa que estos materiales carbonosos si bien, no son excelentes conductores en un estado natural, con una buena activación y adecuada área superficial, pueden llegar a serlo.

Aunque las curvas de voltaje vs corriente tanto con como sin carbón presentan una tendencia lineal similar, lo que sugiere que las diferentes configuraciones del sistema muestran un comportamiento resistivo conforme a la ley de Ohm, por lo cual la razón de esta prueba no fue solo para comparar la resistencia eléctrica, sino evaluar los materiales carbonosos en el desempeño electroquímico del sistema.

Con la prueba se indica que el carbón activado actúa como un buen conductor en las condiciones evaluadas, no introduce una resistencia adicional significativa al sistema, así que puede integrarse como parte del electrodo con la finalidad de generar H_2O_2 y realizar una función de adsorción de los contaminantes simultáneamente.

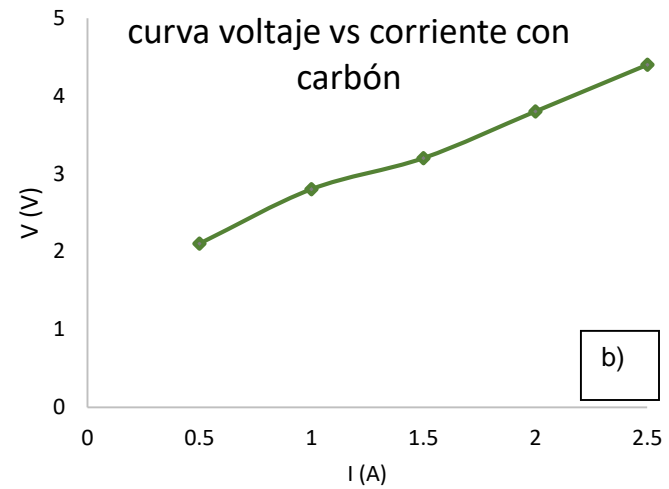
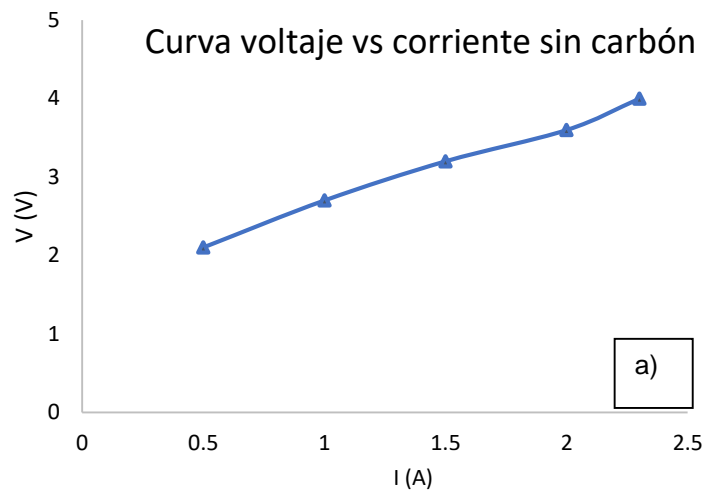
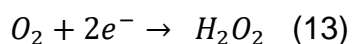


Ilustración 8 Curvas voltaje vs corriente (a) sin carbón, (b) con carbón



Prueba de reducción de oxígeno

Se realizó un escaneo de potencial mediante una técnica electroquímica llamada voltamperometría cíclica utilizando el empaque con 5 g de carbón activado para asegurarse de la reducción de oxígeno a peróxido con los materiales de carbón de hueso y carbón mineral para saber si existen procesos de oxidación y/o reducción con el fin de dar evidencia de la formación electroquímica de peróxido de hidrógeno mediante la reducción del oxígeno vía 2 electrones, de acuerdo con la ecuación 13.



El cátodo de carbón de hueso granular al igual que el de carbón mineral se fabricaron en una celda indivisa con volumen de 250 ml, de dos electrodos para probar su capacidad de generación de H_2O_2 mediante la reducción de O_2 . El O_2 se suministró *in situ* a través de una bomba de pecera, los efectos del pH y la corriente aplicada sobre la producción de H_2O_2 se resumen en la Figura 9 y Figura 10 la cual se comparó a su vez con un blanco sin saturación previa de O_2 en el medio por lo que se muestra una figura plana, es decir sin ningún pico aparente de oxidación y/o reducción.

Para el blanco se utilizó una celda indivisa de 250 ml, como electrolito de soporte 0.05 M de sulfato de sodio, como cátodo carbón activado granular (con carbón de hueso y carbón mineral), sin saturación previa de O_2 y como ánodo un electrodo de platino para evitar la contaminación de la solución con sustancias externas.

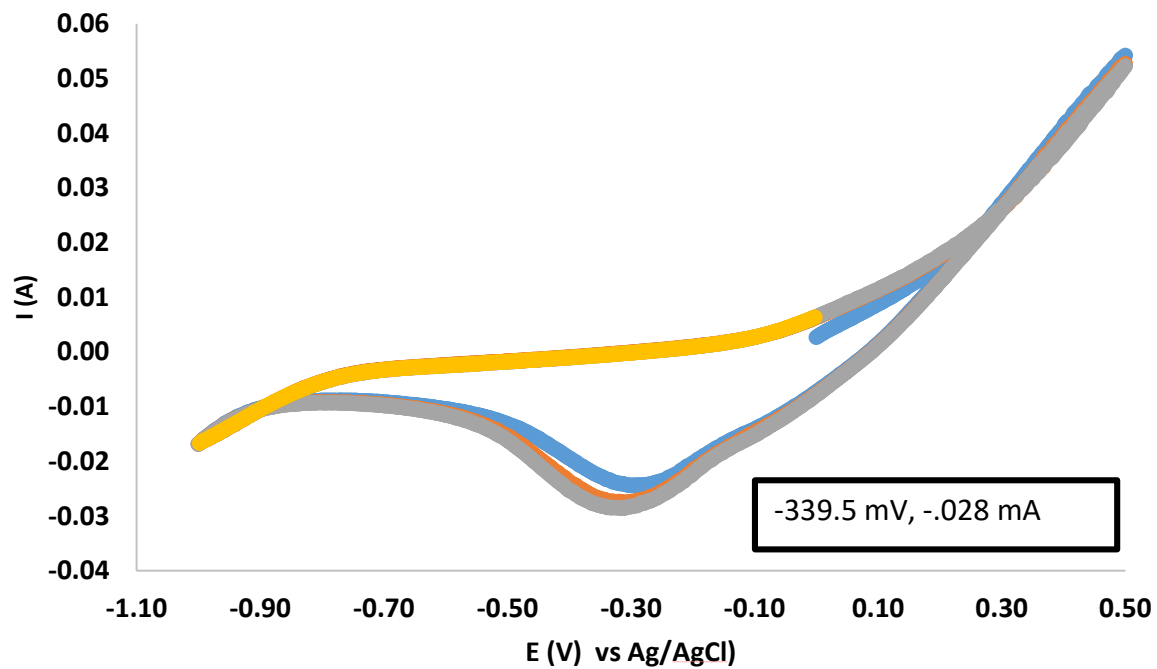


Ilustración 9 Voltamperograma de carbón de hueso con celda de 250 ml a 25 mv/s y a 50 mv/s

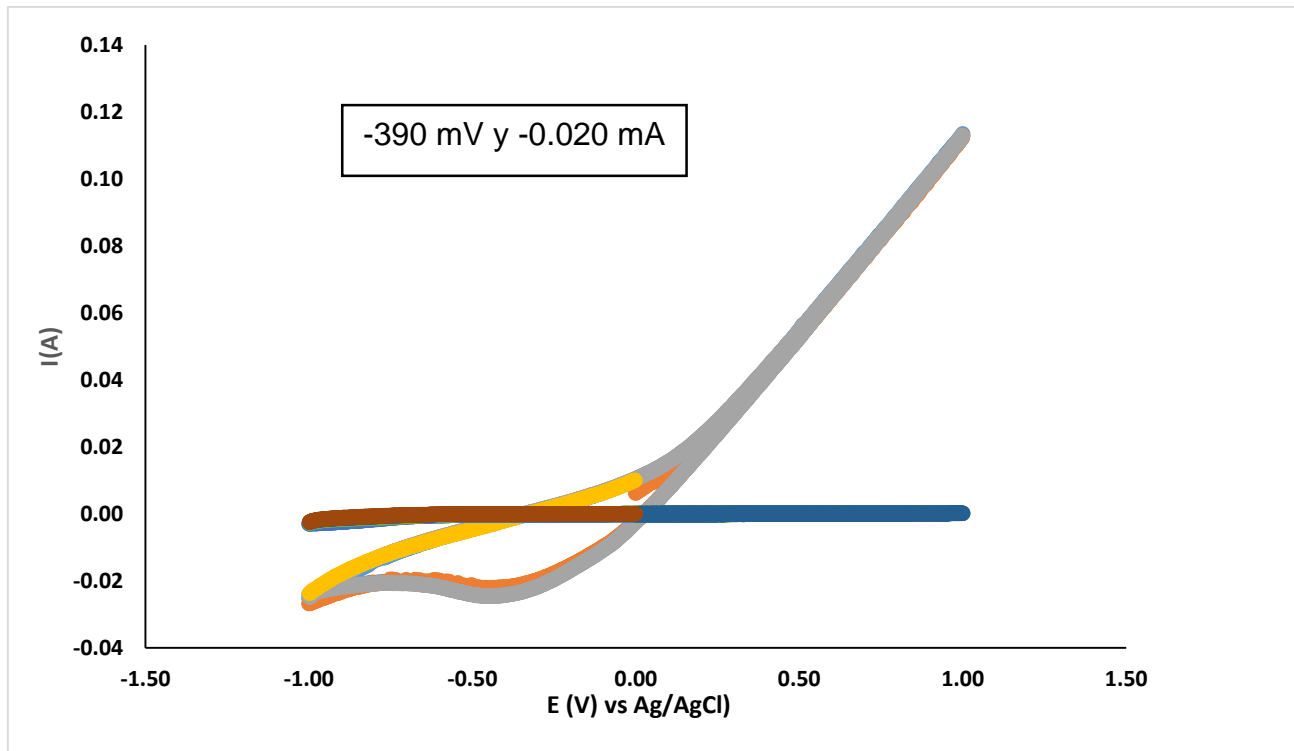


Ilustración 10 Voltamperograma de carbón mineral



Por otro lado, las Figuras 9 y 10, muestran los resultados de los experimentos realizados con dos materiales distintos: carbón de hueso y carbón mineral. En ambos casos, se observa la presencia de picos de reducción que evidencian la generación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), con valores de -339.5 mV y -0.028 mA para el carbón de hueso, y -390 mV y -0.020 mA para el carbón mineral. Estos resultados sugieren que ambos materiales tienen la capacidad de generar H_2O_2 (Siddika, et. al., 2024) (Chen, et. al., 2019). Para confirmar y cuantificar esta generación, se utilizó el método colorimétrico descrito en la norma DIN 38402 H15, empleando una solución de oxisulfato de titanio (IV) (Salgado, 2020).

Pruebas cinéticas de producción de H_2O_2 con carbón de hueso y carbón mineral

La fracción de conversión orgánica (o la fracción de peróxido de hidrógeno activado) proporciona una medida de la eficiencia del proceso de oxidación de la materia orgánica presente en el agua de pozo (Ramirez, 2016)

El arreglo de la celda, consistió en una celda electroquímica no dividida de dos electrodos para probar su capacidad de generación de H_2O_2 mediante la reducción de O_2 disuelto. El O_2 fue suministrado *in situ* a través de la reacción de evolución de oxígeno, directamente al cátodo de carbón activado granular (hueso y mineral). Cuando se aplicó un $\Delta E_{\text{celda}} < 1.5V$ no se detectó acumulación de H_2O_2 , probablemente se debe a que la tendencia de muchos materiales carbonosos favorece la ruta de cuatro electrones, que convierte el oxígeno en agua, en lugar de la ruta de dos electrones necesaria para formar H_2O_2 . Esto ocurre debido a las características de la superficie del carbón, que influyen en la adsorción del oxígeno y en el camino preferido de la reacción (Kronka et al., 2020). Por otra parte, también se ha observado que, a potenciales bajos, el carbón activado tiene limitación para proporcionar suficientes sitios activos catalíticos para facilitar la reacción de oxígeno selectiva hacia el H_2O_2 (Yin et al., 2024). No obstante, en el rango de $1.9 V < \Delta E_{\text{celda}} \leq 3.5 V$ se produjo evidencia de formación de H_2O_2 corroborando con el método de



medición de oxisulfato de Titanio IV. En este rango de voltaje aplicado a la celda, la Figura 11, muestra datos de 2 electrólisis diferentes para reducir O_2 .

La acumulación de peróxido duró 180 y 160 minutos para el carbón mineral y carbón de hueso respectivamente, donde a un $\Delta E_{\text{celda}} = 3.5 \text{ V}$ se observa que el peróxido rápidamente se comienza a acumular a través del tiempo durante los primeros minutos con el carbón mineral, alcanzando un punto máximo en el minuto 120 (0.96 mg/L), pero la acumulación de peróxido después de este tiempo comienza a decaer, algo que es importante destacar de este gráfico es la comparación del comportamiento del material de carbón de hueso en la acumulación de H_2O_2 durante el tiempo de electrólisis, ya que si bien se acumula una menor cantidad de peróxido durante el tiempo de electrólisis se muestra un comportamiento similar durante los primeros minutos, a diferencia del material de carbón mineral, este material de carbón de hueso muestra un pico de acumulación en el minuto 90 (0.26 mg/L), sin embargo, después de este punto decae la acumulación del peróxido.

Por otra parte, la electrólisis a un $\Delta E_{\text{celda}} = 2.5 \text{ V}$ para el material de carbón mineral se muestra que a partir del minuto 30, el H_2O_2 comienza a acumularse y se mantiene constante y alcanza una generación de peróxido de 0.56 mg/L y una generación al final del tiempo de electrólisis de 0.52 mg/L lo que nos sugiere que es más estable la generación del reactivo de peróxido. Por otro lado, en la curva del material de carbón de hueso se observa una acumulación de peróxido más lenta a comparación de la curva del carbón mineral. Del minuto 90 al 100 se observa una caída de la generación, sin embargo, se sigue acumulando peróxido hasta el final de la electrólisis donde alcanza una concentración de 0.23 mg/L.

Durante el proceso de electrólisis se alcanzó una concentración de 0.23 mg/L de H_2O_2 . Se concluye que un ΔE_{celda} de 2.5 V, aplicado en la celda con cátodo de carbón mineral, representa el potencial de trabajo óptimo para los experimentos posteriores, ya que con esta condición se obtuvo la mayor acumulación de peróxido de hidrógeno (0.56 mg/L) y la mejor estabilidad durante todo el tiempo que duró la electrólisis.



Por lo tanto, un ΔE_{celda} de 2.5 V, aplicado en la celda con cátodo de carbón mineral, corresponde al potencial de trabajo más adecuado para los experimentos posteriores, ya que con esta condición se alcanzó la mayor acumulación de H_2O_2 (0.56 mg/L) y se observó la mejor estabilidad durante todo el periodo de electrólisis.

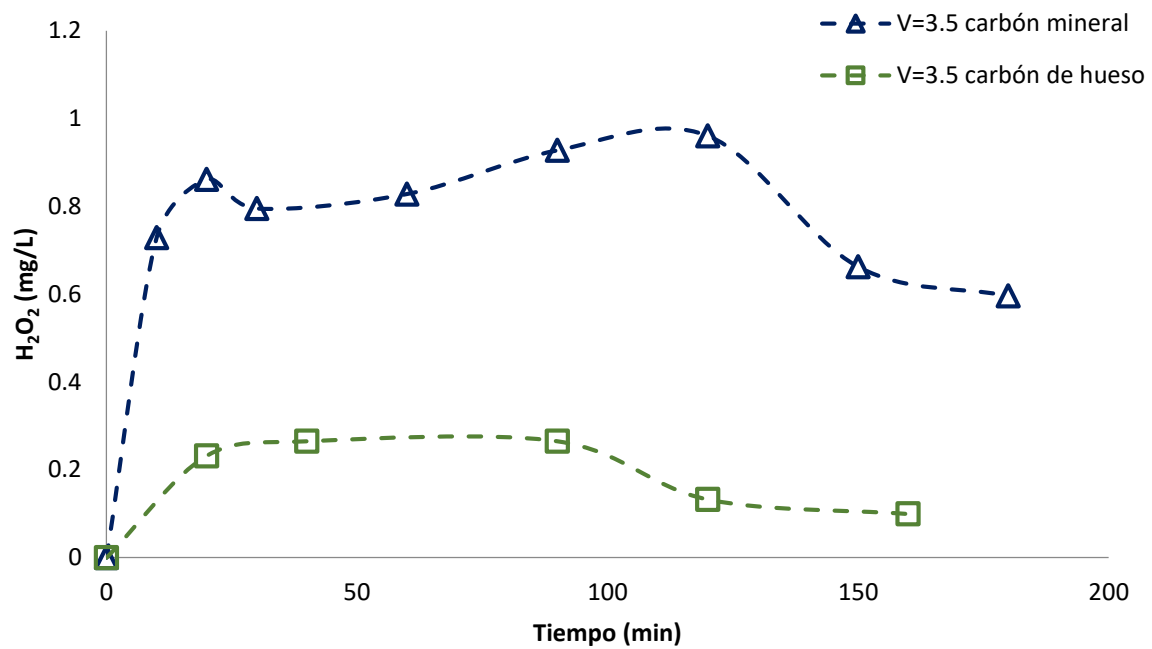


Ilustración 11 Cinética de producción de H₂O₂ con carbón mineral y carbón de hueso con un voltaje aplicado de 3.5 V

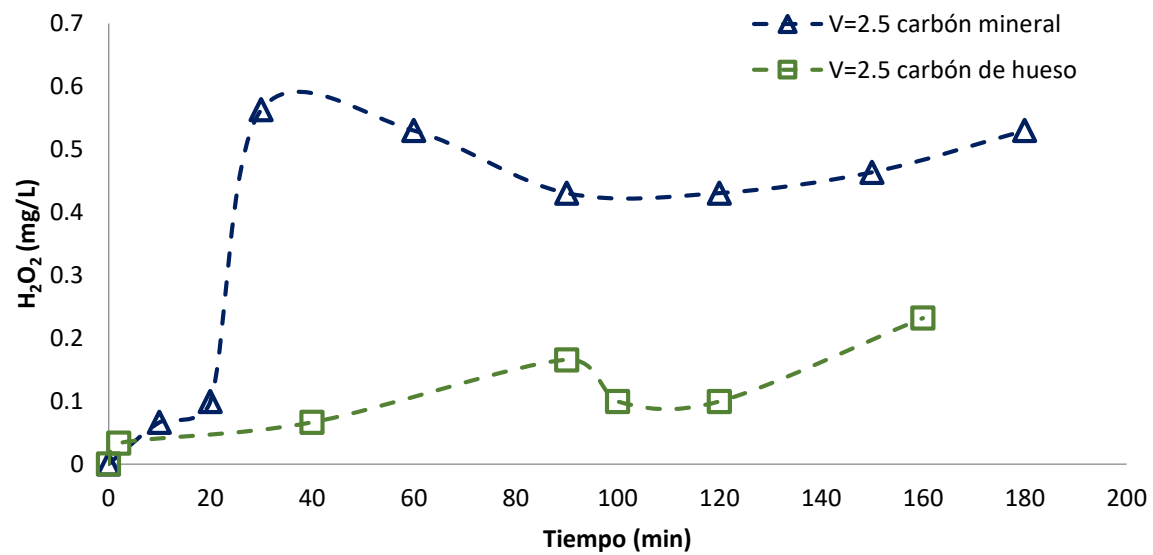


Ilustración 12 Cinética de producción de H_2O_2 con carbón mineral y carbón de hueso



Pruebas de adsorción con carbón mineral y tratamiento electro Fenton con el reactor de 6 litros

Una vez establecidas las mejores condiciones para llevar a cabo la producción de H_2O_2 utilizando carbón mineral, se llevó el experimento para evaluar la adsorción de los contaminantes, dentro del reactor electroquímico con volumen de 6 litros. Las condiciones de operación fueron: recirculación del agua de pozo a través del lecho empacado con 250 gr carbón activado mineral con un caudal de 16.66 ml/min, TRH de 3 horas y sin aplicar energía eléctrica. Para medir la eficiencia de adsorción del carbón activado, se tomaron muestras del efluente, se midió tanto la disminución de DQO como la disminución de color PtCo y materia orgánica.

Una vez hechas las pruebas de adsorción con carbón activado, se realizó un comparativo de la eficiencia de remoción de DQO, color PtCo y materia orgánica mediante la lectura en el espectrofotómetro a 254 nm, realizando la corrida con el reactor electroquímico, pero esta vez aplicando un potencial catódico de -0.9 V vs Ag/AgCl en el reactor concéntrico, con una duración de tratamiento de 330 minutos, donde se observa que hay una disminución continua de color (Figura 13) durante todo el tiempo que dura el experimento.



Ilustración 13 Comparación del color del agua cruda de pozo después de primer tratamiento electroquímico

Comparación de DQO del agua de pozo con voltaje y sin voltaje

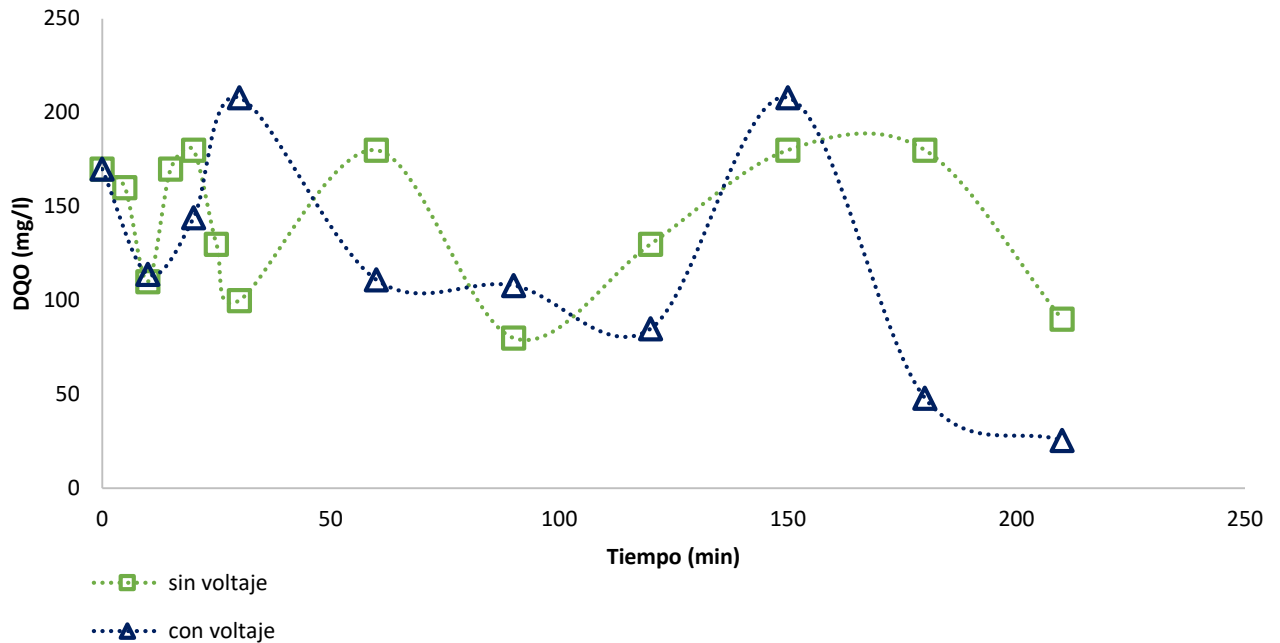


Ilustración 14 Remoción de DQO sin electro Fenton y con electro Fenton

La curva en color azul (Figura 14) muestra los resultados de remoción de DQO soluble (muestra filtrada a través de un filtro de $0.45 \mu\text{m}$) una reducción significativa después de 50 minutos transcurridos de tratamiento electroquímico, alcanzando su valor mínimo 25.5 mg/L alrededor de los 200 minutos. Este comportamiento sugiere que la aplicación de voltaje está facilitando una oxidación electroquímica de los contaminantes presentes en el agua, lo que resulta idealmente en una mineralización combinado con el proceso de adsorción de los contaminantes como la materia orgánica.



Sin embargo, se observan dos fluctuaciones importantes en la gráfica, que podrían deberse a la formación de intermediarios orgánicos que de momento incrementan la DQO antes de ser oxidados por completo.

En contraste, la curva de color verde cuando no se aplicó un voltaje al sistema de tratamiento, la DQO alcanzó un valor mínimo de 90 mg/L a los 200 minutos.

En términos de eficiencia de adsorción y el impacto de pH ácido de 3, estudios recientes muestran que la optimización de pH y otros parámetros operativos influyen significativamente en la adsorción de contaminantes orgánicos en el agua. Se ha investigado el uso de materiales como el carbón activado ya que tienen la capacidad de capturar tintes y otros contaminantes, donde influye el pH y la interacción entre el adsorbente y el contaminante. Sin embargo, la desorción puede ocurrir cuando la interacción se debilita o cuando fuerzas externas (por ejemplo, el aumento en la concentración del contaminante) impulsan a las moléculas a volver a la solución (Gendy et al., 2022 Tonk. et al., 2021).

Como se puede apreciar en la Figura 14 el proceso electro Fenton causó un efecto importante en la remoción de DQO alrededor del 85%, así como para color (Figura 15) cerca de 92% y materia orgánica con UV a 254 nm de 94%(Figura 16). Por otra parte, los experimentos de control realizados sin la aplicación de corriente muestran que, incluso en ausencia de potencial en la celda, se obtiene una buena eficiencia en la remoción de DQO, pero disminuye y presenta comportamientos oscilatorios a través del tiempo, lo mismo ocurre con el comportamiento de color y materia orgánica medida con UV 200-400 nm y a veces en UV vis 400-700nm, por lo que se pueden comparar estos parámetros, ya que tienen cierta relación entre ellos, debido a que las sustancias que contiene la materia orgánica (aromáticos, ácidos húmicos, fúlvicos, ligninas) absorben en esta región.

A partir de los resultados parciales obtenidos se puede asociar una mejora significativa de remoción de color y materia orgánica al tratamiento con voltaje, sin embargo, se requieren pruebas adicionales para corroborar la reproducibilidad y comportamiento de los datos obtenidos después del tratamiento.



Tiempo (min)	DQO sin voltaje (mg/L)	DQO con voltaje (mg/L)
0	165	170
10	175	110
20	185	135
30	100	210
60	185	110
90	80	105
120	130	90
150	185	210
170	190	50
210	95	25

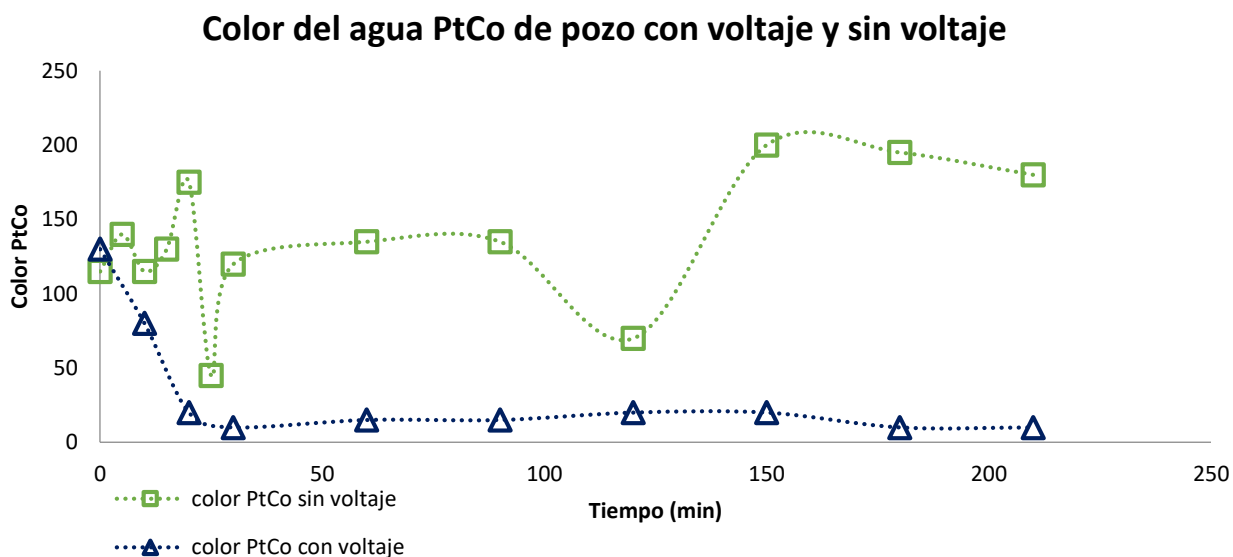


Ilustración 15 Remoción de color sin electro Fenton y con electro Fenton

Se puede observar el comportamiento de fluctuación en la remoción de color (Figura 15) para el tratamiento sin voltaje, donde la remoción de color es limitada y con un comportamiento variable como en la gráfica de remoción de DQO. En los primeros 30 minutos, se observa una ligera disminución, que posiblemente se debe a la adsorción de los compuestos orgánicos responsables del color en la superficie del carbón activado. Sin embargo, después de un periodo de tiempo, el color aumenta, lo cual podría ser un indicativo de un proceso de desorción, donde los



contaminantes orgánicos previamente adsorbidos son liberados nuevamente al agua. La disminución del porcentaje de remoción con el aumento de la concentración inicial de color puede explicarse por la saturación de los sitios de adsorción en la superficie del carbón activado de hueso, en concentraciones bajas, hay una mayor proporción de sitios activos en comparación con las moléculas de color, lo que permite que todas las moléculas interactúen y se eliminen de la solución casi de manera instantánea. Sin embargo, a concentraciones más altas, la disponibilidad de sitios de adsorción es limitada, lo que puede resultar en una reducción de la eficiencia de remoción de contaminantes (Tonk et. al. 2021).

Un estudio relacionado con la adsorción de colorantes en carbón activado fabricado a base de hojas de manzana, indicó que el proceso de adsorción es inicialmente rápido, pero se observa una desorción cuando las moléculas adsorbidas son liberadas nuevamente al medio líquido, incrementando la concentración del contaminante (Abdel-Aziz, et al. 2021).

En contraste con la información anterior, se sabe que la dosis de adsorbente es un parámetro crucial que influye en el proceso de adsorción ya que a medida que aumenta la cantidad de adsorbente, la eficiencia de eliminación de contaminantes generalmente aumenta, sin embargo, no hay una proporcionalidad directa entre la cantidad de biomasa y la cantidad de contaminante removido. Es un fenómeno que se puede atribuir a dos factores:

1. La saturación de sitios de adsorción.
2. Agregación de partículas: este factor es importante ya que podría relacionarse con el comportamiento fluctuante de la gráfica de tratamiento sin voltaje (para DQO, color, UV 254 nm) ya que la aglomeración de partículas del adsorbente puede reducir el área superficial disponible y aumentar la longitud del camino de difusión, en este caso la difusión fue llevada a cabo por un aireador de pecera, este fenómeno de transferencia de masa eventualmente puede llevar a cabo a una disminución de la capacidad de adsorción (Tonk et al. 2021).

Abs UV Vis 254 nm con agua de pozo con voltaje y sin voltaje

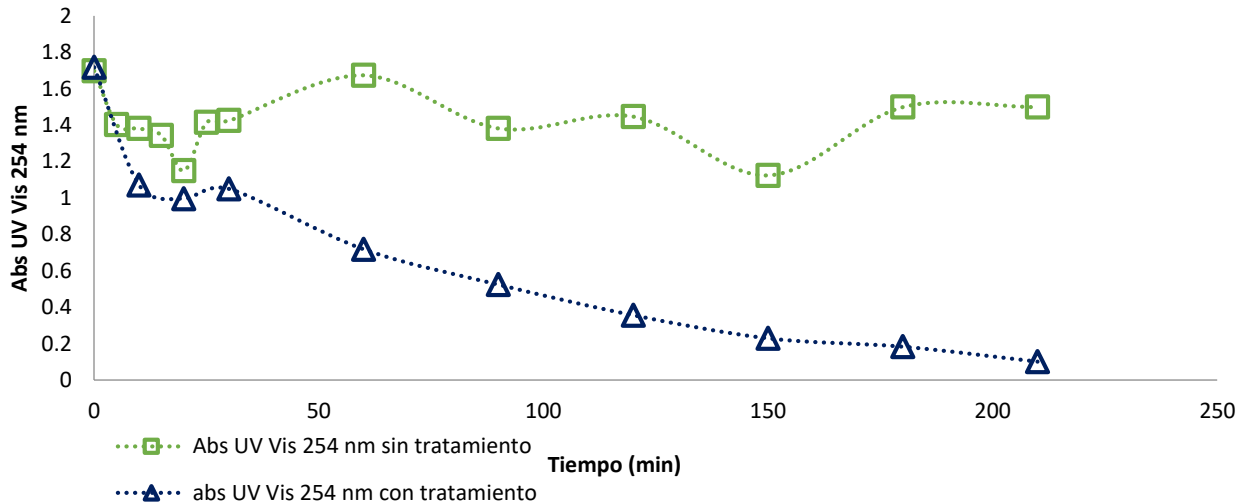


Ilustración 16 Remoción de materia orgánica con UV 254 nm sin tratamiento y con tratamiento Electro Fenton

En la gráfica de absorbancia UV-Vis a 254 nm (Figura 16) se observa el comportamiento de la remoción de compuestos orgánicos presentes en agua de pozo, con y sin voltaje, ya que las técnicas espectroscópicas como la absorbancia UV-visible (Vis) así como la fluorescencia son ampliamente utilizadas debido a su simplicidad, rapidez y porque no requieren un pretratamiento de las muestras. La absorbancia UV específica (SUVA) a 254 nm es un indicador del C aromático (Vo-Minh Nguyen H., Hur, J., & Shin, H.-S. 2022). La disminución de absorbancia a través del tiempo indica la descomposición o la eliminación de compuestos que absorben radiación UV, por ejemplo, las sustancias húmicas, que tienden a absorber en esa longitud de onda.

El comportamiento de la curva de color azul en la Figura 16, se observa una caída significativa de la absorbancia en el tiempo, lo que sugiere que un proceso de oxidación como la reacción Fenton está degradando los compuestos orgánicos cromóforos en el agua. Investigaciones en tratamientos de oxidación avanzada



como el electro-Fenton o procesos fotoelectrocatalíticos han demostrado comportamientos de reducción similares en la absorbancia a 254 nm, lo que indica la degradación de los compuestos húmicos o recalcitrantes. Por ejemplo, Moreira et al. (2017) estudiaron la eficiencia del proceso Electro Fenton en la eliminación de contaminantes orgánicos en aguas residuales hospitalarias, encontrando que un tratamiento aplicando voltaje reducía significativamente la absorbancia a 254 nm debido a la mayor producción de radicales libres que oxidaban los compuestos aromáticos.

La tendencia no lineal observada en los puntos azules de la gráfica sugiere la posible presencia de mecanismos de reacción más complejos que se activan al aplicar voltaje, como la generación de radicales libres (por ejemplo, radicales OH) que ayudan a descomponer los contaminantes en lugar de solo adsorberlos (Oturán & Brillas 2011), por lo que, el aumento en la eliminación de compuestos contaminantes al aplicar voltaje sugiere que el proceso electroquímico no solo promueve la adsorción, sino que también facilita reacciones químicas que pueden degradar los contaminantes, aumentando la eficacia del tratamiento.

Pruebas de adsorción con carbón mineral

Se realizaron pruebas de adsorción con carbón mineral con el objetivo de determinar la capacidad de este material para la remoción de la DQO por sí solo, sin aplicar voltaje, ya que una pregunta crítica es, si la adsorción de los compuestos orgánicos podría disminuir la capacidad de generación de H_2O_2 , así como su activación. Por otro lado, se ha reportado que la mayor reducción del O_2 ocurre dentro de los micro y meso poros del carbón activado (Yang, 2016)

En esta prueba se muestra la remoción de DQO en función del tiempo (360 minutos), realizada en columnas de acrílico empacadas con 150 g de carbón mineral. En la Figura 17 se observa la evolución de la concentración de la DQO durante el proceso de adsorción con carbón mineral de dos experimentos independientes, Se puede observar que durante los primeros 180 minutos de operación, se presenta una tendencia general a la disminución de la DQO,



alcanzando una eficiencia promedio de remoción de 53,33%, el comportamiento indica una fase de adsorción, en la cual los sitios disponibles del carbón aún no se encuentran saturados.

A los 240 se alcanza la eficiencia máxima del proceso, con una remoción de DQO de hasta 90.47%. Sin embargo, a partir de este punto, se evidencia un incremento gradual en la concentración de DQO, lo que puede atribuirse a otros procesos como la desorción o saturación del material adsorbente.

Adicionalmente se midió la remoción de color para conocer la máxima capacidad de remoción sin tratamiento. En la Figura 18 se puede observar que después del punto de partida (180 unidades de color PtCo) el color comienza a aumentar probablemente por un comportamiento de desorción, que aportan concentraciones mayores a las del afluente, aunque después del minuto 20 se observa una disminución constante en el color medido alcanzando una eficiencia de remoción de 38.88% al minuto 180 y una eficiencia de remoción de 61.11% al minuto 300 donde se observa que después de este punto la concentración de color medido comienza a aumentar al igual que en la gráfica de DQO, solo que este comportamiento se muestra 60 minutos después en comparación con la DQO medida.

Se ha demostrado que algunos contaminantes previamente absorbidos, pueden ser desorbidos del carbón activado granular bajo ciertas condiciones, como cambios en la concentración de otros compuestos o cambios en las características fisicoquímicas del agua, lo que podría llevar a un aumento temporal en la concentración de contaminantes en el efluente, por otra parte, los contaminantes pueden competir entre sí por los sitios de adsorción, aquellos con mayor afinidad por el carbón activado podrían desplazar a otros compuestos previamente adsorbidos, causando cambios en las concentraciones. Además, en estudios recientes se ha mencionado el término de “eliminación negativa” o desorción de algunos microcompuestos orgánicos, que son relativamente resistentes a la biodegradación (como el caso de la materia orgánica natural) (Golovko et.al. 2020).

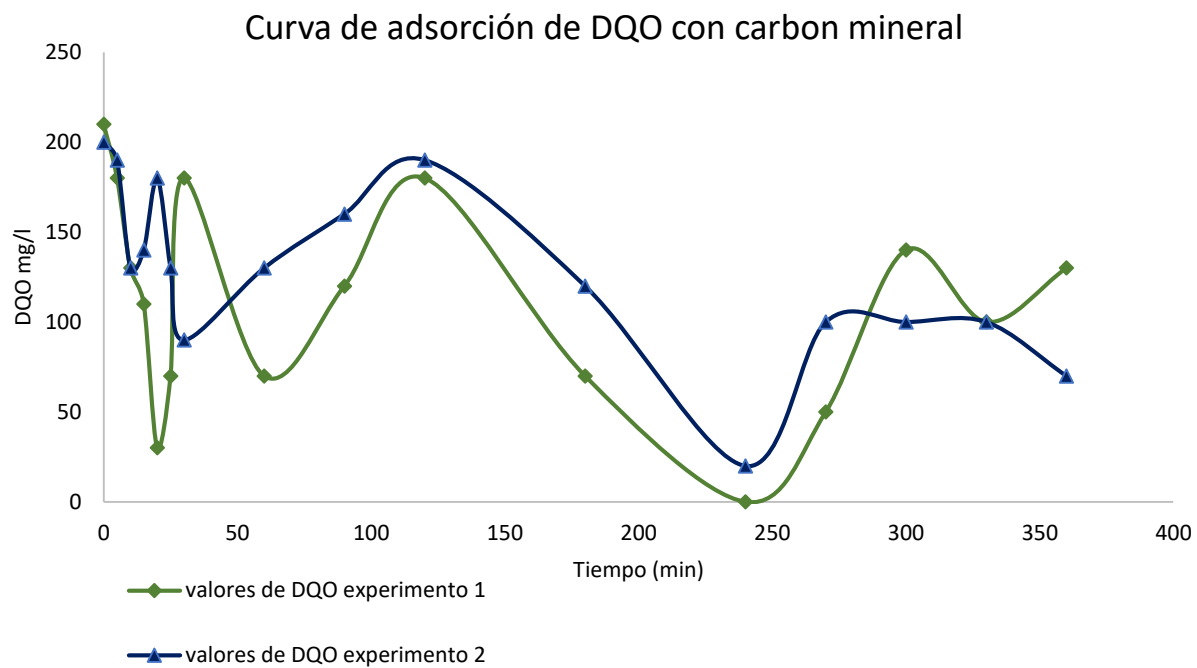


Ilustración 17 Curva de adsorción de DQO con carbón mineral



Adsorción de color en 6 hrs con agua de pozo

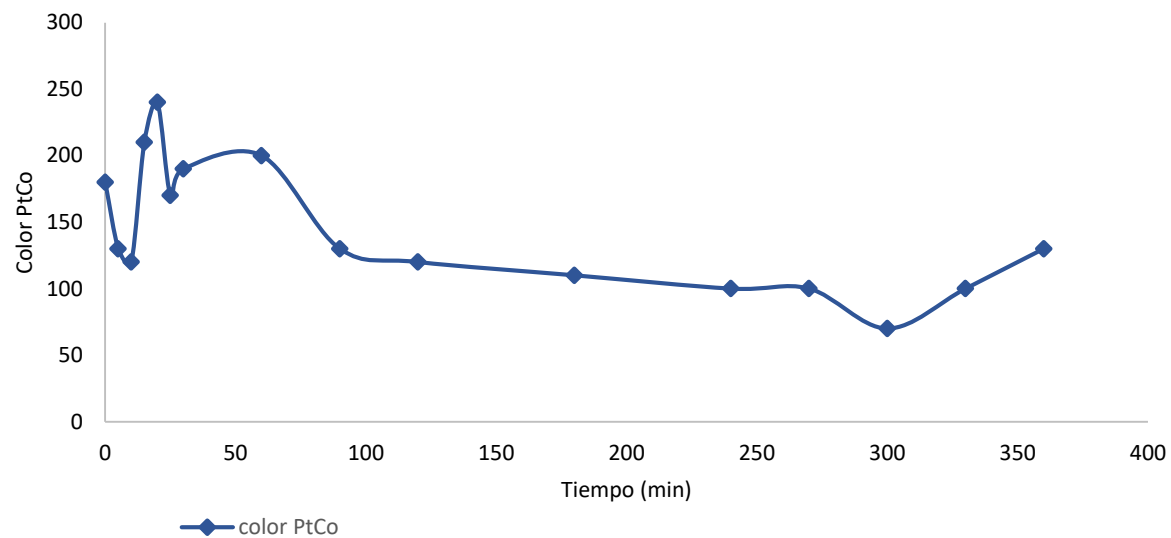


Ilustración 18 Curva de adsorción de color con carbón mineral



Desempeño del reactor electroquímico con agua de pozo

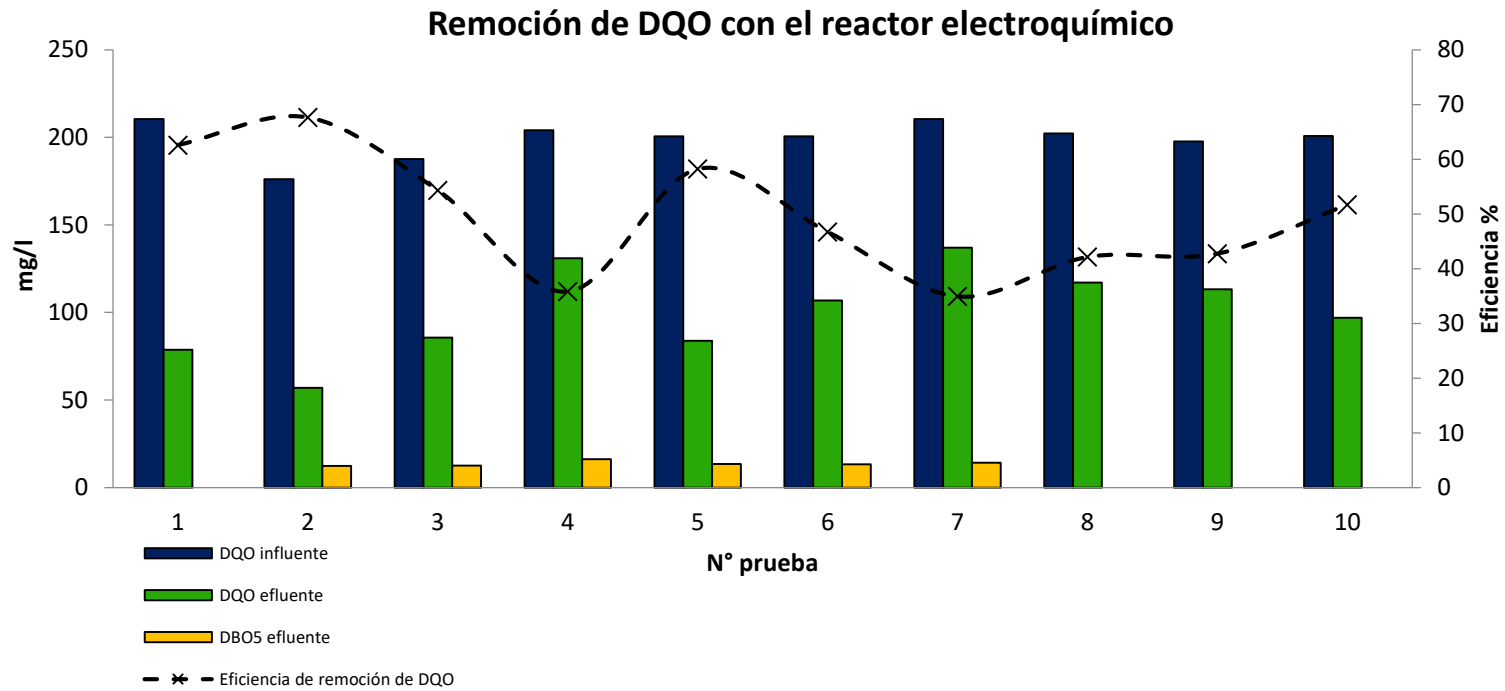


Ilustración 19 Remoción de DQO con el reactor electroquímico



Remoción de DQO vía Electro-Fenton

La Figura 19 muestra la disminución de la DQO del agua de pozo en función de los ciclos de tratamiento (3 horas). Se puede observar en las 3 primeras corridas que la DQO del efluente se encuentra por debajo de 100 mg/L, sin embargo, a partir de la cuarta mezcla comienza a disminuir la eficiencia del tratamiento alcanzando una eficiencia global de $49.52 \pm 14\%$ de eliminación de DQO. La remoción de aproximadamente 50% de DQO podría ser atribuida a una combinación de adsorción y mineralización, ya que, por un lado, el carbón activado granular tiene una alta afinidad de adsorción por compuestos orgánicos, especialmente cuando son de bajo peso molecular. Durante el tratamiento, parte de la materia orgánica en el agua pudo ser adsorbida en la superficie del carbón activado, dando como resultado una reducción de la DQO en el efluente. Adicionalmente, el sistema electroquímico operó bajo un potencial aplicado de 2.5 V, en condiciones de pH ácido (3.0) y con saturación de oxígeno. Este entorno favorece la generación de especies reactivas de oxígeno, como los radicales hidroxilo, que poseen un alto poder oxidante y son capaces de degradar la materia orgánica. Como resultado, el proceso estimula la mineralización parcial o total de los compuestos orgánicos (Oturán y Jacques, 2014) Sin embargo, durante el tiempo de operación del reactor ocurrió una corrosión del ánodo de acero, por lo que podría haber liberado iones de otros metales al sistema, lo que podría interferir en el proceso de generación de radicales hidroxilo, ya que los productos de la corrosión pueden competir con los reactivos para generar $^{\circ}\text{OH}$, además de la posibilidad de formación de compuestos secundarios no deseados (Oturán & Jacques 2014), lo que puede generar el comportamiento oscilatorio en la gráfica que muestra la remoción de DQO a través del tiempo de operación. Por otra parte, podemos observar el comportamiento de la DBO_5 a través de los ciclos de tratamiento, la cual no tuvo un incremento notable con respecto a la primera medición, alcanzando un valor global de 14 ± 1.43 mg/L y una relación DBO/DQO de 0.14 ± 0.04 . Estos resultados destacan la capacidad del reactor electro Fenton de oxidar la materia orgánica durante un tiempo de operación de 90 h.



Remoción de color

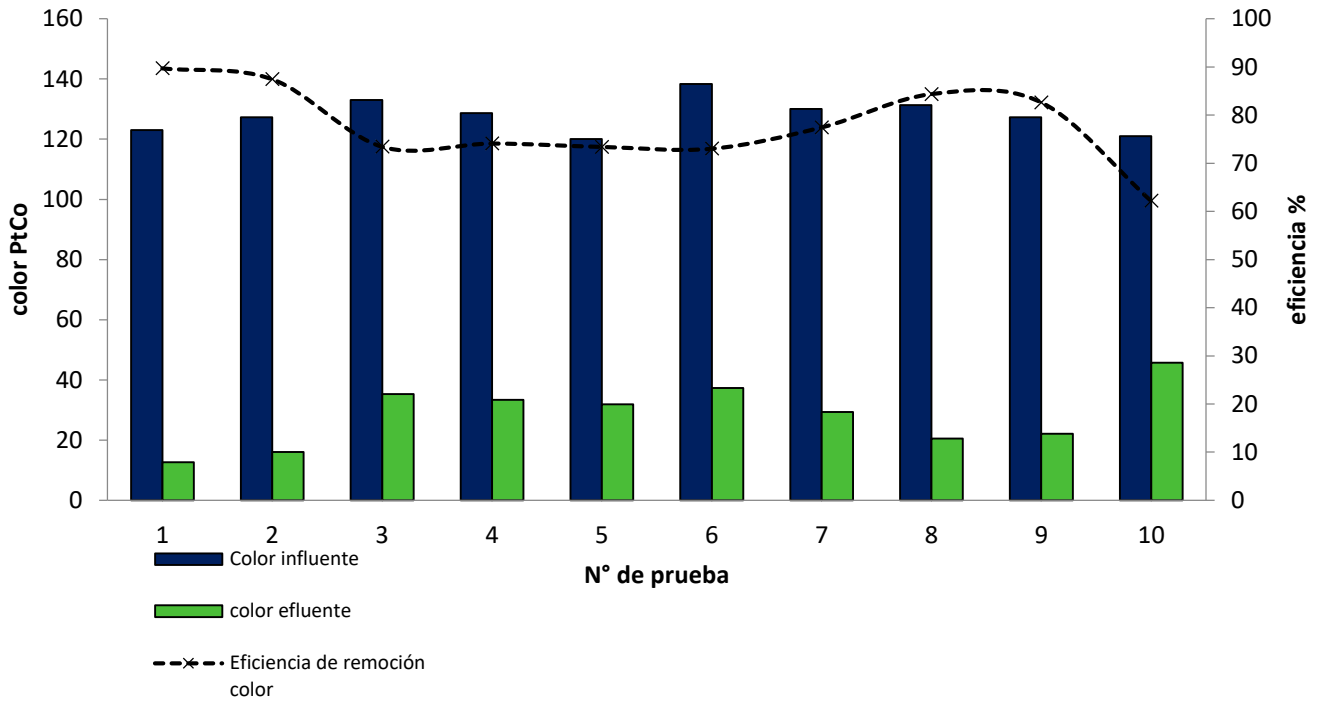


Ilustración 20 Remoción de color con el reactor electroquímico

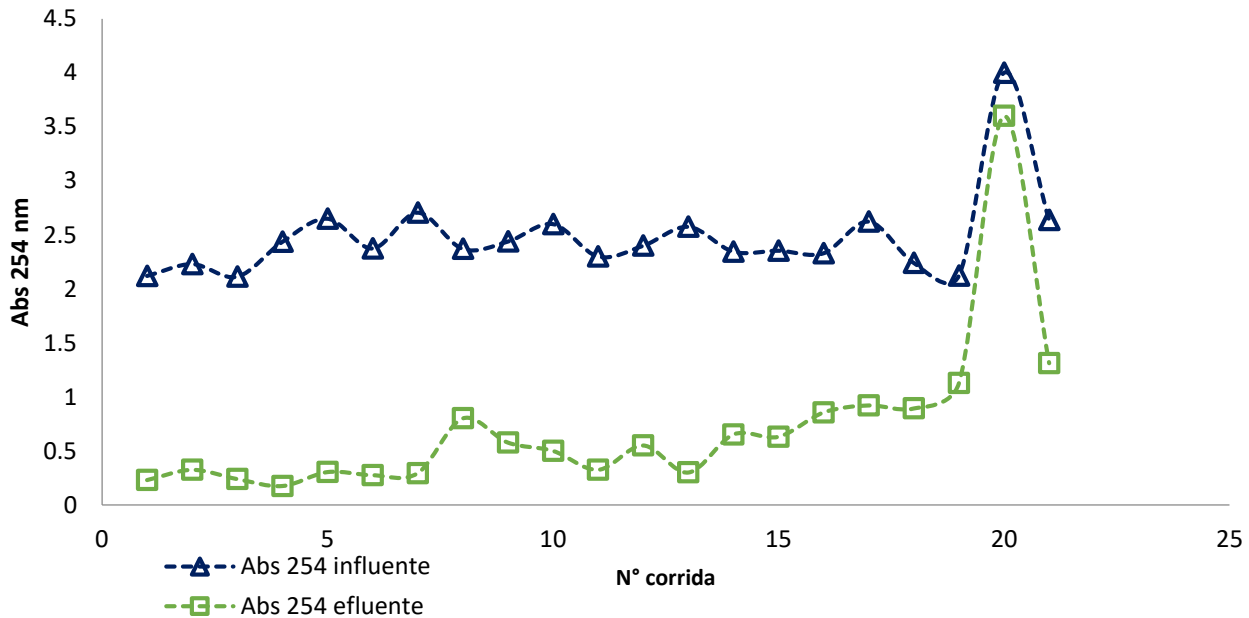


Ilustración 21 Remoción de absorbancia 254 nm con el reactor electroquímico

I

Como se puede observar en el gráfico de color (Figura 20), el proceso electro Fenton causa un importante efecto en la degradación de color alcanzando porcentajes alrededor de 80% (promedio de 21 ciclos de tratamiento).

También cabe comparar la gráfica de absorbancia a 254 nm (Figura 21) que está directamente relacionada con la gráfica de DQO y la de color, ya que se puede observar en las primeras corridas de operación del sistema existe una mayor disminución de la absorbancia, el color y DQO, además esta Figura permite relacionarse con los gráficos anteriormente mencionados teniendo en cuenta que, la absorbancia UV típicamente a una longitud de onda de 254 nm, es la longitud de onda donde absorben luz los compuestos orgánicos que son aromáticos o que tienen enlaces dobles (Letterman, 1999)

En la Figura 21 podemos observar la absorbancia en función del tiempo de 21 ciclos de tratamiento donde a lo largo de las corridas, la absorbancia del afluente (en azul) se mantiene



relativamente constante, esto indica que hay una entrada de materia orgánica de concentración estable, por su parte la absorbancia del efluente (color verde) muestra una tendencia general de disminución gradual en la mayoría de las corridas, relacionada a la transformación de la materia orgánica, no obstante en la corrida 21 se observa un incremento súbito tanto en la absorbancia del afluente como del efluente, que es mayor en comparación con los valores posteriores y anteriores, por lo que sugiere un comportamiento atípico, probablemente provocado porque durante el tratamiento electroquímico pueden generarse productos secundarios o intermedios de la degradación de materia orgánica. La liberación de iones metálicos debido a la corrosión del ánodo podría contribuir a la formación de complejos organometálicos que absorban a esta longitud de onda, causando la contaminación de la muestra (Zhou et.al. 2018). Como se mencionaba anteriormente el sistema decae después de la corrida 8 y ya no logra recuperar una remoción (Figura 21) igual o mejor que al principio de la operación del sistema electroquímico, lo que sugiere la importancia de monitorear la carga orgánica del afluente como las condiciones de operación del reactor para mantener un rendimiento constante, esta gráfica nos da información preliminar de que la materia orgánica está siendo transformada, sin embargo, se ha mencionado que la oxidación de moléculas orgánicas puede llevar a la producción de ácidos carboxílicos de cadena corta, con una menor reactividad hacia los radicales $^{\circ}\text{OH}$ pero biodegradables, lo que mejora la biodegradabilidad de los efluentes refractarios, así como la oxidación de las moléculas orgánicas por radicales $^{\circ}\text{OH}$ puede conducir a la formación de subproductos de degradación que pueden ser más tóxicos que los compuestos iniciales (Zhou, et.al. 2018).

Un aspecto importante a considerar al aplicar un tratamiento electroquímico de oxidación avanzada como etapa de pretratamiento antes del tratamiento biológico es la evolución de la toxicidad, ya que la biodegradabilidad está fuertemente vinculada con la presencia de compuestos tóxicos (Zhou, et.al. 2018).

Resultados del biofiltro desnitrificante con agua sintética

El biofiltro desnitrificante inicialmente pasó por una etapa de estabilización utilizando agua sintética. El propósito de esta fase inicial fue permitir que las bacterias encargadas de realizar la desnitrificación, crecieran y desarrollaran una actividad desnitrificante correctamente antes de que el sistema fuera acoplado al reactor electroquímico.

Durante este periodo de estabilización, el enfoque principal fue asegurar, que las bacterias tuvieran las condiciones óptimas para desarrollarse, como nutrientes y un TRH largo, lo que es fundamental para alcanzar altas eficiencias de remoción tanto de la DQO como de los nitratos del agua contaminada.

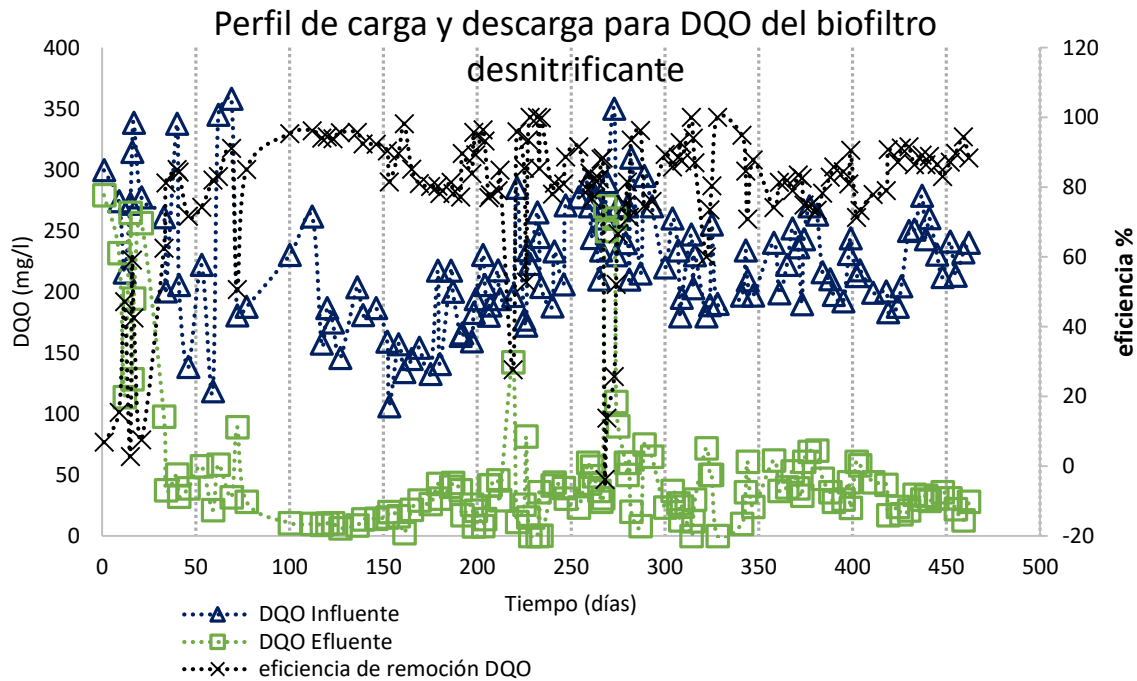


Ilustración 22 Perfiles de carga y descarga del biofiltro desnitrificante

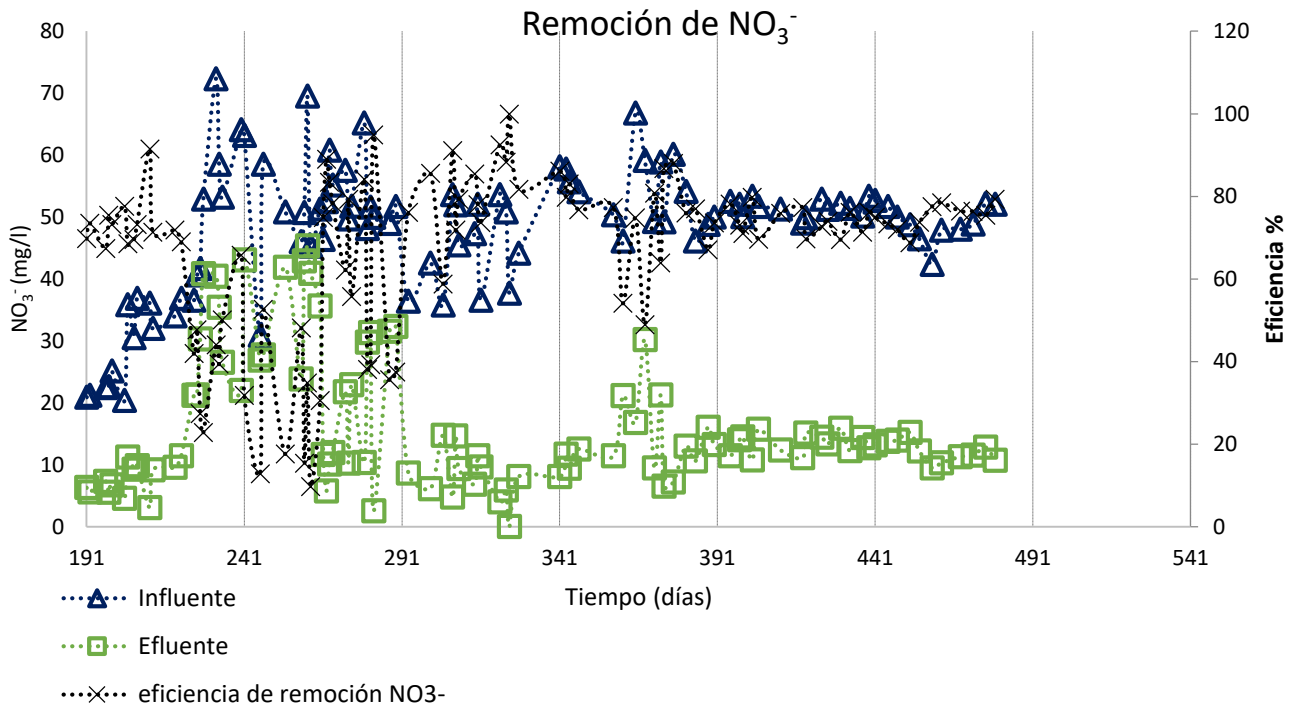


Ilustración 23 Perfil de carga y descarga de Nitratos

En la Figura 22 DQO Figura 23 perfil de entrada y salida de nitrato se puede observar que el biofiltro fue operado bajo diferentes concentraciones de NO_3^- (20-70 mg N- NO_3^- /L) y acetato de sodio (350-260 mg CH_3COONa /L) con la finalidad de examinar el comportamiento microbiológico y cinético del biofiltro, variando así la C/N de un inicio donde se tenía una alta relación C/N de 14, con un exceso de la fuente de carbono, para promover el crecimiento de las bacterias desnitrificantes, ya que algunos estudios han demostrado que la eficiencia de crecimiento bacteriano aumenta con los valores de C/N, mientras que la desnitrificación efectiva tiende a reducirse ya que el nitrógeno se incorpora en mayor medida en lugar de liberarse como gas. Por ejemplo, *Bacillus cereus* mostró una tendencia a asimilar el nitrógeno con una relación C/N 10:1 para el crecimiento, mientras que, con una relación más baja 6:1, el proceso de desnitrificación era más eficiente en la eliminación de nitratos y nitritos (Touratier



et. al. 1999). Una vez que el biofiltro se estabilizó, se realizó el ajuste de la concentración de acetato de sodio y nitrato de sodio a partir del día 117, optando por una baja relación C/N de 1.2 con el objetivo de que la concentración de la fuente de carbono fuera lo más parecida posible a la del agua real de pozo (203 mg DQO/L), esta relación se mantuvo así hasta el día 228 donde se volvió a realizar un ajuste de la concentración de NO_3^- , sin embargo como se mencionaba anteriormente se realizaron ajustes estequiométricos debido a que se observó un aumento significativo de NO_2^- (Figura 24) en el efluente a partir del día 247 al día 287 lo que indicaba que probablemente la desnitrificación no se estaba llevando a cabo de manera completa. En este punto se realizó la última modificación a la relación C/N con un valor de 1.61, cambiando únicamente la concentración del acetato de sodio a 260 mg/L que da una DQO experimental de 234.79 ± 34.68 mg/L. Se ha reportado que la relación C/N óptima se encuentra entre 1.2 y 7.9 (Cherchi et al., 2010), no obstante, se han reportado C/N más bajas, como 0.5 (Beristáin 2004) y también más altas, con un valor de 13.5 (Konstantinos et al., 2016). Después del último ajuste en el día 287 se alcanzó un estado estacionario del biofiltro monitoreado a través de las variables de respuesta que fueron: DQO, NO_2^- y NO_3^- . Se considera en estado estacionario cuando la variación en la eficiencia de remoción de los contaminantes, como la DQO o los nitratos, es menor al 10% durante un periodo sostenido de tiempo, a menudo aproximado como tres tiempos de residencia hidráulica, esto puede variar en base a factores como la concentración inicial de contaminantes (Jensen, 2000). El consumo global de la DQO a partir de la fase estacionaria fue de $82.4 \pm 15.8\%$ de remoción de DQO, con una DQO experimental en el afluente de 218.05 ± 41.84 mg/L, mientras que DQO en el efluente registró valores promedio de 39.81 mg/L.

Por otra parte, se obtuvo una eficiencia de consumo de NO_3^- de $76.21 \pm 8.66\%$ a partir del último cambio realizado (día 287) de la estequiometría entre la fuente de carbono y nitrógeno, con el cual se obtuvo una relación C/N aproximada de 5.45. Cabe mencionar que este consumo ocurrió cuando las concentraciones de nitrato se ajustaron (40-50 mg NO_3^- /L) manteniendo la DQO 218.05 ± 41.84 mg/L, una observación importante a destacar es que con este ajuste ya no se obtuvieron valores altos de nitrito en el efluente (0.28 ± 0.33 mg/L) lo que significa que si bien no se lograron las eficiencias de consumo de DQO y NO_3^- de 90-100% debido

posiblemente a que se requiere de un mejor control de las condiciones de operación para un biofiltro desnitrificante como lo son el oxígeno disuelto, se recomienda el uso de sondas de oxígeno disuelto para el monitoreo continuo del OD, idealmente se debe mantener bajos valores de OD (generalmente inferiores a 0.5 mg/L, se debe mantener una relación adecuada entre la materia orgánica disponible y el nitrato, la agitación, la temperatura, el control de biomasa es importante, para evitar que la biomasa crezca en exceso y cause obstrucciones en el medio de soporte, un biofilm muy grueso podría limitar la difusión de nitrato hacia el interior de la biopelícula (Cherchi et. al., 2010).

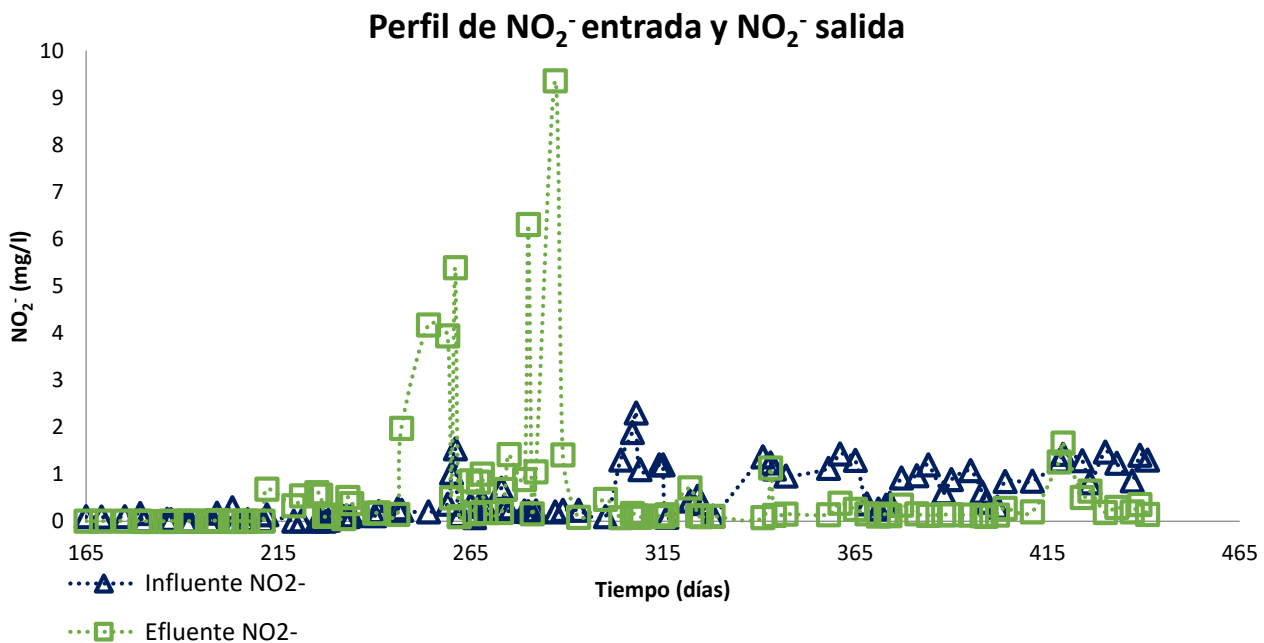


Ilustración 24 Perfil de remoción de nitritos del biofiltro desnitrificante

El potencial redox en el biofiltro fue de -102 mV lo que indica un ambiente predominantemente reductor en el biofiltro. Este valor sugiere la presencia de condiciones favorables para la desnitrificación, ya que un potencial redox negativo es necesario para la reducción de nitratos a nitrógeno gaseoso durante el proceso de desnitrificación, aunque los valores de potencial redox sean más bajos en comparación con el rango típico (0 a -150 Mv), pueden seguir favoreciendo la desnitrificación, pero también aumentan la posibilidad de que otros procesos



anaeróbicos como la metanogénesis o la sulfato reducción comiencen a competir, este fenómeno se pudo controlar con aireación intermitente (Kohsaka et al., 2007). Algunos autores señalan que las condiciones más favorables para desnitrificación se encuentran en un rango típico de anoxia de 0 mV a -150 mV, las bacterias desnitrificantes prosperan en estas condiciones, por lo que es probable que la desnitrificación sea eficiente (Díaz & Barceló 2008). Esto indica que el biofiltro está proporcionando un entorno adecuado para el desarrollo de bacterias desnitrificantes, las cuales son responsables de la conversión de nitratos a nitrógeno gaseoso (Ruhl et al. 2012). El pH registrado es de 7.8, lo cual indica una ligera alcalinidad. No obstante, este valor se mantiene dentro del intervalo adecuado para la actividad de las bacterias desnitrificantes, el cual suele estar entre 6.5 y 8.0, con un valor óptimo entre 7.0 y 7.5. Este intervalo favorece la reducción de nitratos a nitrógeno molecular. Sin embargo, fuera de este intervalo pueden presentarse problemas como: en pH alcalino (>8.0) la desnitrificación se ralentiza, incluso se acumulan intermediarios como nitrito y óxido nitroso (N_2O), que no se reducen completamente a N_2 , lo que afecta de manera negativa la eficiencia del proceso (Albina et. al. 2019).

- en pH ácido (<6.5) la actividad de las bacterias desnitrificantes también disminuye, debido a que los entornos ácidos pueden desestabilizar las enzimas responsables de la desnitrificación, causando la acumulación de nitrito.

Los resultados obtenidos indican que el biofiltro desnitrificante está operando en condiciones adecuadas para la remoción de nitratos con una eficiencia de consumo de NO_3^- de $76.21 \pm 8.66\%$ a partir del día 287 de operación, donde prácticamente ya no se observa acumulación de nitrito en el efluente, con valores máximos de 0.28 ± 0.33 mg/L. El potencial redox negativo -102 mV, el pH 7.8 y el bajo nivel de oxígeno disuelto 0.6 mg/L generaron condiciones favorables para el crecimiento y la actividad desnitrificante de la biomasa, bajo un metabolismo organotrófico.

Resultados de la caracterización del agua de pozo tratada con electro Fenton

Los parámetros evaluados para el agua de salida del reactor electroquímico de muestran en la Tabla 11. Se puede concluir de manera inmediata que 4 parámetros como sulfatos, SDT, hierro y pH pueden afectar de manera directa al tratamiento biológico.

Por ejemplo, se ha encontrado evidencia de cambios en la comunidad microbiana debido a la presencia de sulfatos, ya que altera su composición, favoreciendo a las bacterias reductoras de sulfato sobre las bacterias desnitrificantes, bajo ciertas condiciones (Zhang et. al., 2018). Por otra parte, se ha demostrado que una conductividad elevada puede estar asociada con altos niveles de sales disueltas, lo que puede ser tóxico para algunos microorganismos desnitrificantes, ya que esto inhibe su crecimiento y actividad (Yongchun et.al., 2023)

Para solventar la posible inhibición de la actividad desnitrificante, se realizaron los siguiente ajustes: se neutralizó el agua tratada a un pH de 6.5 a 7.5 para precipitar el hierro soluble (Fe^{2+}) y posteriormente filtrar el exceso de hierro para evitar que entre al biofiltro desnitrificante, por otra parte se cambió el tipo de ácido utilizado para acidificar el agua de pozo (H_2SO_4) por clorhídrico, también se eliminó el electrolito de soporte de Na_2SO_4 ya que el agua de pozo por si sola posee una buena conductividad (aproximadamente $6000 \mu s/cm$), así de manera directa también disminuirá la conductividad tan alta que pueda interferir con el desarrollo adecuado de las bacterias desnitrificantes.

Tabla 11. Resultados de la caracterización de agua de pozo tratada con electro Fenton

Parámetro	Valor medido	Límite NOM 127 límites permisibles
DQO	26.5 mg/l	-
Conductividad	9712 mg/l	-



Hierro	0.7 mg/l	0.30 mg/L
SDT	4781 ppt	1000 mg/L
Mn	0.47 mg/l	0.15 mg/L
Alcalinidad	0 mg/l	
Dureza	1150 mg/l	500 mg/L
N-NO ₃ ⁻	28.06 mg/l	11 mg/L
N-NO ₂ ⁻	0 mg/l	0.9 mg/L
N-NH ₄ ⁺	0.3 mg/l	0.5 mg/L
SO ₄ ⁻	4500 mg/l	400 mg/L
pH	2.98	6.5 a 8.5
Color verdadero	10 PtCo	15 PtCo

Resultados del acoplamiento del sistema electroquímico Biológico

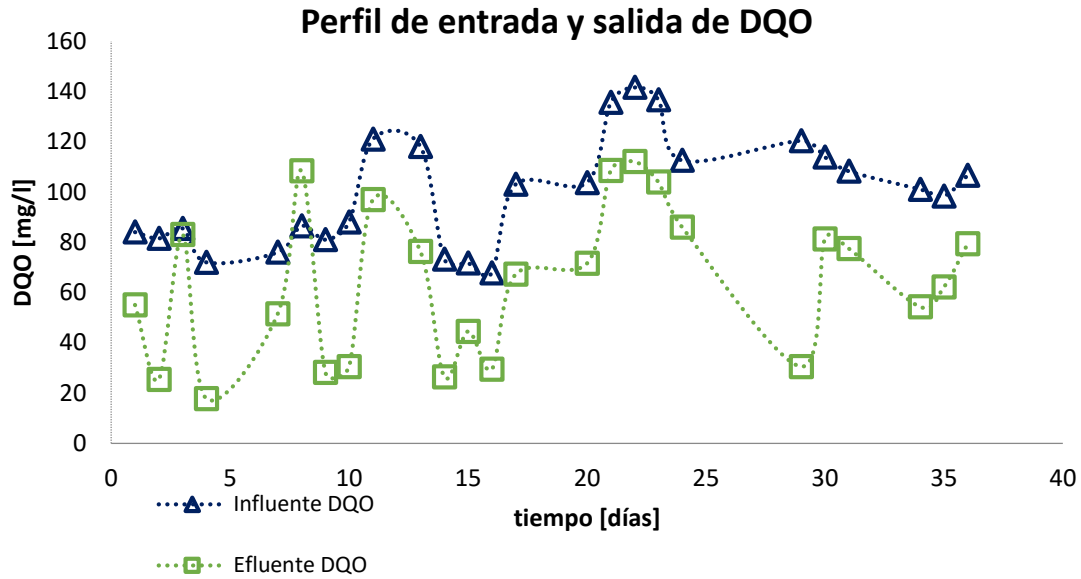


Ilustración 25 Perfil de entrada y salida de DQO

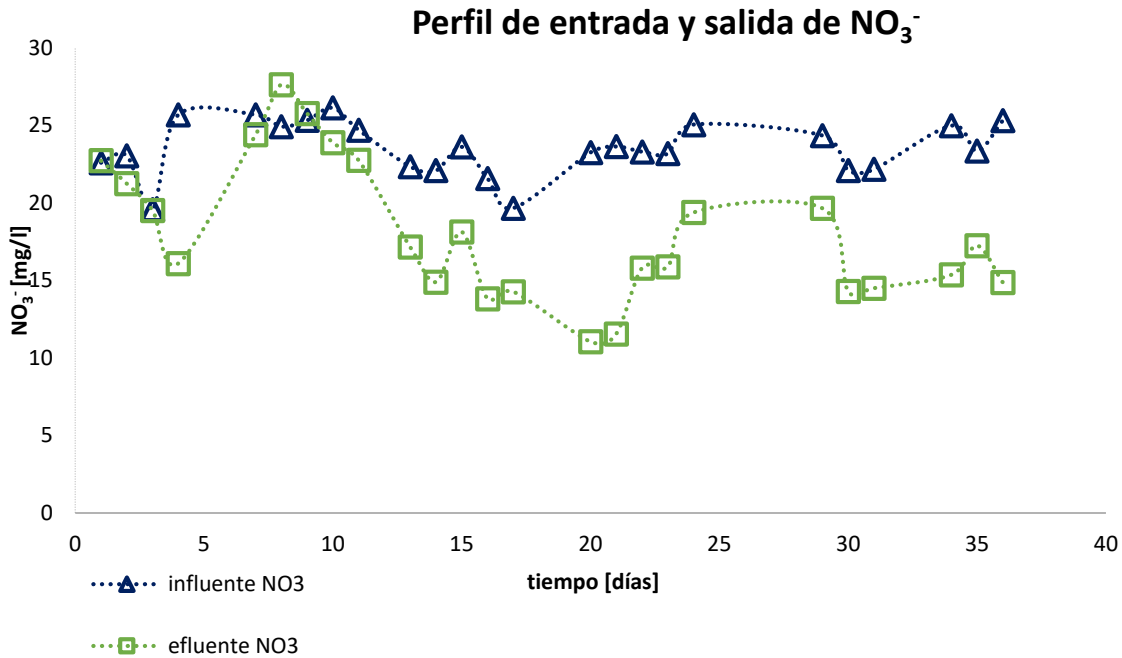


Ilustración 26 Perfil de entrada y salida de NO₃⁻



Como se indicó anteriormente, el índice DBO/DQO no aumentó como se esperaba, a pesar de esto, se decidió alimentar el sistema biológico (biofiltro desnitrificante) con el efluente del tratamiento electroquímico, ya que se reportó que el reactor biológico estaba mostrando un buen desempeño con agua sintética, con eficiencias de remoción de DQO de $82.4 \pm 15.8\%$ y eficiencia de reducción de NO_3^- de $76.21 \pm 8.66\%$ antes de la alimentación con agua real tratada. Al comparar estos resultados con los obtenidos por otros autores que obtuvieron hasta el 99% de eficiencia de remoción de nitratos y eficiencia de consumo de DQO de 100% (Meza , 2008; Beristain .,2009) se puede decir que la eficiencia de remoción de DQO es relevante ($82.4 \pm 15.8\%$) ya que indica el potencial para reducir el carbono orgánico necesario para la desnitrificación, por otra parte la eficiencia de reducción de nitratos es ($76.21 \pm 8.66\%$), pero está por debajo de las eficiencias obtenidas en otros experimentos, un punto importante a considerar es la variación que se encontró en las eficiencias ya que el biofiltro se operó bajo condiciones menos ideales donde no se puede controlar la temperatura, pH y velocidad de mezcla.

Como se puede observar en la gráfica de DQO (Figura 25) el comportamiento fue disperso, sin embargo, el biofiltro si fue capaz de consumir la DQO que proviene del sistema electro Fenton, alcanzando una eficiencia de remoción de $38\% \pm 17.71$. El comportamiento variable en la DQO del efluente probablemente refleja periodos de agotamiento de carbono fácilmente biodegradable, lo que puede limitar la eficiencia del proceso de desnitrificación, esto se encuentra relacionado a las variaciones de carga de materia orgánica en la calidad del agua del afluente. A pesar de la baja eficiencia que presentó el biofiltro desnitrificante, podemos destacar en el perfil de consumo de nitrato, que el sistema efectivamente no solo pudo consumir la DQO, además fue capaz de aprovecharla como fuente de carbono para reducir el NO_3^- (Figura 26) Con una eficiencia de $30.71\% \pm 12.07$, esta oscilación se debe a que la concentración de la fuente de carbono es muy variable debido al comportamiento del reactor electroquímico con una reducción de DQO de $49.52 \pm 14\%$ durante el tratamiento del agua cruda de pozo

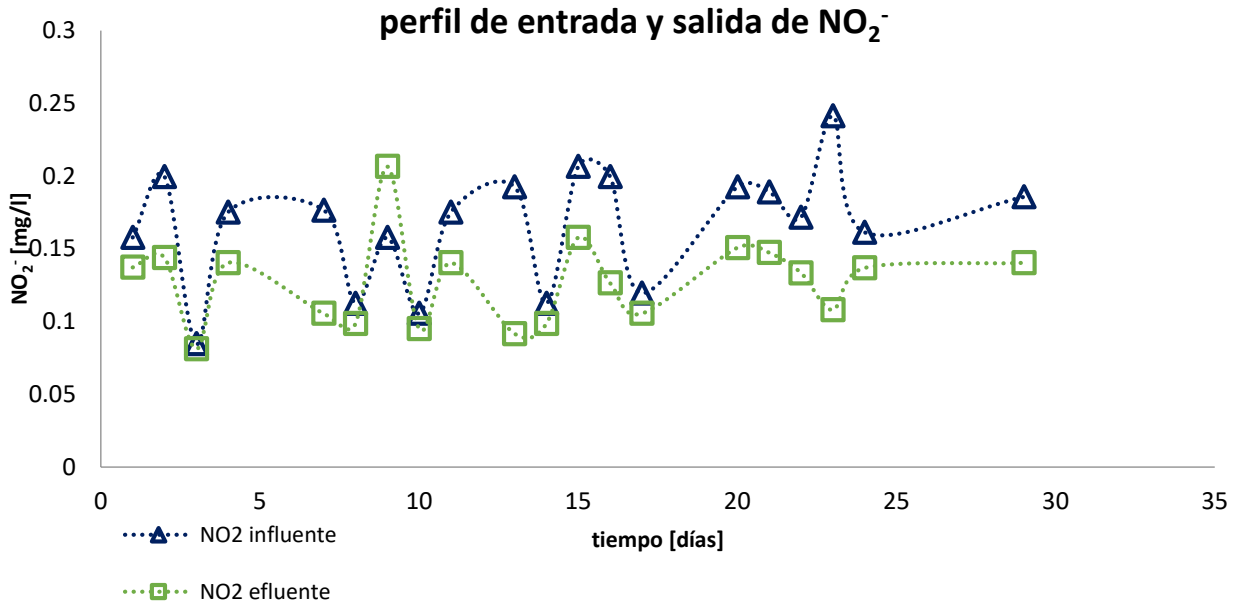


Ilustración 27 Perfil de entrada y salida de NO_2^-

Seguimiento del pH

En la Figura 28 se presenta el perfil del pH del afluente y del efluente que tienen un promedio de entrada de 6.9 ± 0.21 y de salida de 7.14 ± 0.24 donde se observa un incremento del pH, lo que podría darnos un buen indicador de que el proceso de desnitrificación se está llevando a cabo en el sistema, ya que los productos finales de la desnitrificación son nueva biomasa celular, nitrógeno gas e iones hidroxilo (Rezvani, 2017).

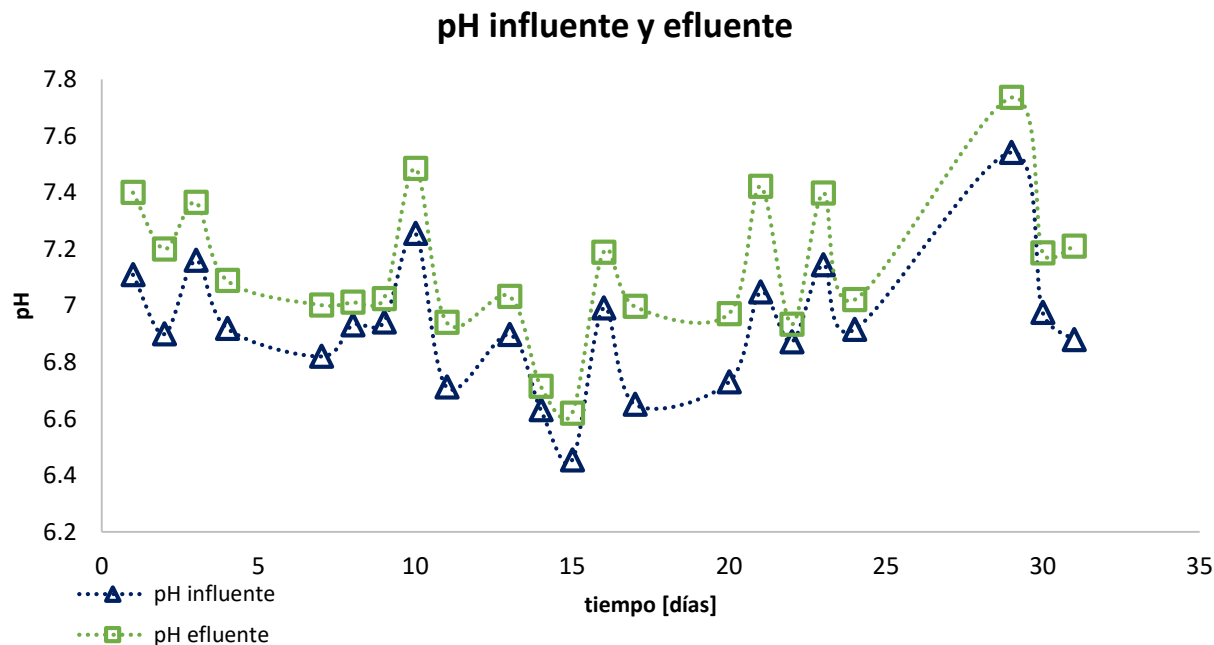


Ilustración 28 Monitoreo de pH influente y efluente

Comparación entre los efluentes del reactor electroquímico y el biofiltro

Para la realización del estudio, se recolectaron muestras de agua de un pozo ubicado en una planta potabilizadora de la zona oriente de la Ciudad de México. Se evaluaron tres etapas del proceso de tratamiento:

1. **Agua de pozo:** muestra inicial utilizada como afluente del reactor electroquímico.
2. **Agua tratada electroquímicamente:** muestra obtenida tras reunir una mezcla de tres tratamientos consecutivos.
3. **Agua tratada biológicamente:** muestra proveniente del biofiltro con actividad desnitrificante, empleado como etapa final del proceso.

La Tabla 12 muestra la comparación de los valores de diferentes parámetros para el agua cruda, la salida del reactor electroquímico y el efluente del biofiltro.

Seguimiento a la Demanda Química de Oxígeno



En un balance general la DQO inicial en el efluente del reactor electroquímico es 99.5 ± 21.79 mg/L, la DQO final en el efluente del biofiltro es 64.29 ± 29.70 mg/L

La reducción total de la DQO es:

$$\Delta DQO = 99.5 - 64.29 = 35.21 \text{ mg/L}$$

De la DQO consumida (35.21 mg/L) se puede considerar que 14.17 mg/L se utilizaron para la reducción de nitratos ($5.49 \text{ mg/L de NO}_3^-$) y el resto 21.04 podría corresponder a la oxidación de la materia orgánica por otros microorganismos del biofiltro y/o el consumo para el metabolismo basal de los microorganismos desnitrificantes.

Seguimiento a la Demanda Bioquímica de Oxígeno

La relación DBO/DQO (0.054) es muy baja, lo que indica que el agua de pozo es muy poco susceptible a un tratamiento biológico, debido al tipo de materia orgánica presente. La DQO en el reactor electroquímico (Figura 25) Disminuyó de 199 ± 11.31 mg/L a 99.50 ± 21.79 mg/L, lo que indica que el sistema electro Fenton con una posible combinación de adsorción-oxidación redujo aproximadamente 50% de la materia orgánica total sin embargo, la DBO aumentó ligeramente de 10.92 ± 1.61 mg/L a 14 ± 1.43 mg/L lo que puede indicar una transformación de la materia orgánica recalcitrante en compuestos más biodegradables debido a la oxidación parcial de compuestos complejos en subproductos más simples (Zhou et. al. 2018).

Si bien la relación inicial DBO/DQO aumentó, se sigue considerando como una relación baja que podría indicar la presencia de compuestos difíciles de degradar, lo que está asociado a la persistencia de una parte de la DQO en el efluente final.

El color verdadero

El color verdadero disminuyó, alcanzando una remoción de 92%, lo que sugiere una transformación significativa de los compuestos responsables de color en el agua, posiblemente debido al efecto combinado de la adsorción-oxidación, la descomposición parcial o cambios

estructurales promovidos dentro del tratamiento electroquímico. No obstante, la transformación no necesariamente implica la mejora en la biodegradabilidad de los productos generados (Zhou et. al. 2018).

Algunos estudios destacan que los productos intermedios que son generados durante el tratamiento con procesos avanzados de oxidación como electro-Fenton, tales como ácidos carboxílicos o compuestos aromáticos oxigenados, pueden ser más persistentes o incluso tóxicos para los microorganismos, lo que limita su degradación biológica (Ilhan et.al. 2024).

Aunque el color verdadero disminuyó, lo cual refleja la ruptura de los compuestos responsables del color, esta transformación no implica necesariamente que los productos resultantes sean más biodegradables o favorables para el biofiltro. Es posible que se hayan formado compuestos intermedios más simples, pero aún refractarios o incluso tóxicos para los microorganismos, como ha sido reportado en otros estudios. Por tanto, el color se eliminó visualmente, pero no necesariamente de manera que beneficie al tratamiento biológico subsecuente.

Tabla 12 Comparación de la calidad del agua de pozo

Muestra	Agua cruda	Efluente del reactor electroquímico	Efluente del biofiltro
Parámetro			
N-NO₂⁻ (mg/l)	0.188	0.159 ± 0.040	0.122 ± 0.022
N-NO₃⁻ (mg/l)	24.14 ± 2.35	23.49 ± 1.75	18 ± 4.4
N-NH₄⁺ (mg/l)	0.57	1.58	1.39
DQO (mg/l)	199± 11.31	99.504 ± 21.79	64.29 ± 29.70
DBO₅ (mg/l)	10.92 ± 1.61	14 ± 1.43	ND
Relación DBO/DQO	0.054	0.14	ND
pH	9.16	6.93 ±0.23	7.13 ±0.25



Color verdadero (Pt-Co)	127.99 ± 9.17	28.43 ± 12.31	10
Conductividad (µs/cm)	5188	7988	8499
Alcalinidad (mg/l)	1980	260	760
Dureza (mg/l)	390	760	540
SDT (ppt)	2584	3995	4164
Cloruros (mg/l)	870	1750	1790
Sílice (mg/l)	10.8	21.6	29.4
Fe (mg/l)	0.1	0	0

ND = No determinado

En relación a la proporción DBO/DQO, se obtuvo un valor inicial para el agua cruda de 0.050 DBO/DQO, por otra parte, para el agua del tratamiento electroquímico se obtuvo un valor de 0.13 y después del tratamiento biológico de 0.21 relación DBO/DQO. En la literatura se reporta que un efluente susceptible a un tratamiento biológico debe tener una relación DBO/DQO de 0.6 el cual se considera altamente biodegradable; por otra parte, si esta relación está dentro del rango de 0.3, los efluentes son de un carácter medianamente biodegradable por lo que el proceso será relativamente lento, y que la aclimatación de los microorganismos que actúan en el proceso de degradación será lento. Si la DBO/DQO es menor a 0.3 el proceso de biodegradación no procederá (Abdallaa & Hammam, 2014), por lo tanto, elegir un proceso biológico para el tratamiento del efluente electroquímico podría verse afectado por la presencia de toxicidad o propiedades refractarias del agua proveniente del tratamiento electroquímico. Sin embargo, se ha reportado que existen bacterias que son capaces de degradar compuestos recalcitrantes.



Conclusiones

- Ambos materiales evaluados (carbón de hueso y carbón mineral) mostraron capacidad para generar peróxido de hidrógeno, según los resultados de voltamperometría cíclica. Se identificaron picos de reducción de oxígeno a -339.5 mV, -0.028 mA para el carbón de hueso y a -300 mV, -0.020 mA para el carbón mineral.
- El carbón mineral presentó una mayor capacidad de generación y estabilidad de H_2O_2 a lo largo del tiempo. Con una diferencia de potencial de celda de 2.5 V aplicada durante 180 minutos, se alcanzó una generación de 0.56 mg/L de H_2O_2 con 5 g de carbón mineral, frente a 0.23 mg/L obtenida con 5 g de carbón de hueso. Por ello, se seleccionó el carbón mineral y un ΔE celda de 2.5 V para los experimentos posteriores.
- En los ensayos a escala de laboratorio (6 L), el sistema electroquímico logró una eficiencia de remoción de DQO del 85% con voltaje aplicado (2.5 V) y del 47.05% sin voltaje. La remoción de color fue nula sin voltaje, probablemente debido a fenómenos de adsorción-desorción, mientras que con voltaje aplicado se obtuvo una eficiencia del 92.3%, lo que confirma el efecto del tratamiento electroquímico.
- El sistema acoplado electroquímico-biológico mostró un mejor rendimiento con agua sintética que con agua real. Con agua sintética, el reactor biológico logró una eficiencia promedio de remoción de DQO de $82.11 \% \pm 15.58$ y de NO_3^- de $67.12 \% \pm 19.60$. En contraste, con agua real las eficiencias fueron de 38.37 %



± 17.71 para la DQO y de $30.21 \% \pm 12.07$ para el nitrato, lo que se atribuye al bajo índice de biodegradabilidad de esta agua.

- El reactor electroquímico operado en modo discontinuo durante 90 horas alcanzó una eficiencia de remoción de DQO de $49.52\% \pm 14.23$. Sin embargo, su efecto oxidante no fue suficiente para mejorar significativamente la biodegradabilidad del agua, por lo que se requiere optimización de sus condiciones operativas.

Recomendaciones

- Se recomienda la incorporación de una fuente externa de carbono fácilmente asimilable, con el fin de mejorar la relación C/N en el biofiltro desnitrificante y, por ende, aumentar la eficiencia en la remoción de nitrógeno y DQO. Esta estrategia permitiría también estimular el consumo de fracciones de materia orgánica de baja biodegradabilidad mediante el uso de co-sustratos.
- Es conveniente realizar estudios cinéticos de desnitrificación para determinar la velocidad específica de consumo de nitrato y DQO. Además, se sugiere evaluar si el agua tratada mediante el sistema electroquímico presenta algún efecto inhibitorio sobre la biomasa del biofiltro.
- Se identificaron ocho parámetros fuera de los límites permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. Sin embargo, este trabajo se centró únicamente en la remoción de DQO y NO_3^- , ya que otros contaminantes, como la conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), alcalinidad y dureza, no pueden ser removidos eficientemente mediante los sistemas electroquímico o biológico utilizados. Por lo tanto, se plantea la necesidad de incorporar tecnologías complementarias, como membranas o filtración avanzada, para cumplir con los criterios establecidos por la normativa.



Anexos

Cultivos en lote

Cultivos en lote de la cinética desnitrificante

Como parte de las recomendaciones para complementar este trabajo de tesis, se llevaron a cabo cultivos en lote con la biomasa desnitrificante que había estado siendo alimentado con el efluente del reactor electroquímico. El objetivo de estos experimentos fue determinar las velocidades de consumo de nitrato con agua pre-tratada y a partir de estas realizar una comparación con un control y tratar de elucidar si habría posibles efectos inhibitorios.

Metodología

Todos los cultivos en lote se realizaron en botellas serológicas con un volumen nominal de 120 ml y un volumen de trabajo de 80 mL. Cada botella fue inoculada con 30 anillos kaldness proveniente del biofiltro desnitrificante utilizado en los experimentos señalados en el apartado de la metodología (página 56) y se cuantificó la concentración de biomasa como g SSV/L. Se realizaron dos series de ensayos: los controles que usaron agua sintética y con agua proveniente del tratamiento electroquímico. En ambos casos se llevaron a cabo duplicados y de cada botella y se extrajo 3 mL de muestra para el análisis de DQO y NO_3^- durante 9 días, tomando muestra cada 24 h. Cada muestra fue filtrada por membrana de $0.45 \mu\text{m}$ y congeladas antes del análisis de los parámetros de control: DQO (soluble), NO_3^- con las mismas técnicas que las descritas en el apartado anterior de técnicas analíticas (página 61).

En todos los casos la fase gaseosa de las botellas fue saturada con helio (Figura 29) y las botellas fueron selladas con tapones de hule y sellos de aluminio para mantener las condiciones anóxicas.



Ilustración 29 Saturación con helio

El agua sintética propuesta consistió en (g/L): CH_3COONa (0.260), NaNO_3 (0.289), KH_2PO_4 (0.6), K_2HPO_4 (1.6), $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0.2) y 2 ml/L de la solución de elementos traza (Tabla 13). Los experimentos fueron llevados a cabo a 30°C y 150 rpm (Figura 30) durante un periodo de 9 días.

Tabla 13. Concentración de compuestos en la solución de elementos traza.

Elementos traza (g/L)	
$\text{FeCl}_3 (6\text{H}_2\text{O})$	0.3
$\text{CaCl}_2(2\text{H}_2\text{O})$	0.60
$\text{CuSO}_4 (5\text{H}_2\text{O})$	0.02
$\text{NaMoO}_4 (2\text{H}_2\text{O})$	0.12



Ilustración 30. Incubadora para mantener los cultivos en lote a temperatura y agitación constantes.

Por otra parte, las botellas restantes se utilizaron para medir el volumen de gas formado después de 9 días de incubación, mediante el desplazamiento de una solución de hidróxido de sodio 0.1 M por el método de la columna invertida.

Cuantificación de biomasa: sólidos suspendidos volátiles (SSV) y biomasa inmovilizada

Los sólidos suspendidos volátiles fueron determinados por el método gravimétrico, de acuerdo con *Standard Methods* (APHA, AWWA, & WEF, 2017). La biomasa inmovilizada en los anillos kaldness fue cuantificada después de culminar con los experimentos cinéticos para cada botella serológica una vez desprendida del soporte por sonicación. El tiempo de sonicación, fue variable entre 3 a 10 minutos, dependiendo de la robustez de la biomasa y la adherencia al soporte, para evitar el sobrecalentamiento del equipo, se realizó la sonicación en intervalos de 30 segundos seguidos por 30 de descanso.

La potencia utilizada en el sonicador fue suficiente para desprender la biomasa de los soportes tipo Kaldness con un rango entre 100 a 300 W.



Determinación de la producción de biogás (N₂)

Los valores de producción de biogás están expresados para las condiciones estándar: 298 °K y 1 atm. El volumen estándar del gas se calculó con las siguientes relaciones:

$$pV = nRT$$

$$n = \frac{pV}{RT}$$

n: número de moles de N₂

p: presión atmosférica de los cultivos en lote (1 atm)

V: volumen desplazado de hidróxido de sodio (L)

R: constante de los gases ideales (0.0821 L*atm/mol*k)

T: temperatura de incubación de los cultivos en lote (K)

Posteriormente se convierte el número de moles obtenidos de N₂ en g de N₂:

$$g \text{ de } N_2 = (n^\circ \text{ de moles de } N_2)(\text{peso atómico de } N_2)$$

Por último, se calculan los mg N₂/L producidos al final de la cinética:

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$C_1 = C_2 V_2 / V_1$$

C₁=mgN₂/L

V₁= volumen de espacio de cabeza de la botella serológica (40 mL)

C₂= mg de N₂ obtenidos

V₂= Volumen del líquido de la botella serológica (80 mL)

Modelo de Gompertz



Para calcular las velocidades específicas de consumo (que son las velocidades volumétricas divididas entre la respectiva concentración de biomasa en la botella) de DQO y nitratos, se utilizó el modelo de Gompertz modificado, este modelo es ampliamente utilizado en estudios cinéticos para describir los procesos de crecimiento microbiano y degradación. Este modelo está adaptado para describir el consumo de sustratos en función del tiempo. (Zwietering H. M., et.al. 1990).

Los datos experimentales de concentración de nitratos y DQO fueron obtenidos de manera experimental en diferentes tiempos. Estos datos fueron ajustados al modelo de Gompertz modificado utilizando el software de análisis estadístico Origin Lab (Originlab Inc.)

Resultados y discusión

Cultivos en lote

Efecto del agua tratada por el reactor electroquímico en cultivos desnitrificantes en lote

Respecto a los perfiles encontrados en los controles, la Figura 31 muestra el consumo de nitrato y DQO. Después de 9 días de incubación y con valores iniciales de 127 mg DQO/L y 44 mg NO_3^- /L, la E_{NO_3} para los cultivos en agua sintética fue de $86.98\% \pm 1.87$ y un consumo de DQO de $89.73\% \pm 4.56$, indicando que la desnitrificación se llevó a cabo exitosamente bajo estas condiciones experimentales y por lo tanto las bacterias desnitrificantes se encuentran activas desde que formaban parte de la biopelícula del biofiltro. De acuerdo con el modelo de Gompertz, las velocidades específicas en el proceso desnitrificante fueron 58.56 ± 11.28 mg NO_3^- /g SSV-d y 433.68 mg DQO/g SSV-d, estos valores cinéticos obtenidos para agua sintética se encuentran en concordancia con los reportados en la literatura. Pala y Bölükbas (2005) informaron valores tan bajos como 8.16 mg NO_3^- / g SSV-d o tan altos como los reportados en el estudio de Dincer y Kargi (2000), en el cual se obtuvo un valor para la tasa máxima específica de consumo de nitrato de 230.4 mg NO_3^- / g SSV-d. Soto E. et. al., (2006) reportó valores de 304.8 mg NO_3^- / g SSV-d para condiciones similares a las utilizadas en este trabajo.

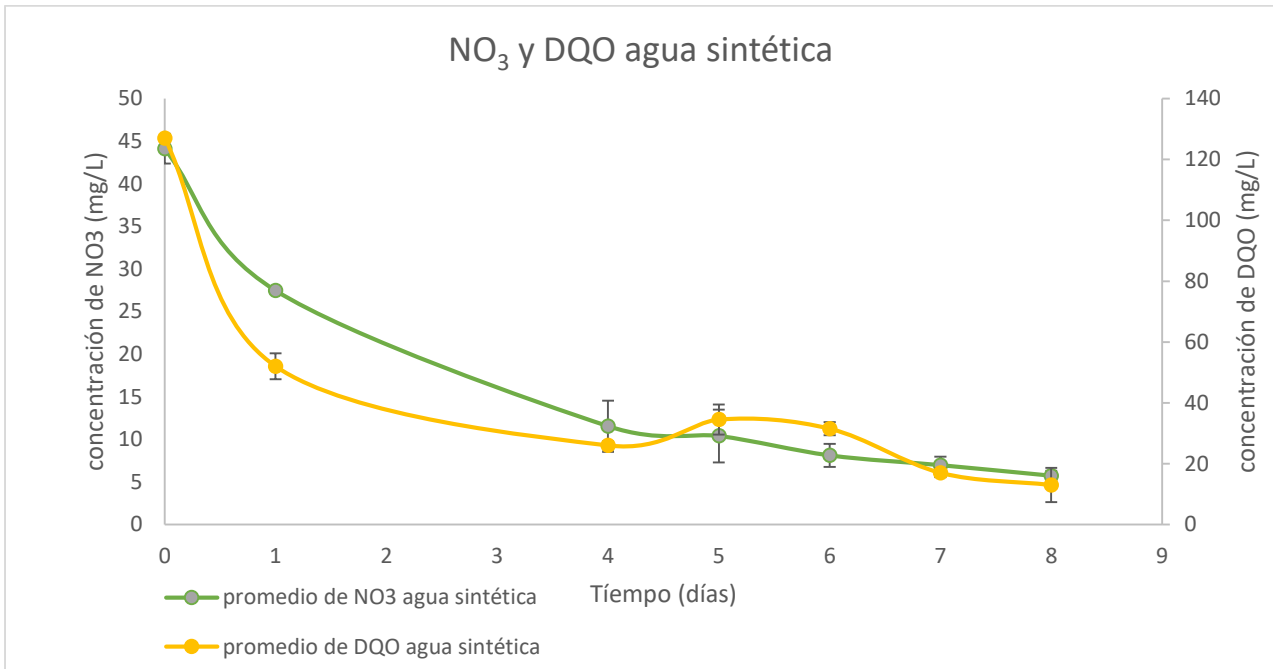


Ilustración 31 Perfil cinético del proceso desnitrificante para agua sintética

Posteriormente, se realizó el estudio cinético con los cultivos en lote utilizando agua proveniente del tratamiento electroquímico y se establecieron los perfiles cinéticos para N-NO₃⁻ y DQO (Figura 32)

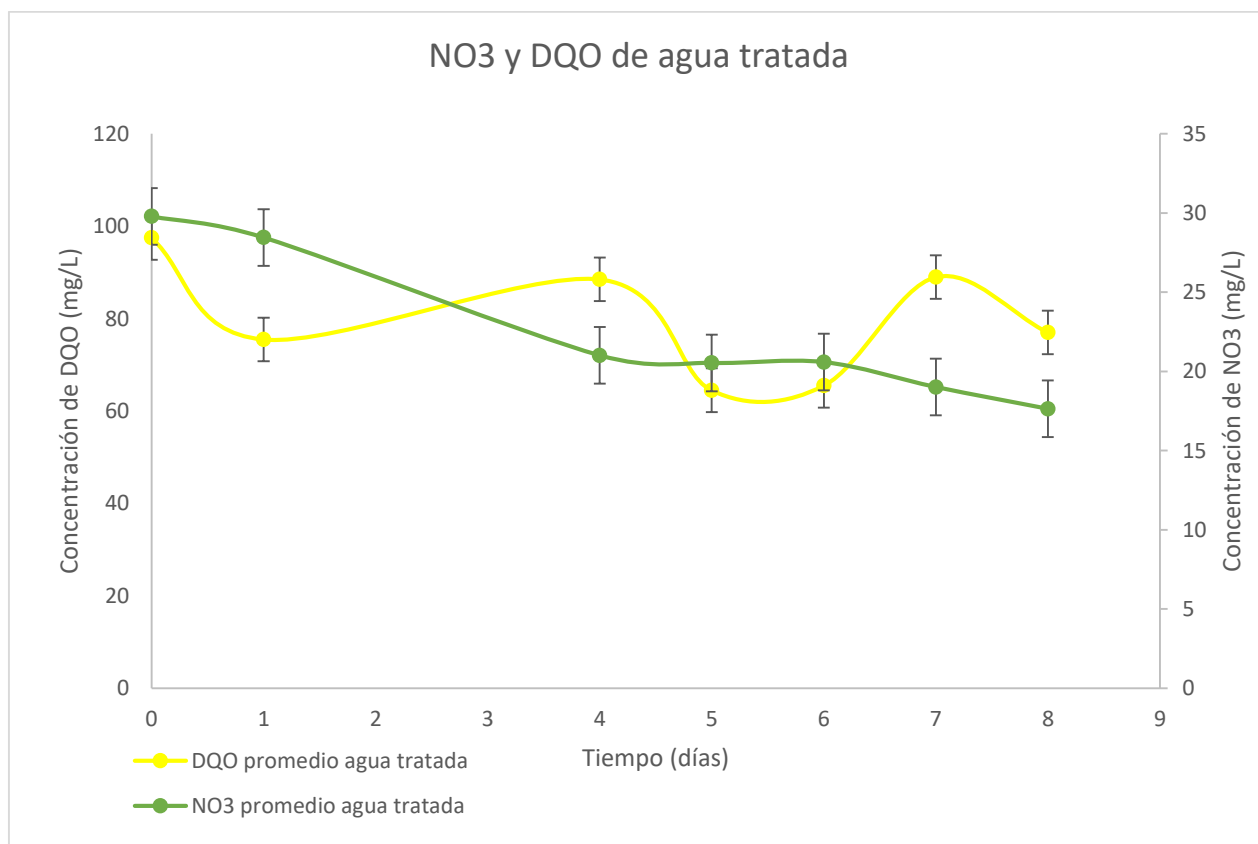


Ilustración 32 Perfil cinético del proceso desnitrificante con agua tratada.

La adición del agua tratada por el método electroquímico provocó una disminución drástica en la velocidad específica desnitrificante y heterotrófica.

Después de 9 días, el proceso desnitrificante alcanzó una E_{NO_3} de $40.77\% \pm 1.91$ y una eficiencia de remoción de DQO de $20.99\% \pm 3.16$. Las tasas de degradación de nitrato y DQO fueron de 3.83 ± 2.29 mg NO_3^- / g SSV d y 486.82 mg DQO/ g SSV d respectivamente, lo que indica un impacto negativo en la actividad desnitrificante.

Tabla 14. Comparación de velocidades específicas en el cultivo desnitrificante.

Velocidad específica	Agua tratada	Agua sintética
mg NO_3^- /g SSV d	3.83	58.58
mg DQO/ g SSV d	290.08	433.75



Como se puede apreciar en la Tabla 14 los cultivos desnitrificantes con agua tratada por el reactor electroquímico exhibieron menor tasa de desnitrificación y de consumo de DQO, en comparación con los controles de agua sintética, ya que el tratamiento electroquímico posiblemente pudo introducir compuestos inhibidores o alterar la comunidad microbiana, impactando negativamente la eficiencia de desnitrificación (Ceballos A. 2023). Por otra parte, la cinética observada en soluciones sintéticas puede no traducirse en muestras reales debido a la presencia de otras sustancias que pueden alterar las velocidades de reacción (Shamseali F., et. al., 2022)

Lectura de biogás (N₂) por desplazamiento

Se realizó el cálculo de volumen de nitrógeno gas generado a través de la reacción de desnitrificación de forma teórica y experimental para los cultivos en lote de agua sintética y agua tratada electroquímicamente para así determinar un posible efecto inhibitorio del agua pre-tratada en el último paso de la ruta desnitrificante. Se encontró una generación de 3.42 ± 0.40 mg N₂/L para agua sintética en contraste con los, 0.42 ± 0.20 mg N₂/L para agua tratada. En el caso del agua sintética, la mayor generación de N₂ se puede debe a que el medio de cultivo fue controlado y optimizado, con una fuente de carbón suficiente y ausencia de posibles inhibidores, como es el caso del agua tratada lo cual podría sugerir la presencia de inhibidores de la desnitrificación de manera global o incluso en su última etapa ya que no se realizó la cuantificación de otros gases como óxido nítrico y óxido nitroso. Esta inhibición en la generación de N₂ (alrededor del 82% de disminución) ocasionada por el tratamiento electroquímico pudo también ser potenciada en mayor o menor medida acaso por la disponibilidad de nutrientes que afectan de manera negativa la actividad desnitrificante.

Conclusiones de los cultivos en lote y recomendaciones

- El agua tratada por el reactor electroquímico afectó tanto la cinética en la desnitrificación. Para velocidad específica de consumo de nitratos el cultivo con agua tratada electroquímicamente fue de 3.83 mg NO₃⁻/g SSV d, lo cual representa una



disminución del 93.46% en comparación con el cultivo con agua sintética. La velocidad específica de consumo de DQO en el agua tratada fue de 290.08 mg DQO/g SSV d, un 33.12% menor que el valor observado en el agua sintética.

Además, se evaluó la generación experimental de N_2 y se encontró que fue significativamente menor en el agua tratada (0.42 ± 0.20 mg N_2/L) que el agua sintética (3.42 ± 0.40 mg N_2/L), indicando una caída de la eficiencia de generación de N_2 del 87.72% con respecto al cultivo en agua sintética, teniendo en cuenta que es posible que la reacción se haya detenido en productos intermedios como óxido nitroso (N_2O) o nitritos (NO_2^-).

- La menor eficiencia de desnitrificación y consumo de DQO y NO_3 en agua tratada, comparada con agua sintética, podría deberse a diferencias en la actividad microbiana o en la disponibilidad de sustratos o elementos traza, fundamentales para optimizar el proceso. Por otra parte, en el agua tratada es posible que la fuente de carbono estuviera limitada, por lo que tiene implicaciones afectando la actividad desnitrificante de las bacterias.

Los resultados sugieren que, aunque el tratamiento electroquímico puede ser eficaz para la remoción de contaminantes, la presencia de subproductos reactivos puede inhibir la actividad de los microorganismos desnitrificantes en fases posteriores, este impacto se vio reflejado en la menor velocidad de consumo de nitratos y DQO, así como en la baja generación de N_2 . Comparado con otros estudios, es necesario optimizar las condiciones de tratamiento electroquímico, por ejemplo, ajustando el potencial aplicado, utilizar un electrolito de soporte que no genere subproductos más tóxicos o pretratamientos adicionales, podría mitigar estos efectos y mejorar las tasas de remoción de nitratos y DQO.

Las futuras investigaciones podrían enfocarse en el análisis de los subproductos específicos y en como modificarlos o eliminarlos, realizando un estudio detallado para identificar los posibles inhibidores para no afectar de manera negativa los procesos biológicos, como la desnitrificación.



A su vez se podría optimizar la relación carbono/nitrógeno (C/N) en los cultivos para agua tratada para garantizar una mejor disponibilidad de la fuente de carbono como donador de electrones.

Este enfoque permitiría una mejor comprensión de los diferentes métodos y las condiciones de tratamiento que afectan la eficiencia de remoción de contaminantes, y como se puede mejorar las estrategias para optimizar la eliminación de nitratos y la calidad de agua tratada.

Los hallazgos de este estudio contribuyen al entendimiento de las interacciones entre tratamientos mixtos, electroquímico-biológico para agua de pozo, donde se destaca la necesidad de evaluar a detalle los efectos de los pretratamientos a procesos biológicos posteriores, así como la necesidad de optimizar las condiciones operativas de ambos tratamientos.



Tabla 15 Cronograma de trabajo

Actividad	Mes																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Revisión bibliográfica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Poner punto técnicas analíticas			X	X																				
Puesta en marcha del biofiltro					X	X	X	X	X															
Puesta en marcha del reactor electroquímico										X	X	X	X											
Acoplamiento del sistema combinado														X	X	X	X	X	X					
Redacción de tesis																				X	X	X	X	
Examen de grado																								X



Referencias

- A. Anfruns, J. Gabarró, R. Gonzalez-Olmos, S. Puig, M.D. Balaguer, J. Colprim,(2013) ***Coupling anammox and advanced oxidation-based technologies for mature landfill leachate treatment***, consultado en Journal of Hazardous Materials, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.027>.
- Abdallaa K. Z., & Hammam, G. (2014). ***Correlation between Biochemical Oxygen Demand and Chemical Oxygen Demand for Various Wastewater Treatment Plants in Egypt to Obtain the Biodegradability Indices***. Consultado en International Journal of Sciences: Basic and Applied Research el 07/05/2024 <https://www.gssrr.org/index.php/JournalOfBasicAndApplied/article/view/1382>
- Abdel-Aziz M. et. al., (2021) ***DFT and experimental study on adsorption of dyes on activated carbon prepared from Apple leaves***. Consultado septiembre de 2024 en Carbon lett. <https://doi.org/10.1007/s42823-020-00187->
- Albina P., et.al., (2019) ***Influence of hydrogen electron donor, alkaline pH, and high nitrate concentrations on microbial denitrification: a review***. Consultado octubre 2024 en international journal of molecular sciences <https://doi.org/10.3390/ijms20205163>
- Baiju, A; et. al. (2018) ***Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate***. Consultado oct. 2022 en [https://www.researchgate.net/publication/322722945 Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate](https://www.researchgate.net/publication/322722945_Combined_heterogeneous_Electro-Fenton_and_biological_process_for_the_treatment_of_stabilized_landfill_leachate)
- Bañuelos J., (2015) ***Tratamiento de agua contaminada mediante el uso de un electrodo tridimensional de carbón activado y/o modificado con hierro acoplado a un proceso Fenton electroquímico*** Tesis: Centro de investigación y desarrollo tecnológico en electroquímica
- Bañuelos, J., (2015) ***Tratamiento de agua contaminada mediante el uso de un electrodo tridimensional de carbón activado y/o modificado con hierro acoplado a un proceso fenton electroquímico***. Consultado oct. 2022 en: Centro de investigación y desarrollo tecnológico en electroquímica
- Bañuelos, J.; et. al. (2022) ***Remoción de materia orgánica recalcitrante en posibles fuentes de abastecimiento en la Ciudad de México, mediante el sistema de escoria de cobre, oxidantes y luz solar***. IMTA. Informe de Estudios y Proyectos de Planeación de Agua Potable.



- Barrera D., Carlos E. (2014) **Aplicaciones electroquímicas al tratamiento de aguas residuales.** UAEM, México: Reverté.
- Basu, D. O; et. al. (2015) **Applications of biofiltration in drinking water treatment a review.** Consultado en Sep. 2022 en Journal of Chemical Technology and Biotechnology <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jctb.4860>
- Beristain C. (2004) **Eliminación anóxica de carbono, nitrógeno y azufre por medio de un reactor de lecho fluidificado inverso.**(Tesis de maestría, Universidad Autónoma Metropolitana) consultado en <http://tesiuami.izt.uam.mx/uam/default.php El 21/04/2024>
- Beristain. R. (2009) **Phenol and sulfide oxidation in a denitrifying biofilm reactor and its microbial community analysis.** Consultado nov. 2022 en: [https://www.researchgate.net/publication/216031975 Phenol and sulfide oxidation in a denitrifying biofilm reactor and its microbial community analysis](https://www.researchgate.net/publication/216031975_Phenol_and_sulfide_oxidation_in_a_denitrifying_biofilm_reactor_and_its_microbial_community_analysis)
- Brandt C. et.al., (2020) **Abundance tracking by long-read nanopore sequencing of complex microbial communities in samples from 20 different biogas/wastewater plants.** Consultado Ago 2024 en <https://www.researchsquare.com/article/rs-8365/v2> <https://doi.org/10.21203/rs.2.17734/v2>
- Brillas, E; et. al. (2009) **Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry.** Consultado oct. 2022 en Departament de Química Física. DOI: 10.1021/cr900136g
- Ceballos A. et.al., (2023) **Ex situ electrochemical characterisation of fixed-bed denitrification biocathodes: a promising strategy to improve bioelectrochemical denitrification.** Consultado Ago 2024 en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140699>
- Chen, L., et.al., (2019) **Activated carbon as a cathode for water disinfection through the electro Fenton process.** Consultado Julio 2025 en https://www.mdpi.com/2073-4344/9/7/601?utm_source=chatgpt.com#app1-catalysts-09-00601 <https://doi.org/10.3390/catal9070601>
- Cherchi, C., Onnis-Hayden, A., El-Shawabkeh, I., Gu, A.Z., (2009) **Implication of using different carbón sources for denitrification in wastewater treatments.** Consultado en water enviroment El 22/05/2024 DOI:10.2175/106143009x12465435982610
- Chulluncuy C., Nadia C. (2011) **Tratamiento de agua para consumo humano.** Consultado oct. 2022 en Revista de Ingeniería industrial no.29. Universidad Nacional Mayor de San



Marcos: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=337428495008>

Colpas, F; et. al. (2017) **Área superficial de carbones activados y modificados obtenidos del recurso agrícola *Saccharum officinarum*** consultado sep. 2022 en <http://www.scielo.org.co/pdf/rcia/v34n2/v34n2a05.pdf>

CONAGUA (2007). **Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento**. Edición 2007: Consultado en nov 2023 en: <https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/Libros/11DisenoDePlantasPotabilizadorasTipoDeTecnologiaSimplificada.pdf>

CONAGUA (2018). **Estadísticas del agua en México**. Secretaria del Medio Ambiente. pp 124-129. México: CONAGUA.

Cong M., et. al., (2015) **Effect of disinfection method on odor and disinfection byproduct control in drinking water treatment**. Consultado Jun. 2024 en Desalination wáter and treatment en: <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1083890>

Consultado nov 2023 en Chemical Engineering Journal en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.09.093>.

Correa, M. A. & Sierra, J. H. (2004) **Remoción integrada de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en un sistema de filtros (biofiltros) en serie anaerobio/anóxico/aerobio en condiciones dinámicas**. Consultado nov. 2022 en Revista Redalyc: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43003101>

Cresson Romain, et. al. (2008). **Competition between planktonic and fixed microorganisms during the start-up of methanogenic biofilm reactors**. Consultado nov. 2022 en: Water Research. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.013>

Dibona P., Helmick J. (1992) **Control of biofilm growth in drinking water distribution systems**. Consultado nov 2023

Din Jing et. al. (2013) **Ammonium nitrogen removal from wastewater with a three-dimensional electrochemical oxidation system** Consultado en Water science & technology: Artículo PDF

Dincer A. & Kargi F. (2000) **Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes**. Consultado Ago 2024 en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141022900001459>
[https://doi.org/10.1016/S0141-0229\(00\)00145-9](https://doi.org/10.1016/S0141-0229(00)00145-9)



- Fernandez D., (2016) ***Estudios de un sistema electro Fenton basado en el acoplamiento de un lecho empacado de carbón activado y resinas para el tratamiento de aguas de aguas residuales***, Tesis: Centro de investigación y desarrollo tecnológico en electroquímico
- Forbes México (2018) ***CDMX, la quinta ciudad más habitada en el mundo: ONU***. Consultado nov. 2022 en Revista Digital Forbes: <https://www.forbes.com.mx/cdmx-la-quinta-ciudad-mas-habitada-en-el-mundo-onu/>
- Ganesan, R. (2014) ***Studies on Degradation of Reactive Dyes in the Textile Dyeing Effluent in a Solar Photo Fenton Process Coupled with a Sequential Batch Reactor***. Consultado oct. 2022 en <https://shodhganga.inflibnet.ac.in:8443/jspui/handle/10603/15518>
- Genç, A., & Kaleli, M. (2016). ***Understanding and Interpreting Cyclic Voltammetry***. *Journal of Chemical Education*.
- Gendy E. et al., (2022) ***A review on the adsorption mechanism of different organic contaminants by covalent organic framework (COF) from the aquatic environment***. Consultado septiembre 2024 en aquatic environment <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18726-w>
- Golovko O., et.al, (2020) ***Sorption characteristics and removal efficiency of organic micropollutants in drinking water using granular activated carbon (GAC) in pilot scale and full scale tests***. Consultado octubre 2024 en Department of aquatic sciences and assessment <https://doi.org/10.3390/w12072053>
- Govindan, K., et. al. (2020) ***Mechanisms for degradation and transformation of β -blocker atenolol via electrocoagulation, electro Fenton, and electro Fenton like processes*** Consultado septiembre 2024, en Graduate school of water resources <https://doi.org/10.1039/D0EW00114G>
- Harvey E. et al, (2022) ***Measuring the grain size distributions of mass movement deposits***. Consultado en septiembre 2024, en Earth Surface processes and landforms. doi: 10.1002/esp.5337
- Hasan, H. A., & Muhammad, M. H. (2020). ***A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources***. Consultado enero 2025 en Journal of Water Process Engineering. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>



- Hassan M, Zhao Y, Xie B., (2016) **Employing TiO_2 photocatalysis to deal with landfill leachate:** <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.09.093>
- Henze, Mogens (2008) **Biological Wastewater: Principles, modeling and design.** Consultado nov. 2022 en [https://www.researchgate.net/publication/274255669 Biological Wastewater Treatment Principles Modeling and Design](https://www.researchgate.net/publication/274255669_Biological_Wastewater_Treatment_Principles_Modeling_and_Design)
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.060>
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653523029697?via%3Dihub>
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140699>
- Ibañez, C. G; et. al. (2017) **Química ambiental**, Nueva York: McGraw-Hill
- Ingole W. & Burghate P., (2014) **Biological denitrification.** Consultado Jun 2024 en Journal of Environmental Science, Computer Science and Engineering & Technology en: [https://www.researchgate.net/publication/259811692 Biological Denitrification- a Review](https://www.researchgate.net/publication/259811692_Biological_Denitrification_a_Review)
- Jensen N. (2000) **Approach to steady state in completely mixed flow reactors.** Consultado octubre 2024 en Journal of environmental engineering doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2001)127:1(13)
- Khouni, I., et. al., (2011) **Decolourization of the reconstituted textile effluent by different process treatments: enzymatic catalysis, coagulation/flocculation and nanofiltration process.** Consultado nov 2023 en revista Elsevier Desalination: doi:10.1016/j.desal.2010.09.046
- Kohsaka K., Abdul Talib S., Yin. Y (2007) **Effect of anoxic transformation processes in municipal wastewater on pH and oxidation reduction potential.** Consultado octubre 2024 en International symposium on sanitary and environmental engineering
- Kronka S. et al., (2020) **Tailoring the ORR selectivity for H_2O_2 electrogeneration by modification of printex L6 carbon with 1,4 naphthoquinone: a theoretical, experimental and environmental application.** Consultado septiembre 2024 en Material advances. <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2020/ma/d0ma00290a>
- Letterman D. R. (1999) **Water quality and treatment.** Consultado en: American Water Works Association McGraw Hill, consultado el 21/05/2024
- López, B.M, I.F. (2008) **Comportamiento de un reactor de Biopelícula para tratamiento de agua residual a diferentes velocidades de flujo.** Consultado nov. 2022 en Revista



Mexicana de Ingeniería Química: <https://www.redalyc.org/pdf/620/62011164001.pdf>

Malovanyy Andriy (2015) **Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitrification/anammox process.** Consultado oct. 2022 en Revista Elsevier. Artículo PDF.

Martínez H., S (2007) **Análisis Ecofisiológico de la desnitrificación en presencia de acetato y tolueno.** Tesis: UAM Iztapalapa.

Mateju, V.; et. al., (1992) **Biological water denitrification- A review. Enzyme Microb. Technol.** Consultado oct. 2022 en Institute of Microbiology: https://www.researchgate.net/publication/256396482_Biological_water_denitrification-A_review

Menon, P; et. al. (2020) **Electro-Fenton assisted sonication for removal of ammoniacal nitrogen and organic matter from dye intermediate industrial wastewater** Consultado sep. 2022 en Department of Civil Engineering, School of Technology. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128739>

Merhdadi, N; et. al. (2006) **Determination of Design Criteria of an H-IFAS Reactor in Comparison with and Extended Aeration activated Sludge Process.** Consultado en nov. 2022 en Scientific Information Database: https://www.researchgate.net/publication/26488529_Determination_of_design_criteria_of_an_IFAS_reactor_in_comparison_with_an_extended_aeration_activated_sludge_process

Metcalf & Eddy (2003) **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** China: McGraw Hill.

Metcalf & Eddy, (1994) **Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales.** Colombia: Labor, S.A.

Meza E. (2008) **Efecto de distintos mediadores redox en la eliminación simultánea de sulfuro y p-cresol por vía desnitrificante.** (Tesis de doctorado, Universidad Autónoma Metropolitana) consultado en <http://tesiuami.izt.uam.mx/uam/default.php EI/22/05/2024>

Meza, E., (2008) **Efectos de distintos mediadores redox en la eliminación simultánea de sulfuro y p-cresol por vía desnitrificante.** Tesis: UAM Iztapalapa.

Minghua, Z; et. al. (2018) **Electro-Fenton process: new trends and scale-up.** Singapur, Springer Nature.



- Mohseni Bandpi et.al (2013). **Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review**. Water Research. Consultado en Revista de ciencias e ingeniería de salud ambiental: Artículo PDF
- Moreira, F. C., Boaventura, R. A. R., Brillas, E., & Vilar, V. J. P. (2017). **Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters**. Consultado septiembre 2024 Applied Catalysis B: Environmental <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.08.037>
- Muñoz M., Morales, A., et al. (2023) **Evaluating key properties of carbon materials as cathodes for the electrogeneration of hydrogen peroxide**, consultado en octubre 2023 <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2023.118082>.
- Naciones Unidas (2022). **La urbanización sostenible ha de llegar a todos los países, y no ser un beneficio de unos pocos**. Consultado Sep. En Noticias ONU <https://news.un.org/es/story/2022/04/1507862>
- Neyens E, Baeyens J. (2003) **A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique**. *Journal of Hazardous Materials*. Consultado nov. 2022 en <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12628776/>
- Niskanen, Raina (2022) *Journal of Food Agriculture and Environment*. Finland: Council member. <https://doi.org/10.1234/4.2006.944>
- Ortega F., Nuria M. (2009) **La crisis hídrica de la ciudad de México: Dimensiones y alternativas**. Consultado en nov. 2022 en Casa del tiempo. Ensayo PDF: https://www.uam.mx/difusion/casadeltiempo/29_iv_mar_2010/casa_del_tiempo_eIV_n_um29_16_21a.pdf
- Oturan M, Brillas E. (2007) **Electrochemical Advanced Oxidation Processes (EAOPs) for Environmental Applications**. Consultado nov. 2022 en https://www.researchgate.net/publication/245573310_Electrochemical_Advanced_Oxidation_Processes_EAOPs_for_Environmental_Applications
- Oturan, M., Brillas, E. (2011) **Electro Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry**. Consultado octubre 2024 en Chemical review. <https://doi.org/10.1021/cr900136g>
- Pala A. & Bölükbas O. (2005) **Evaluation of kinetic parameters for biological CNP removal from municipal wastewater through batch tests**. Consultado Ago 2024 en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032959204000895>
- Panizza, M; et. al. (2009) **Electro-Fenton degradation of synthetic dyes**. Consultado sep. 2022 en



<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135408004958?via%3Dihub>

Peñafiel, R., et. al. (2016) **Eliminación de nitrógeno y contaminación orgánica de agua residual industrial pretratada en lagunas anaeróbicas mediante un filtro de arena.** Consultado sep. 2022 en: <https://es.scribd.com/document/466132024/1A>

Pereda C. et. al., (2010) **Automatic volumetric gas flow meter for monitoring biogas production from laboratory-scale anaerobic digester.** Consultado Ago 2024 en <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925400510002662?via%3Dihub>
<https://doi.org/10.1016/j.snb.2010.03.053>

Pérez, R.; et. al. (s.f.) **¿El valle del Mezquital, fuente de abastecimiento para el Valle de México?** Consultado nov. 2022 en Instituto de Ingeniería de la UNAM: <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/11/El-agua-del-valle-del-Mezquital-fuente-de-abastecimiento-para-el-Valle-de-M%C3%A9xico.pdf>

Ramirez B., Rondan V., Ortiz L., Silva. S., Álvarez A. (2016) **Semi-empirical chemical model for indirect advanced oxidation of Acid Orange 7 using an unmodified carbon fabric cathode for H₂O₂ production in an electrochemical reactor** <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.004>

Rchna , Sharma SK, Chander Sobti R (2012) **Nitrate removal from ground water: a review.** E-J Chem, consultado dic 2023. DOI:10.1155/2012/154616

Rezvani F., Sarrafzadeh H. M., Ebrahimi S., (2017) **Nitrate removal from drinking water with a focus on biological methods: a review** Consultado en: Water industry: Water health nexus, el 01/05/2024 DOI 10.1007/s11356-017-9185-0

Romero M., (2008) **Tratamientos utilizados en la potabilización el agua.** Boletín informativo. Consultado en noviembre 2023, Facultad de ingeniería, Universidad Rafael Landívar, en: https://fgsalazar.net/LANDIVAR/ING-PRIMERO/boletin08/URL_08_ING02.pdf

Sahraei A (2013) **Wastewater treatment obtained from the Imam Khomein's refinery using electro-Fenton technique.**, consultado en sep 2023 en: Arak University

Salgado, A., Sandra, Y., (2020) **Tratamiento de efluentes secundarios EDAR mediante el proceso foto-fenton solar** Tesis: Departamento de ingeniería química Universidad de Almería.

Sánchez, E.; et. al. (2016) **Compuestos nitrogenados indicadores de estrés en respuesta a las dosis tóxicas y deficientes de nitrógeno en frijol ejotero.** Consultado oct 2022 en revista Scielo, Nova Scientia:



https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-07052016000100228#:~:text=Los%20compuestos%20nitrogenados%20indicadores%20de%20estr%C3%A9s%20solamente%20se%20acumulan%20bajo,solamente%20de%20estr%C3%A9s%20por%20toxicidad

Shamseali F. et.al., (2022) ***Electrochemical Denitrification of Synthetic Aqueous Solution and Actual Contaminated Well Water: RSM Modeling, Kinetic Study, Monte Carlo Optimization, and Sensitivity Analysis.*** Consultado Ago 2024 en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2022/1374993>
<https://doi.org/10.1155/2022/1374993>

Siddika, M., et. al., (2024) ***Kinetics of electrocatalytic oxygen reduction reaction over an activated glassy carbon electrode in an alkaline medium.*** Consultado Julio 2025. https://www.mdpi.com/2073-4344/14/3/164?utm_source=chatgpt.com#
<https://doi.org/10.3390/catal14030164>

Silva, C., (2020) ***Adaptación y evaluación de tecnologías para potabilizar agua de calidad compleja.*** IMTA, Coordinación de tratamiento y calidad del agua. Informe.

Soto O., Aspe E., Roeckel M. (2007) ***Kinetics of cross inhibited denitrification of a high load wastewater.*** Consultado Ago 2024 en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141022906005722>
<https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2006.11.014>

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 20ed., New York, 1998

Tar, G. (2003). ***Tratamiento de potabilización del agua.*** Consultado nov 2023 en Escuela Universitaria Politécnica de Sevilla: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/32316131/Tratamiento_de_potabilizacion_del_agua_%28Grupo_TAR%29.pdf20131114-15257-1nahvdy-libre-libre.pdf?1384461936=&response-content

Tonk S. et al., (2021) ***Factors affecting synthetic dye adsorption; desorption studies: a review of results from the last five years (2017-2021).*** Consultado septiembre de 2024 en environmental science department <https://doi.org/10.3390/molecules26175419>

Touratier F., et. al., (1999) ***Model of bacterial growth influenced by substrate C: N ratio and concentration.*** Consultado octubre 2024 en Aquatic microbial ecology <https://www.int-res.com/articles/ame/19/a019p105.pdf>



- Unam (2023) ***cursos nucleares electro parte 3***. Consultado junio 2025 en
- Universidad Politécnica de Sevilla (s.a) ***Manual del carbón activo*** Consultado nov. 2022 en elaguapotable.com
- Vilhunen, Sari; et. al. (2010) ***Removal of organic matter from a variety of water matrices by UV photolysis and UV/H2O2 method***. Consultado oct. 2022 en Department of Environmental Sciences: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.070>
- Vo- Minh Nguyen H., Hur, J., & Shin, H.-S. (2022). ***Humic acids and fulvic acid: characteristics, sorption on hydrofobic organic contaminants, and formation of disinfection by products during chlorination***. Consultado septiembre 2024 IntechOpen doi: 10.5772/intechopen.105518
- Wolfe, A., & Patz, J., (2002) ***Reactive nitrogen and human health: Acute and long term implications***. Consultado sept 2023-en Bio one research envolved <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.120>
- Won, Seung G. (2015) ***Nitrogen Removal from Milking Center Wastewater via Simultaneous Nitrification and Denitrification Using a Biofilm Filtration Reactor***. Consultado sep. 2022 en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25925067/>
- Yang W., Watson V.J., Logan B.E., (2016) ***Substantial Humic Acid Adsorption to Activated Carbon Air Cathodes Produces a Small Reduction in Catalytic Activity*** Consultado en: Environmental science and technology, el 23/05/2024 DOI: 10.1021/acs.est.6b00827
- Yavuz Y. (2007) ***EC and EF processes for the treatment of alcohol distillery wastewater***. Consultado nov. 2022 en: Sep. Pur. Tech. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.08.022>
- Yin H. et al., (2024) ***recent advances in carbon based single atom catalyst for electrochemical oxygen reduction to hydrogen peroxide in acidic media***. Consultado septiembre 2024, en Department of polymer materials and engineering, college of material and metallurgy. <https://doi.org/10.3390/nano14100835>
- Yongchun P., et.al., (2023) ***Salinity and high reduce denitrification rates by inhibiting denitrifying gene abundance in a saline alkali soil***. Consultado octubre 2024 en nature research <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29311-7>
- Yuan, Y., Zhou, X., Zhang, W., Zheng, X., & Sun, J. (2019). ***Nitrate removal performance and microbial community analysis in an upflow denitrifying biological filter***. Consultado en Journal of Environmental



- Z. Abbas., & A. Abbas., (2018) ***Organics deterioration from aqueous solutions electro Fenton process.*** Consultado en IOPS conference series: materials and engineering. DOI 10.1088/1757-899X/454/1/012147
- Zhong L., Fu-mei L., Shu-hua Y., (2011) ***Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using activated carbon loaded with Fe (III) oxide,*** consultado en Nov 2023 en: New carbon materials: [https://doi.org/10.1016/S1872-5805\(11\)60083-8](https://doi.org/10.1016/S1872-5805(11)60083-8).
- Zhou, M., et. al., (2018) ***Electro-Fenton process new trends and scale up.*** Springer. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-6406-7>
- Zwietering H.M. et. al. (1990) ***Modeling of the bacterial growth curve.*** Consultado Nov 2024 en Department of food science, agricultural university Wageningen doi: 10.1128/aem.56.6.1875-1881.1990