



Fotocatálisis tipo Fenton con Mn (II) en agua residual. Fenton-Like Photocatalysis with Mn(II) in Wastewater

I. C. Plata ^a, C. Romo-Gómez ^a, C. Camacho-López ^{a,*}, O. A. Acevedo-Sandoval ^a, C. A. González-Ramírez ^a, F. Salas-Martínez ^a.

^aÁrea Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184, Pachuca, Hidalgo, México.

Resumen

El proceso Foto-Fenton es una alternativa prometedora para la eliminación de contaminantes orgánicos en agua residual, no obstante, está limitado a un pH de trabajo de 3-4. Por ello, se han estudiado metales de transición como el Mn que no limiten el desempeño del proceso. El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar el proceso foto-Fenton con Mn (II) para la degradación de contaminantes en agua residual. Se realizaron ensayos Mn (10 - 100 mg L⁻¹) y H₂O₂ (150 - 600 mg L⁻¹) con relaciones Fe/Mn de 0.2, 0.5, 0.7 y 1, y agua residual al 10, 20, 40, 60, 80 y 100 %. Se logró eliminar la mayor cantidad de contaminantes del agua residual en ensayos con 50 mg L⁻¹ de Mn²⁺ y 600 mg L⁻¹ de H₂O₂. En los ensayos con Fe/Mn igual a 0.7, se obtuvieron las mayores degradaciones de contaminantes. El ion Mn²⁺ actuó como co-catalizador en el sistema foto-Fenton, mejorando el mecanismo clásico con Fe²⁺.

Palabras Clave: Degradación, Foto-Fenton, Manganeso, Agua residual.

Abstract

The photo-Fenton process is a promising alternative for the removal of organic contaminants in wastewater; however, it is limited to an optimal working pH range of 3-4. For this reason, transition metals such as Mn have been studied as potential alternatives that do not restrict the operational pH of the process. The objective of this study was to evaluate the photo-Fenton process using Mn(II) for the degradation of contaminants in wastewater. Experiments were conducted with Mn concentrations ranging from 10 to 100 mg L⁻¹ and H₂O₂ concentrations from 150 to 600 mg L⁻¹, using Fe/Mn molar ratios of 0.2, 0.5, 0.7, and 1. Wastewater dilutions of 10%, 20%, 40%, 60%, 80%, and 100% were tested. The highest contaminant removal was achieved using 50 mg L⁻¹ of Mn²⁺ and 600 mg L⁻¹ of H₂O₂. The assays with a Fe/Mn ratio of 0.7 resulted in the greatest degradation efficiencies. Mn²⁺ acted as a co-catalyst in the photo-Fenton system, enhancing the classical Fe²⁺-based mechanism.

Keywords: Degradation, Photo-Fenton like, Manganese, Wastewater.

1. Introducción

El agua es un recurso esencial para el desarrollo de diversas actividades humanas, así como la supervivencia de los seres vivos en el planeta. Esta cubre el 70 % de la superficie terrestre y menos del 1 % está disponible para consumo humano y de animales (Süme *et al.*, 2025). Sin embargo, las actividades antrópicas han sido, por muchos años, una fuente de emisión de contaminantes hacia el agua. Los agentes contaminantes se clasifican como físicos, químicos y biológicos (Osorio *et al.*, 2025; Sanchis-Perucho *et al.*, 2024). Dentro de los químicos, se subdividen en contaminantes orgánicos biodegradables y no biodegradables, los cuales agotan el oxígeno disuelto en el

agua y afectan la vida acuática. Dentro de los contaminantes mayormente reportados en el agua se encuentran los fármacos, colorantes, hormonas, compuestos petroquímicos, por mencionar algunos (Bao *et al.*, 2025). Estos provienen de diversas actividades humanas, son altamente estables, bioactivos y persistentes y, se ha reportado que, generan efectos carcinogénicos y mutagénicos en seres humanos (Bao *et al.*, 2025; Donga *et al.*, 2025; Liu *et al.*, 2025). En el medio ambiente, pueden generar toxicidad, disrupción endócrina en biota acuática, pero también, incrementan la demanda química de oxígeno (DQO) (Saravanan *et al.*, 2022).

Los procesos convencionales de tratamiento de agua son poco eficientes para la eliminación de este tipo de compuestos.

*Autor para la correspondencia: cesar_camacho@uaeh.edu.mx

Correo electrónico: pl358183@uaeh.edu.mx (Ivón Claudia Plata), claudiar@uaeh.edu.mx (Claudia Romo Gómez), cesar_camacho@uaeh.edu.mx (César Camacho López), acevedo@uaeh.edu.mx (Otilio Arturo Acevedo Sandoval), cramirez@uaeh.edu.mx (César Abelardo González Ramírez), fernando_salas@uaeh.edu.mx (Fernando Salas Martínez).

Por ello, se han estudiado diversos procesos fisicoquímicos con el objetivo de mejorar la degradación de contaminantes, o bien, con la finalidad de reducir la concentración de materia químicamente oxidable y transformarla hacia compuestos de fácil biodegradabilidad.

Una de las alternativas para reducir la carga orgánica en agua es mediante el uso de procesos de oxidación avanzada (POA) (El-Gawad *et al.*, 2024). En los POA se oxidan contaminantes orgánicos a través de la interacción con radicales $\bullet\text{OH}$, los cuales son generados a partir de ozonificación, electrólisis y fotocatalisis (Huang *et al.*, 2008). Los radicales libres no son selectivos lo que permite degradar cualquier especie orgánica presente, siendo una alternativa para su implementación en el tratamiento de agua residual (Saravanan *et al.*, 2022; Yasar *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2008).

La fotocatalisis se basa en la reacción entre un catalizador metálico y H_2O_2 para la generación de radicales $\bullet\text{OH}$ por acción de la radiación ultravioleta (Zhu y Wang, 2017). El proceso catalítico foto Fenton forma parte de este grupo, en donde, a través de radiación UV, peróxido de hidrógeno y sales de hierro (Fe^{2+}), se generan radicales $\bullet\text{OH}$ para la degradación de contaminantes (García y Brillas, 2017; Cuerda-Correa *et al.* 2020). Además, el uso de radiación UV proveniente del sol permite una degradación sustentable y económica, en comparación con sistemas en los que es necesario el uso de lámparas de radiación UV (Abdelbaky *et al.*, 2023). Adicionalmente, el proceso foto Fenton es considerado una alternativa eficiente debido a su alta capacidad oxidativa, baja toxicidad, además de su costo relativamente bajo, estabilidad química y operación a temperatura ambiente (García y Brillas, 2017; Sajjad *et al.* 2020).

En los procesos Fenton, se han estudiado diferentes catalizadores a base de Fe (Fe_3O_4 , FeOOH y Fe^0) (Mohammed, 2022). Sin embargo, el desarrollo de catalizadores metálicos con altos rendimientos y bajo diferentes condiciones ambientales sigue siendo un desafío, ya que el uso de Fe presenta ciertas limitaciones como es el caso del pH de trabajo, lo que compromete su actividad catalítica y, además, muestra un 3 y 5 % de absorción de radiación UV emitida por el sol (Mo *et al.*, 2023; Vavilapalli *et al.*, 2022; Abdelbaky *et al.*, 2023). Por lo anterior, se han buscado alternativas para sustituir el uso de Fe en procesos Fenton. El Manganeseo, es un metal que posee múltiples estados de oxidación con actividad catalítica, posicionándolo como un candidato para su uso en procesos tipo Fenton. Se ha reportado el uso de Mn en la degradación de antibióticos como sulfametoxazol y tetraciclina, obteniendo eficiencias de eliminación superiores al 90 % en periodos de tiempo que van desde los 30 hasta los 300 minutos (Fajardo-Puerto *et al.*, 2025; Zhang *et al.*, 2025). Por lo anterior, el estudio de otro tipo de metales de transición como el manganeso (Mn), es una alternativa atractiva y en continuo estudio para la mejora del desempeño de los procesos foto-Fenton, sin restricciones de pH o la interacción con otros compuestos. Es por ello que, el objetivo del presente trabajo consistió en evaluar el proceso foto Fenton con Mn para el tratamiento de agua residual.

2. Metodología

2.1. Toma de muestra y caracterización.

Se tomaron muestras de agua residual del Río Salado, en el municipio de Atotonilco de Tula, Hidalgo. Estas fueron caracterizadas fisicoquímicamente mediante el análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos disueltos totales (TDS), Carbono Orgánico Total (TOC), Carbono Total (TC), Carbono inorgánico (IC), pH, Nitrógeno de nitrato (N-NO_3^-) y conductividad eléctrica (EC).

2.2. Ensayos con Mn (II).

Para evaluar la actividad catalítica de Mn (II) con agua residual, se estableció un diseño factorial completo 3^2 con Mn (10, 50 y 100 mg L^{-1}) y H_2O_2 (150, 300 y 600 mg L^{-1}). Los ensayos resultantes del diseño se realizaron por duplicado en matraces de 500 mL, con agitación magnética y bajo exposición a luz solar durante 3 horas.

2.3. Ensayos con Fe (II) y Mn (II).

Para evaluar la capacidad fotocatalítica de la mezcla de Fe (II) y Mn (II) con agua residual, se realizaron ensayos a relaciones de Fe/Mn de 0.2, 0.5, 0.7 y 1, manteniendo una concentración de 50 mg L^{-1} de Fe^{2+} . Los experimentos, se realizaron en matraces de 150 mL con agitación magnética y con agua residual al 10, 20, 40, 60, 80 y 100 % (v/v), con 600 mg L^{-1} de H_2O_2 , bajo exposición de luz solar durante 2 horas. Todos los ensayos se realizaron por duplicado y se tomaron muestras líquidas al finalizar los experimentos.

2.4. Variables evaluadas

Las concentraciones de carbono orgánico total, carbono inorgánico, carbono total y nitrógeno total fueron cuantificadas mediante un analizador de carbono orgánico total (TOC-LCPH/CPN) marca SHIMADZU. Las concentraciones de sólidos disueltos totales, pH, conductividad eléctrica, DQO y N-NO_3^- fueron determinadas de acuerdo con APHA (1999).

Los ensayos fueron evaluados mediante el cálculo de eficiencias de degradación (E) como se presenta en la ecuación 1.

$$E = \left(\frac{C_o - C_t}{C_o} \right) * 100 \quad (1)$$

En donde, C_o es la concentración inicial del contaminante en mg L^{-1} y C_t la concentración del contaminante en el tiempo en mg L^{-1} .

3. Resultados y discusión.

3.1. Degradación de carbono orgánico con Mn (II).

Los resultados del análisis fisicoquímico del agua residual proveniente del municipio de Atotonilco de Tula se muestran en la Tabla 1. Se obtuvieron concentraciones de carbono total, carbono orgánico total y carbono inorgánico en el agua residual de 340.62 ± 0.113 , 120.66 ± 0.742 y 231.89 ± 0.098 mg L^{-1} , respectivamente. Se obtuvo una demanda química de oxígeno por arriba de los 331.85 ± 55.323 mg L^{-1} , así como

una concentración de sólidos disueltos totales de $960.66 \pm 3.124 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabla 1: Resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual.

Parámetro	Concentración (mg L^{-1})
DQO	331.85 ± 55.323
TDS	960.66 ± 3.124
TC	340.62 ± 0.113
TOC	120.66 ± 0.742
IC	231.89 ± 0.098
pH	7.11 ± 0.010
N- NO_3^-	2.23 ± 0.755
EC**	1365.75 ± 2.500

** EC in $\mu\text{S cm}^{-1}$

Los resultados obtenidos de las eficiencias en cada ensayo propuesto en el diseño factorial se presentan en la Tabla 2. Estos experimentos tuvieron una duración de 180 minutos y se observó que, al aumentar la concentración de Mn^{2+} , incrementó la eficiencia de degradación de carbono orgánico en agua residual. En el ensayo con 50 mg L^{-1} de Mn^{2+} y 600 mg L^{-1} de H_2O_2 , se obtuvieron las mayores eficiencias de degradación de carbono, alcanzando una E de 45.89% para Carbono Orgánico Total en 180 minutos. Por ello, los posteriores ensayos con la mezcla de Fe^{2+} y Mn^{2+} se realizaron con 50 mg L^{-1} de Mn^{2+} y 600 mg L^{-1} de H_2O_2 .

Tabla 2: Eficiencia de degradación de carbono orgánico total en el agua residual a diferentes concentraciones de Mn y peróxido de hidrógeno.

H_2O_2 [mg L^{-1}]	Mn [mg L^{-1}]		
	10	50	100
150	7.15 ± 0.97	19.40 ± 0.15	23.78 ± 0.01
300	0.00 ± 0.00	17.64 ± 0.19	31.71 ± 0.18
600	5.87 ± 1.90	45.89 ± 0.13	13.89 ± 0.01

En los ensayos con (mg L^{-1}) Mn^{2+} (10) y H_2O_2 (300), la concentración de carbono orgánico disuelto aumentó, por lo que la eficiencia fue cero. Este fenómeno fue observable en otros ensayos, donde la concentración de carbono aumentó y no disminuyó, sugiriendo que el uso de Mn^{2+} y H_2O_2 promueve que las partículas suspendidas no solubles fueron transformadas a compuestos solubles, aumentando la concentración de TOC en el agua. Una alternativa para evitar que la concentración de carbono orgánico aumente es elevar la concentración de H_2O_2 con la finalidad de degradar por completo el carbono presente. Sin embargo, se ha reportado que un exceso de peróxido podría reducir la eficiencia de la reacción debido a un efecto depurador en el que los radicales $\bullet\text{OH}$ son consumidos en exceso, promoviendo su inactivación y con ello, la producción de O_2 y H_2O (Giménez et al. 2024; Giménez et al. 2020).

Adicionalmente, en los ensayos se observó la formación de carbono inorgánico como se muestra en la Tabla 3, obteniéndose una mayor producción en el ensayo con 50 mg L^{-1} de Mn^{2+} y 600 mg L^{-1} de H_2O_2 . Bajo estas condiciones se obtuvieron las mayores eficiencias de degradación (Tabla 2).

Estos resultados sugieren que el proceso foto-Fenton con Mn^{2+} presenta la capacidad para mineralizar el carbono orgánico.

El carbono inorgánico puede estar presente en forma de HCO_3^- y CO_3^{2-} , ya que el pH de los ensayos se mantuvo entre 7.12 y 8.03. La interacción entre los iones carbonato y manganeso en presencia de H_2O_2 favorecieron la formación de radicales carbonatos. A diferencia de los radicales hidroxilos, los radicales carbonatos tienen una vida media más larga y son altamente selectivos, interactuando preferentemente con moléculas como anilinas o fenoles (Bandala et al. 2007).

Tabla 3: Concentraciones de carbono inorgánico (mg L^{-1}) resultantes de los ensayos con agua residual a diferentes concentraciones de Mn(II) y peróxido de hidrógeno.

H_2O_2 [mg L^{-1}]	Mn [mg L^{-1}]		
	10	50	100
150	4.23 ± 0.30	13.76 ± 0.34	ND
300	2.01 ± 0.01	ND	ND
600	2.04 ± 0.36	18.28 ± 0.01	ND

ND: No detectado

3.2. Evaluación de pH

Los resultados de la evaluación de pH en los ensayos foto-Fenton con Mn^{2+} se muestran en la Figura 1. En esta última, se observó que el pH aumentó de 7.11 hasta 8.15, y a pesar de ello, el proceso no presentó afectaciones en la eficiencia de degradación de carbono.

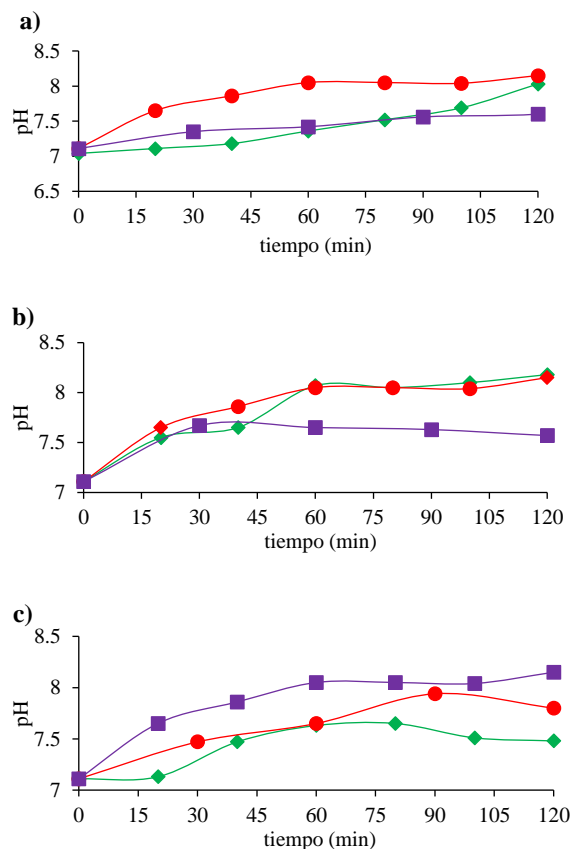


Figura 1. Evaluación del pH durante el proceso foto-Fenton con Mn^{2+} a (a) 10, (b) 50 y (c) 100 $mg L^{-1}$ y con H_2O_2 (♦) 150, (●) 300 y (■) 600 $mg L^{-1}$ de H_2O_2 .

El proceso foto-Fenton convencional depende en gran medida del pH para la formación óptima de radicales hidroxilos. El nivel de acidez de la solución modifica la velocidad de formación de $\bullet OH$, así como el tipo de especies de hierro presentes (Mohammed y AlJaberi, 2018). En sistemas Fenton clásicos con Fe^{2+} , el pH disminuye debido a la formación de ácidos orgánicos y la liberación de H^+ (Sajjad *et al.*, 2020). Caso contrario, el incremento de pH se atribuye a la formación de complejos de hidróxido férrico (Fe^{3+}) que dificultan la hidrólisis de H_2O_2 . El Fe^{3+} no tiene la capacidad de transferir electrones, solo Fe^{2+} , lo que reduce la eficiencia de degradación de carbono en el agua (El-Gawad *et al.*, 2024; Mohammed y AlJaberi, 2018). Además, el potencial de oxidación de radicales hidroxilos se debilita con el aumento del pH (Mohammed y AlJaberi, 2018). No obstante, en el presente trabajo el aumento de pH fue atribuido a la formación de carbono inorgánico en las muestras, así como de otras especies inorgánicas como SO_4^{2-} (Huang *et al.*, 2024). Del mismo modo, dicho incremento en el pH no afecta el proceso lo que destaca el uso de Mn^{2+} en comparación con Fe^{2+} .

El Mn presenta dos estados activos de oxidación, Mn^{2+} y Mn^{4+} , y uno de transición, Mn^{3+} . Específicamente, Mn^{2+} y Mn^{4+} favorecen la transferencia de electrones en comparación con Mn^{3+} . Estos permiten un desempeño eficiente a pH ácidos y alcalinos. De acuerdo con Hussain *et al.* (2021), Mn^{4+} favorece la reacción en condiciones ácidas y Mn^{2+} , en condiciones alcalinas. Esto permite que la acidez del medio no sea factor que modifique la reacción foto-Fenton con Mn^{2+} .

3.3. Evaluación de la conductividad eléctrica

La Figura 5 muestra los resultados obtenidos de la conductividad eléctrica medida en los diferentes ensayos con 10, 50 y 100 $mg L^{-1}$ de Mn^{2+} y con 150, 300 y 600 $mg L^{-1}$ de H_2O_2 . Estos resultados muestran que la conductividad disminuye ligeramente de 1360 a 1330 μs , considerándose constante en todos los ensayos. Con ello, se descarta que la formación de iones HCO_3^- , CO_3^{2-} o SO_4^{2-} modifiquen la conductividad del agua. Lo anterior se debe a que los radicales hidroxilos generados en el proceso foto-Fenton no eliminan especies iónicas, sino que actúan principalmente sobre la degradación de materia o compuestos orgánicos (Huang *et al.*, 2024)

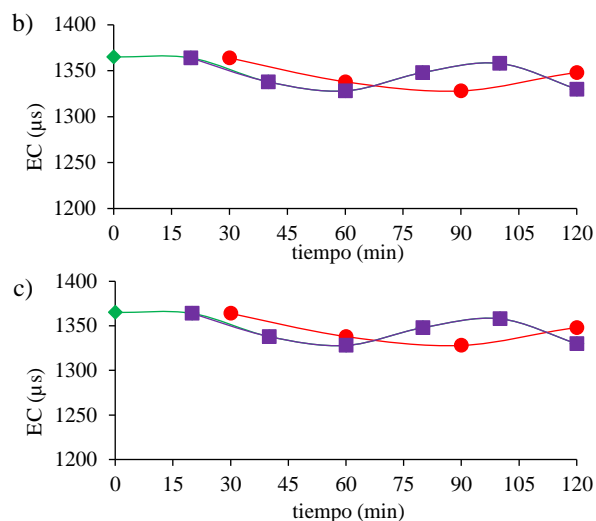
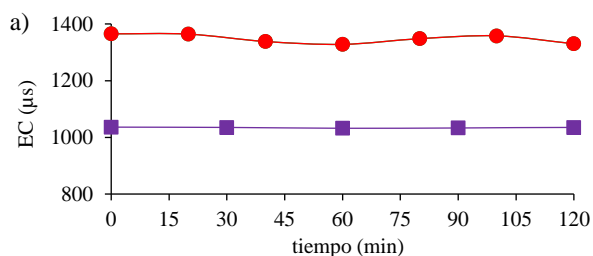
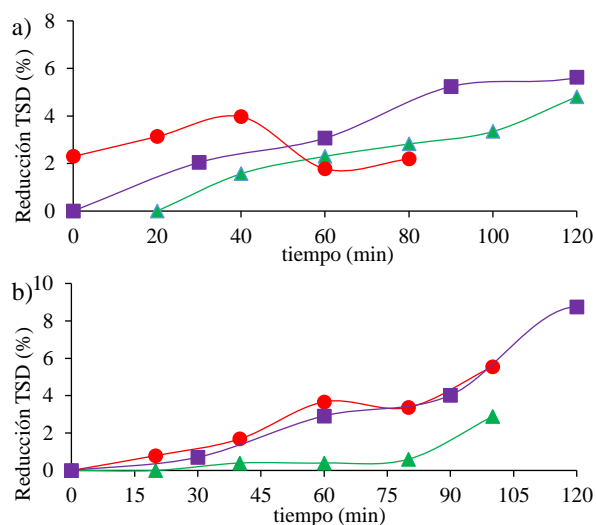


Figura 2. Resultados de la conductividad eléctrica en los ensayos foto-Fenton con Mn^{2+} 10 (a), 50 (b) y 100 (c) $mg L^{-1}$ y H_2O_2 (♦) 150, (●) 300 y (■) 600 $mg L^{-1}$ bajo exposición a luz solar.

3.4. Evaluación de Sólidos Disueltos Totales

En la Figura 3 se muestran los resultados obtenidos del porcentaje de reducción de sólidos disueltos totales (TDS) en los ensayos foto-Fenton bajo diferentes concentraciones de Mn^{2+} y H_2O_2 . En todos los ensayos, se observó la reducción de TDS, alcanzando el porcentaje más alto de 8.75 % en los ensayos con 50 y 600 $mg L^{-1}$ de Mn^{2+} y H_2O_2 , respectivamente. Estos resultados y los presentados en la Tabla 3, sugieren que los radicales $\bullet OH$ generados en el proceso tienen la capacidad de mineralizar materia orgánica, transformándola en compuestos más simples (CO_2 y H_2O), o bien, reduciendo su tamaño molecular. Cabe mencionar que, si se incrementa la concentración de TDS, pueden interactuar como consumidores de radicales, reduciendo la eficacia del proceso (Abdelbaky *et al.* 2023). Por su parte, un incremento en la concentración de H_2O_2 podría contribuir a la generación de radicales hidroperóxidos, $HO_2\bullet$, con menor poder oxidante que $\bullet OH$ o bien, inhibir la eficiencia por consumo excesivo de radicales (Cheng *et al.*, 2022).



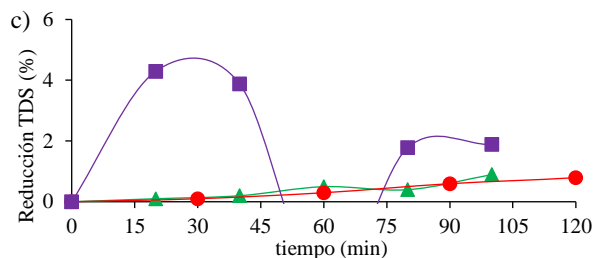


Figura 3. Evaluación del Cambio de la concentración de solidos disueltos totales (TDS) durante el proceso foto Fenton, mediante Mn²⁺ con 10 (a), 50 (b) y 100 (c) mg L⁻¹ y H₂O₂ (150, 300 y 600 mg L⁻¹). (▲) 150, (●) 300 y (■) 600 mg L⁻¹ de H₂O₂.

3.5. Ensayos con Mn (II) y Fe (II).

Las Figuras 4 y 5 muestran los resultados obtenidos de las concentraciones de carbono inorgánico (IC) y demanda química de oxígeno (DQO) en los ensayos con 50 mg L⁻¹ Fe²⁺/Mn²⁺ (0.2, 0.5, 0.7 y 1) usando 10–100% de agua residual y 600 mg L⁻¹ H₂O₂. Estos resultados demostraron que la máxima reducción de DQO e IC se alcanzó con una relación Fe²⁺/Mn²⁺ de 0.7 (35 mg/L Mn²⁺), logrando una reducción de la DQO del 64.46% ± 0.11 y de IC del 51.87% ± 0.11. Estas eficiencias fueron superiores a las obtenidas en ausencia de Fe²⁺, en donde se obtuvieron porcentajes de reducción de TC del 20.81% ± 0.113 y de IC del 25.69% ± 0.113 después de 60 minutos de exposición a luz UV artificial. Esto demuestra que la presencia de Fe²⁺ mejoró la reducción de contaminantes en el agua y, además, se descartaron afectaciones por el pH de trabajo.

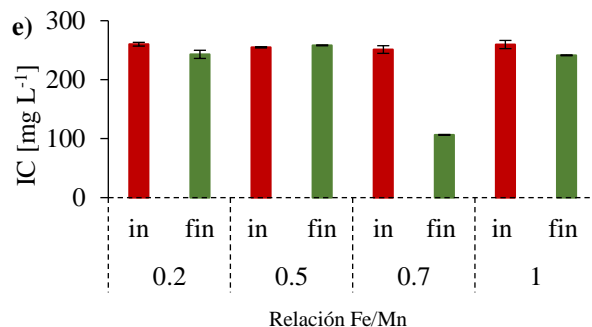
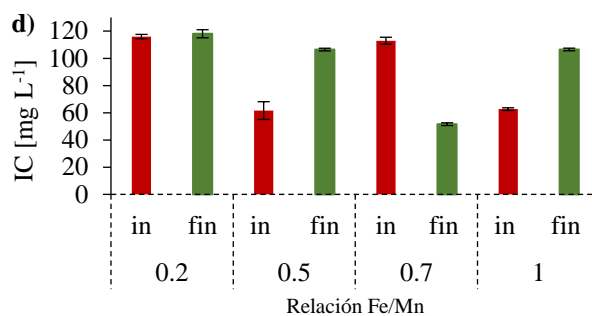
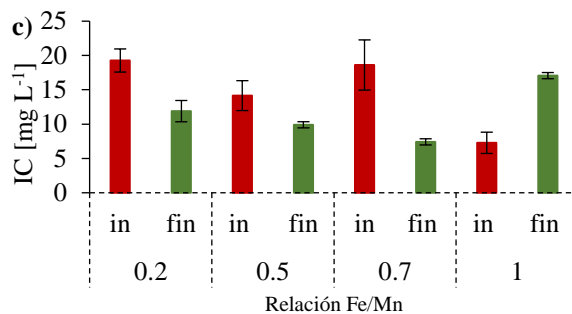
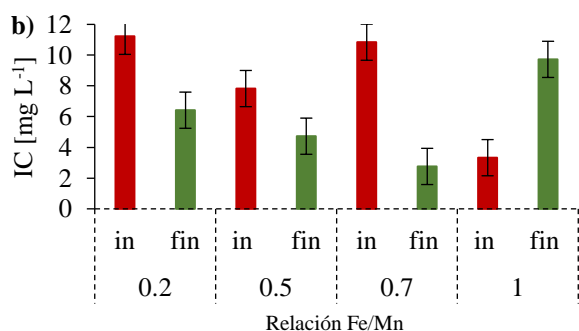
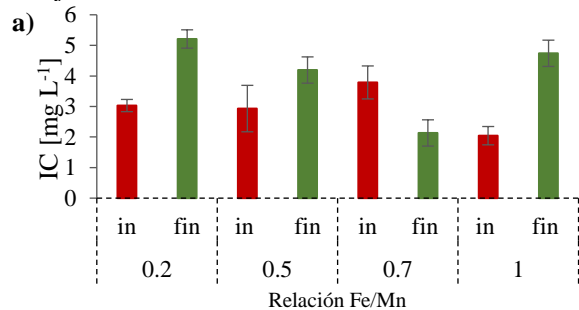
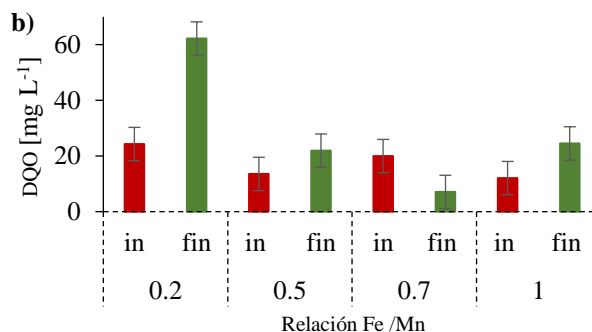
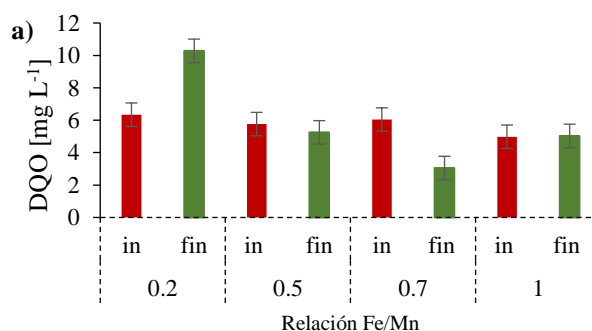


Figura 4. Concentración de carbono inorgánico (IC) en ensayos a diferentes concentraciones de agua residual y relaciones Fe [50 mg/L] / Mn²⁺ (0.2, 0.5, 0.7 y 1) con H₂O₂ [600 mg/L]. a) 10, b) 40, c) 60, d) 80 y e) 100 % de agua residual.



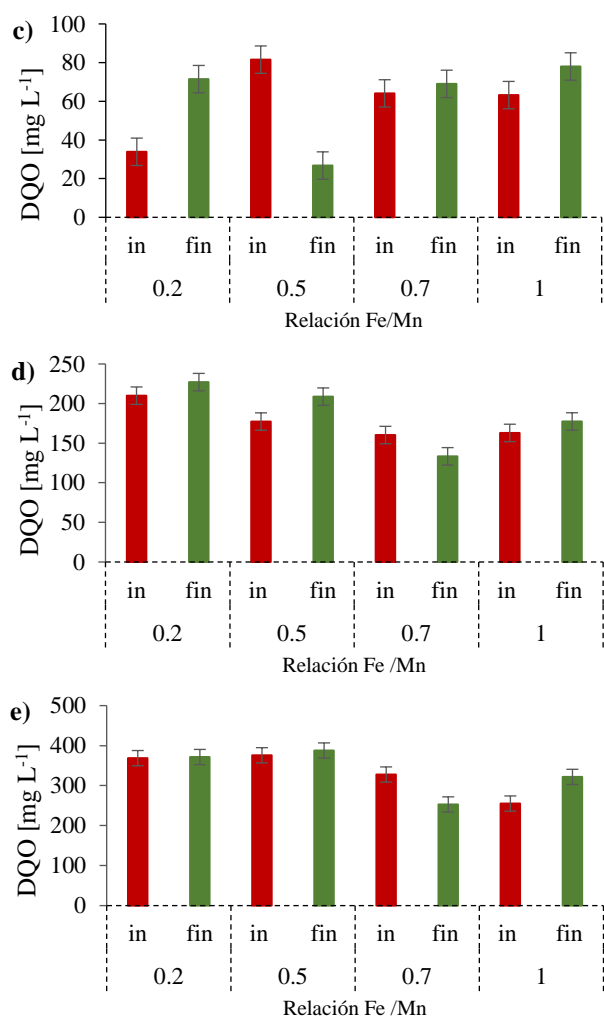


Figura 5. Demanda química de oxígeno (DQO) en ensayos a diferentes concentraciones de agua residual y relaciones Fe [50 mg/L] / Mn²⁺ (0.2, 0.5, 0.7 y 1) con H₂O₂ [600 mg/L. a) 10, b) 40, c) 60, d) 80 y e) 100 % de agua residual.

De acuerdo con los resultados presentados en las Figuras 4 y 5, la relación Fe²⁺/Mn²⁺ de 0.7, presentó los mayores porcentajes de reducción de contaminantes y las relaciones Fe²⁺/Mn²⁺ diferentes a 0.7, redujeron la capacidad del proceso para la degradación de compuestos orgánicos. Esta disminución podría atribuirse a la formación de especies intermedias de hierro (IV y III) de vida corta, las cuales reducen la producción de •OH o bien, no presentan actividad catalítica en el proceso (Abdelbaky *et al.* 2023).

Por otro lado, concentraciones superiores a 600 mg L⁻¹ de H₂O₂ pueden ser una alternativa para acelerar la reacción por un incremento de radicales •OH. No obstante, el exceso de radicales podría generar subproductos no deseados o bien, la inactivación de los radicales, estableciendo un ciclo de descomposición y formación simultánea de peróxido de hidrógeno (Cheng *et al.* 2022). El resultado general de dicho ciclo depende de la intensidad de la radiación ultravioleta, la temperatura, el pH y la naturaleza de los compuestos orgánicos (Cuerda-Correa *et al.* 2020)

3.6. Evaluación de ion nitrato

Los resultados obtenidos del análisis de nitratos en las muestras de agua residual con el proceso foto-Fenton con relaciones de Fe²⁺ / Mn²⁺ de 0.2, 0.5, 0.7 y 1 con 600 mg L⁻¹

de H₂O₂ y con agua residual al 5 %, se muestran en la Figura 6. La concentración inicial promedio de NO₃⁻ en el agua fue de 2.23 ± 0.755 mg L⁻¹. No obstante, en la Figura 6 se puede observar que la concentración de NO₃⁻ aumentó al finalizar los ensayos con la relación de Fe²⁺ / Mn²⁺ de 1. En los ensayos con Fe²⁺ / Mn²⁺ de 0.2 y 0.5, disminuyó un 1.62 y 11.91 %, respectivamente. Sin embargo, en los ensayos con Fe²⁺ / Mn²⁺ de 0.7, se obtuvo la mayor reducción de NO₃⁻ en un 41.37 %. Estos resultados son similares a los obtenidos con las especies carbonadas, ya que en la Fe²⁺ / Mn²⁺ de 0.7 se obtuvieron los mayores porcentajes de eliminación.

Los resultados obtenidos de la reducción de la concentración de NO₃⁻ sugieren que el Mn²⁺ facilita la reducción de nitratos a nitritos (NO₂⁻) a través de la transferencia de electrones, hasta transformarse a N₂. Además, la eficiencia fue influenciada por la competencia con otros contaminantes y la formación de subproductos intermediarios (Huang *et al.*, 2024). En el caso del ensayo con la relación Fe²⁺/Mn²⁺ igual a 1, la concentración del ion nitrato aumentó, lo que sugiere que el nitrógeno orgánico fue oxidado hasta NO₃⁻ y la transferencia de electrones no logró la completa reducción hasta N₂.

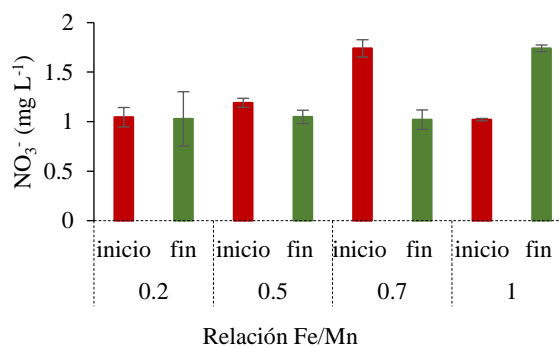


Figura 6. Concentraciones de NO₃⁻ en ensayos con 5% de agua residual a diferentes relaciones Fe²⁺ [50 mg/L] / Mn²⁺ (0.2, 0.5, 0.7 y 1) con H₂O₂ [600 mg/L].

4. Conclusiones

El proceso foto Fenton con Mn (II) logró eliminar el 45.89 ± 0.13 % de carbono orgánico total presente en agua residual en ensayos con 50 mg L⁻¹ de Mn²⁺ y 600 mg L⁻¹ de H₂O₂. Por otro lado, se descartaron afectaciones en el proceso por el pH de 7 a 8 del agua residual. Además, no se presentaron cambios en la conductividad eléctrica durante los ensayos.

El proceso Fenton con Mn (II) mostró la capacidad de reducir la concentración de sólidos disueltos totales en hasta un 8.75 % en los ensayos con 50 mg L⁻¹ de Mn²⁺ y 600 mg L⁻¹ de H₂O₂. El uso de la mezcla de Fe²⁺ / Mn²⁺ mejoró la capacidad del proceso para la degradación de contaminantes en agua. Adicionalmente, los ensayos con una relación Fe²⁺ / Mn²⁺ de 0.7 mostraron las mayores eficiencias de degradación de contaminantes con agua residual al 10 %. Se obtuvo una reducción de la DQO de hasta 54.25 ± 0.01 % en ensayos con Fe²⁺ / Mn²⁺ de 0.7 y 600 mg L⁻¹ de H₂O₂.

El manganeso (II) actuó como co-catalizador en el sistema foto-Fenton, complementando y potenciando el mecanismo clásico con hierro (II). Es por ello que, los resultados del presente trabajo, sientan las bases para el uso de un sistema avanzado de tratamiento de aguas residuales mediante oxidación solar foto-Fenton, combinando Fe²⁺ y Mn²⁺ como

catalizadores duales, lo que permite una degradación eficiente de la materia orgánica a pH neutro, superando una limitación clave del proceso Fenton convencional a condiciones ácidas.

Referencias

- Abdelbaky, M., Abdelghany, A.M., Oraby, A.H., Abdelrazek, E.M., Rashad, M.M. (2023). Efficacious eliminación de cristal violeta pollutant vía photo-Fenton process based on Gd (2-x) La(x)Zr2O7. *Scientific Reports*, 13, 7723. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34838-w>
- APHA. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (L. S. Clesceri, A. E. Greenberg, & E. A.D., eds.). Washington D.C: WEF-APHA-AWWA
- Bandala, E. R., Corona-Vásquez, B., Guisar, R., Uscanga, M. (2007). Aplicación de Procesos Avanzados de Oxidación en la Desactivación Secuencial de Microorganismos Resistentes en Agua. *Ciencia Ahora*, 20, 10, 52-63.
- Bao, Q., Yu, B., Li, W., Yang, M., Dong, Z., Zhao, L. (2025). Degradation of target pollutants under simultaneous competition from coexisting compounds: Electron-beam treatment of a real hair dye wastewater. *Radiation Physics and Chemistry*, 236, 112929. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2025.112929>
- Cheng, G., Wan, J., Li, Q., Sun, L., Zhang, Y., Li, Z., Dang, C., & Fu, J. (2022). Degradation of Reactive Brilliant Red X-3B by Photo-Fenton-like Process: Effects of Water Chemistry Factors and Degradation Mechanism. *Water*, 14, 3, 380. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14030380>
- Cuerda-Correa, E. M., Alexandre-Franco, M. F., Fernández-González, C. (2020). Advanced Oxidation Processes for the Removal of Antibiotics from Water. *An Overview*. *Water*, 12, 1, 102. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12010102>
- Donga, C., Ratshiedana, R., Kuvarega, A. T., Masunga, N., Vallabhapurapu, V. S., Mbule, P. (2025). Photocatalytic degradation of organic pollutants in wastewater using magnetic functionalized reduced graphene oxide nanocomposites. A review. *Talanta*, 295, 128318. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2025.128318>
- El-Gawad, H. A., Ghaly, M. Y., Hussieny, N. F., Kreem, M. A., Reda, Y. (2024). Novel collector design and optimized photo-fenton model for sustainable industry textile wastewater treatment. *Scientific Reports*, 14, 8573. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58610-w>
- Fajardo-Puerto, E., Elmouwahidi, A., Amaro-Gahete, J., Pérez-Cadenas, M., Bailón-García, E., Pérez-Cadenas, A. F., Carrasco-Marín, F. (2025). Bifunctional catalysts based on carbon-coated manganese microspheres applied in the heterogeneous electro-fenton process for tetracycline degradation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13, 115725. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115725>
- García, S. y Brillas, E. (2017). Applied photoelectrocatalysis on the degradation of organic pollutants in wastewaters. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, 31, 1–35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochemrev.2017.01.005>
- Giménez, B. N., Conte, L. O., Alfano, O. M., Schenone A. V. (2020). Paracetamol removal by photo-Fenton processes at near-neutral pH using a solar simulator: Optimization by D-optimal experimental design and toxicity evaluation. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 397, 112584. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2020.112584>
- Giménez, B. N., Conte, L. O., Duarte, S. A., Schenone A. V. (2024) Improvement of ferrioxalate assisted Fenton and photo-Fenton processes for paracetamol degradation by hydrogen peroxide dosage. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 13489–13500. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32056-z>
- Huang, W., Yang, S., Li, X., Ding, C., Ren, S., Li, S., Zhang, H., Pi, X., & Yin, X. (2024). Performance, reaction mechanism and modification methods for Mn-based CO-SCR catalysts: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5, 12, 113593. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113593>
- Hussain, S., Aneggi, E., Goi, D. (2021). Catalytic activity of metals in heterogeneous Fenton-like oxidation of wastewater contaminants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 3, 2405-2424. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01185-z>
- Liu, Y., Mo, Y., Zhao, X., Wang, S., Wang, L., Guo, H. (2025). A mini review on treatment alternatives removing organic pollutants for reverse osmosis concentrate from industrial wastewater sources. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13, 116339. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116339>
- Mo, F., Shong, C., Zhou, Q., Xue, W., Ouyang, S., Wang, Q., Hou, Z., Wang, S., Wang, J. (2023). The optimized Fenton-like activity of Fe single-atom sites by Fe atomic clusters-mediated electronic configuration modulation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120, 15, e2300281120. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2300281120>
- Mohammed W. T. y AlJaberi, F. Y. (2018). Effecting of pH Parameter on Simulated Wastewater Treatment Using Electrocoagulation Method. *Journal of Engineering*, 24, 4, 73–88. DOI: <https://doi.org/10.31026/j.eng.2018.04.05>
- Mohammed, I. (2022). Photo-Fenton reaction enhanced visible-light activity of p-Photo-Fenton reaction enhanced visible-light activity of p-CuFe2O4/n-g-C3N4 heterojunction composites synthesized by a simple ultrasonic-assisted route for organic pollutants degradation. *Materials Research Bulletin*, 151, 111803. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.materresbull.2022.111803>
- Osorio, A., Panico, A., Busico, G., Mastrocicco, M. (2025). Systematic review on the effects of wastewater chemical composition on crop yield under fertigation practices. *Science of the Total Environment*, 975, 179257. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179257>
- Sajjad, T. A. y Al-zobai, K. M. M. (2020). Investigation the effect of intensity and direction of light on the removal of reactive blue dye from simulated wastewater using photo-Fenton oxidation under UV irradiation: Batch and continuous methods. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 928, 22132. DOI: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/928/2/022132>
- Sanchis-Perucho, P., Roig-Ferrer, A., García-Gabarda, L., Borrás, L. (2024). Direct membrane filtration of municipal wastewater: Assessment of different fouling control strategies to enhance its energy, environmental and economic viability. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12, 114756. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114756>
- Saravanan, A., Deivayanai, P., Kumar, S., Rangasamy, G., Hemavathy, R. V., Harshana, T., Gayathri, N., Alagumalai, K. (2022). A detailed review on advanced oxidation process in treatment of wastewater: Mechanism, challenges and future outlook. *Chemosphere*, 308, 136524. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136524>
- Süme, V., Daneshfaraz, R., Marangoz, H. O., Aminvash, E. (2025). Sustainable wastewater management: A case study in Rize sewage network. *Ain Shams Engineering Journal*, 16, 103345. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.asej.2025.103345>
- Vavilapalli, D. S., Behara, S., Peri, R. G., Tiju, T., Muthuraaman, B., Ramachandra, R. M. S., Singh, S. (2022). Enhanced photo-fenton and photoelectrochemical activities in nitrogen doped brownmillerite KBiFe2O5. *Scientific Reports*, 12, 5111. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-08966-8>
- Yasar, A., Ahmad, N., Khan, A. A. A. (2006). Energy requirement of ultraviolet and AOPs for the post-treatment of treated combined industrial effluent. *Coloration Technology*, 122, 201–206. DOI: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1478-4408.2006.00028.x>
- Zhang, X., Zhang, J., Fu, H., Sun, M., Zhou, C., Huo, X., He, C., Liu, Y., Zhou, P., Lai, B. (2025). Manganese sulfide co-catalyzed Fenton and Fenton-like oxidation for degrading organic contaminants: Manganese and sulfur as dual reactive centers for sustainable Fe^{III}/Fe^{II} cycles. *Separation and Purification Technology*, 378, 134760. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.134760>
- Zhu, S. y Wang, D. (2017). Photocatalysis: Basic Principles, Diverse Forms of Implementations and Emerging Scientific Opportunities. *Advanced Energy Materials*, 7, 1700841. DOI: <https://doi.org/10.1002/aenm.201700841>