


Artículo original


**Eficacia del carbón activado y reactivo
Fenton en el tratamiento de aguas
residuales del procesamiento de aceituna
verde**

**Effectiveness of Activated Carbon and Fenton Reagent
in the Treatment of Wastewater from Green Olive
Processing**

JUNIOR SOVIET MIRANDA GUTIERREZ¹

 <https://orcid.org/0000-0001-8514-3593>

JULIO MIGUEL FERNÁNDEZ PRADO²

 <https://orcid.org/0000-0002-3243-4255>

Recibido: 03/09/2024

Aceptado: 15/10/2024

Publicado: 29/10/2024

¹Escuela de Posgrado, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú

²Escuela Profesional de Ingeniería de Minas, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann,
Tacna, Perú

E-mail: 1jmirandag@unjbg.edu.pe, 2jmfernandezp@unjbg.edu.pe



Resumen

La industria olivícola (IO) genera grandes cantidades de aguas residuales contaminadas, especialmente durante el tratamiento alcalino de aceitunas verdes, lo que representa un problema ambiental debido a los altos niveles de materia orgánica, compuestos fenólicos y sales presentes en estos efluentes. El objetivo del estudio fue evaluar la efectividad de dos tratamientos, adsorción con carbón activado y reactivo Fenton, para reducir la demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO) en aguas residuales de la IO. Se recolectaron muestras de tres zonas afectadas en Tacna, Perú, y se aplicaron ambos tratamientos utilizando diferentes concentraciones de reactivos. Los análisis incluyeron la medición de DBO_5 y DQO antes y después de los tratamientos, y se procesaron mediante pruebas estadísticas para validar los resultados. Los resultados mostraron que, aunque ambos métodos lograron reducciones significativas en DBO_5 y DQO, el tratamiento con reactivo de Fenton fue más eficiente en la reducción de DQO en todas las zonas, mientras que el carbón activado fue más efectivo en la reducción de DBO_5 en zonas con alta carga orgánica. En conclusión, la elección del tratamiento dependerá de las condiciones específicas de las aguas residuales, siendo el reactivo de Fenton más adecuado para zonas con moderada contaminación orgánica.

Palabras clave: aceituna de mesa; efluentes agroindustriales; gestión de aguas residuales.

Abstract

The olive industry (OI) generates large quantities of contaminated wastewater, especially during the alkaline treatment of green olives, posing an environmental problem due to the high levels of organic matter, phenolic compounds, and salts present in these effluents. The aim of this study was to evaluate the effectiveness of two treatments, adsorption with activated carbon and Fenton reagent, to reduce biochemical oxygen demand (BOD_5) and chemical oxygen demand (COD) in OI wastewater. Samples were collected from three affected zones in Tacna, Peru, and both treatments were applied using different reagent concentrations. The analysis included measuring BOD_5 and COD before and after the treatments, followed by statistical tests to validate the results. The findings showed that although both methods achieved significant reductions in BOD_5 and COD, Fenton's reagent was more efficient in reducing COD in all zones, while activated carbon was more effective in reducing BOD_5 in areas with high organic loads. In conclusion, the choice of treatment will depend on the specific conditions of the wastewater, with Fenton's reagent being more suitable for areas with moderate organic contamination.

Keywords: table olive; agro-industrial effluents; wastewater management.



1. Introducción

La industria olivícola (IO) es una de las actividades agroindustriales más consolidadas en la cuenca mediterránea y se ha expandido a otras regiones del mundo debido a la creciente demanda de productos derivados de la aceituna. Esta industria se centra principalmente en la producción de dos productos importantes: aceite de oliva y aceitunas de mesa, que son ampliamente valorados tanto por sus beneficios nutricionales como por sus propiedades organolépticas. El aceite de oliva, reconocido como uno de los insumos de la dieta mediterránea, se caracteriza por su alto contenido de ácidos grasos saludables y antioxidantes. Las aceitunas de mesa, por su parte, se consumen en diversas formas y variedades, como verdes, negras o rellenas, siendo un ingrediente esencial en la gastronomía global (Lanza, 2012; Rallo et al., 2018; Safeie-Noghilbari et al., 2024). Los principales países productores de aceitunas incluyen a España, Italia, Grecia y Turquía, que en conjunto generan más del 70 % de la producción mundial (Russo et al., 2016). En América Latina, países como Argentina y Perú también han emergido como productores importantes, especialmente en lo que respecta a la producción de aceitunas de mesa (Torres et al., 2017; Vilar et al., 2018).

El auge de la IO ofrece grandes oportunidades económicas, no solo para la exportación, sino también para la creación de empleo en las zonas rurales y la dinamización del sector agroindustrial en los países productores (Palma y Espinoza, 2021; Rodríguez-Cohard, 2011). Su proceso productivo varía según el producto final, pero sigue generalmente etapas similares. En el caso de las aceitunas de mesa, después de la recolección, las aceitunas pasan por una fase de tratamiento alcalino, especialmente en el caso de las aceitunas verdes. Este tratamiento se realiza para eliminar el sabor amargo natural del fruto mediante la aplicación de una solución alcalina, habitualmente hidróxido de sodio. Posteriormente, las aceitunas son lavadas y fermentadas en salmuera para mejorar sus características organolépticas (Conte et al., 2020). Este proceso, aunque eficiente para la producción de aceitunas de alta calidad, genera una gran cantidad de aguas residuales con altas concentraciones de contaminantes.

A pesar de los beneficios económicos y sociales que genera, la IO enfrenta desafíos significativos en términos de sostenibilidad ambiental. Uno de los principales problemas asociados con la producción de aceitunas es la contaminación de las aguas residuales derivadas de los procesos de tratamiento alcalino y fermentación. Estas aguas residuales contienen una alta carga de materia orgánica no biodegradable, sólidos en suspensión, grasas y, en particular, compuestos fenólicos, que son tóxicos para los ecosistemas acuáticos. Además, las elevadas concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO₅) reflejan el impacto potencial que estos vertidos pueden tener sobre los cuerpos de agua receptores, reduciendo la calidad del agua y afectando la biodiversidad. Otro aspecto preocupante es su alta conductividad debido al contenido de sales utilizadas en la fermentación y conservación de las aceitunas ((Khdair y Abu-Rumman, 2020; Rincón-Llorente et al., 2018).

Los impactos ambientales negativos derivados de la gestión ineficaz de las aguas residuales de la industria olivícola incluyen la eutrofización de cuerpos de agua, la contaminación de fuentes subterráneas y superficiales, y el daño a la flora y fauna circundante. Además, el vertido de estas aguas puede alterar las propiedades del suelo, afectando su capacidad de retención de nutrientes y agua, y perjudicando la productividad agrícola a largo plazo. A medida que la producción olivícola sigue expandiéndose en diversas regiones del

mundo, la gestión sostenible de estos residuos líquidos se ha convertido en una prioridad tanto para las autoridades ambientales como para los productores.

A lo largo de los años, se han desarrollado diversas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales generadas en la producción de aceitunas de mesa, clasificándose en físicos, biológicos, químicos y combinaciones de estos. Los tratamientos físicos, como la filtración y sedimentación, son efectivos para eliminar sólidos en suspensión y grasas, pero son ineficaces ante contaminantes orgánicos disueltos, como los compuestos fenólicos característicos de los efluentes olivícolas. Los tratamientos biológicos, como los sistemas de lodos activados y la digestión anaerobia, utilizan la actividad microbiana para degradar la materia orgánica, pero su eficiencia disminuye frente a compuestos tóxicos que inhiben el crecimiento microbiano. Por su parte, los tratamientos químicos, como la coagulación-floculación, enfrentan dificultades para eliminar compuestos solubles y refractarios, mientras que la oxidación química con agentes como el ozono o el peróxido de hidrógeno muestra resultados prometedores, aunque con altos costos y requerimientos operativos rigurosos (Al-Hmoud, 2020; Chiavola et al., 2014; Esteves et al., 2019; Faggiano et al., 2023; Ioannou-Ttofa et al., 2017).

Recientemente, los procesos avanzados de oxidación han ganado protagonismo debido a su capacidad para tratar compuestos orgánicos difíciles de degradar. Entre ellos, la oxidación avanzada con reactivo de Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) ha demostrado ser particularmente efectiva, gracias a la generación de radicales hidroxilos altamente reactivos que pueden descomponer los contaminantes orgánicos más persistentes. Este proceso ha sido aplicado con éxito en diferentes industrias y podría representar una solución viable para los efluentes olivícolas (Domingues et al., 2021). Por lo tanto, el objetivo del estudio se enfoca en evaluar comparativamente la efectividad de los métodos de carbón activado y reactivo Fenton en la reducción de DQO y DBO_5 en aguas residuales provenientes del proceso alcalino de aceitunas verdes.

2. Metodología

2.1. Muestras y tratamientos previos

Las muestras fueron recolectadas de las aguas residuales producidos después del proceso de fermentación alcalino de aceitunas verdes estilo sevillano en la región de Tacna, Perú, específicamente en el distrito de La Yarada Los Palos. Se tomaron tres muestras representativas (seis litros de cada zona) de diferentes zonas afectadas por los efluentes agroindustriales (Figura 1), y posteriormente se trasladaron al laboratorio para su análisis.

Figura 1

Zonas evaluadas para el estudio

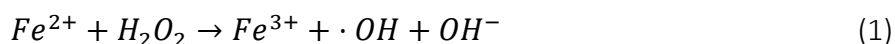




Previamente a la aplicación de los métodos de tratamiento, las muestras se almacenaron en envases plásticos estériles, que fueron lavados y esterilizados para evitar la contaminación. Las muestras se homogenizaron mediante agitación suave para garantizar una distribución uniforme de sólidos en suspensión y materia orgánica. En el caso de las pruebas con oxidación avanzada, el pH de las muestras fue ajustado utilizando ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado a 10 M, para mantener un pH óptimo entre 2,5 y 3,5, necesario para la reacción de Fenton, que requiere condiciones ácidas, tal como indica Medina et al. (2018).

2.3. Reactivo Fenton

La reacción de Fenton se basa en la oxidación de compuestos orgánicos mediante la generación de radicales hidroxilos ($\cdot OH$). Esta reacción ocurre cuando el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) se descompone en presencia de iones de hierro (Fe^{2+}), lo cual produce radicales altamente reactivos que oxidan la materia orgánica. La ecuación química que describe este proceso es la ecuación 1:



Los radicales hidroxilos generados ($\cdot OH$) son responsables de degradar los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales hasta dióxido de carbono (CO_2) y agua (H_2O), y su efectividad depende del pH y de las concentraciones de H_2O_2 y $FeSO_4$ utilizadas. Por otro lado, la adsorción con carbón activado es un proceso físico en el que la materia orgánica se adhiere a la superficie porosa del carbón, reduciendo la concentración de contaminantes en la fase acuosa (Babuponnusami y Muthukumar, 2014).

2.2. Diseño experimental

Se evaluaron dos tratamientos diferentes para reducir los valores de demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y demanda química de oxígeno (DQO): adsorción con carbón activado y oxidación avanzada mediante el reactivo de Fenton. Como se muestra en la Figura 2, ambos tratamientos se llevaron a cabo en un equipo de Test de Jarras (PHIPPS & BIRD) tal como se indica en la metodología de la AOAC International (2019), que permitió una mezcla controlada de las soluciones. Para el tratamiento con carbón activado, se utilizaron concentraciones de 10 g/L, 19 g/L y 38 g/L, agitando las muestras a 200 rpm durante 30 min. En el caso del tratamiento con el reactivo de Fenton, se aplicaron concentraciones de sulfato ferroso ($FeSO_4$) de 0,414 g/L, 0,621 g/L y 0,828 g/L, junto con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en concentraciones de 304 mL/L, 456 mL/L y 608 mL/L. La agitación se mantuvo durante 60 min a 250 rpm, controlando el pH entre 2,5 y 3,5.

Una vez finalizados los tratamientos, se realizó la separación de los lodos mediante filtración utilizando una bomba de vacío ROCKER-300 y papel filtro en un embudo de vidrio, seleccionando el material de filtración de acuerdo con las características del agua residual. Esta etapa fue vital para eliminar los sólidos suspendidos y obtener una fase líquida adecuada para el análisis posterior. Así mismo, Las muestras tratadas fueron estandarizadas mediante diluciones en relaciones de 1:4 y 1:6, utilizando las distintas concentraciones. Esta estandarización fue necesaria para la posterior medición fisicoquímica de DBO_5 y DQO, asegurando la precisión en los resultados obtenidos.

Figura 2

Análisis previos de DBO₅ y DQO para los tratamientos con carbón activado y reactivo Fenton



Nota. (a) representa las pruebas de Test de jarras. (b) Separación de sólidos por la bomba de vacío. (c) Filtración. (d) Estandarización.

2.4. Determinación de DBO₅ y DQO

Para la medición de la demanda biológica de oxígeno (DBO₅), se utilizó el método respirométrico, con el equipo LOVIBOND WATER TESTING BD-600. Las muestras de aguas residuales fueron incubadas a 20 °C durante un período de cinco días, utilizando inhibidores nitrificantes y el catalizador de KOH al 45 % para evitar la oxidación de amoníaco y la interferencia en la medición. Durante este periodo, se midió el consumo de oxígeno disuelto (OD) en las muestras diluidas y en el blanco (Orozco, 2014). La ecuación 2 indica el cálculo para determinar el DBO₅:

Para la medición de DBO₅ se utilizó el método respirométrico con el equipo LOVIBOND WATER TESTING BD-600. Las muestras se incubaron a 20°C durante cinco días, utilizando inhibidores



nitrificantes y el catalizador de KOH al 45 % para evitar la interferencia de la oxidación de amoníaco. El consumo de oxígeno durante este período refleja la cantidad de materia orgánica biodegradable presente

$$DBO_5 = \frac{(OD_i - OD_f) - (OD_{bi} - OD_{bf}) \times \left(\frac{V_m}{V_b}\right)}{D} \quad (2)$$

Donde: OD_i : Es el oxígeno disuelto inicial en la muestra diluida (mg/L). OD_f : Oxígeno disuelto final en la muestra diluida (mg/L). OD_{bi} : Oxígeno disuelto inicial en el blanco (mg/L). OD_{bf} : Oxígeno disuelto final en el blanco (mg/L). V_m : Volumen del blanco menos el volumen del inóculo (mL). V_b : Volumen del blanco (mL). D : Factor de dilución, expresado en decimales (por ejemplo, si la dilución es del 2 %, entonces $D = 0,02$).

El proceso incluyó la preparación de diluciones de las muestras, utilizando relaciones de dilución adecuadas para evitar el agotamiento total del oxígeno disuelto durante el período de incubación. Los volúmenes de las muestras y del blanco se seleccionaron cuidadosamente para garantizar la precisión en la medición. Al final del período de incubación, se midió el oxígeno disuelto en las muestras tratadas y no tratadas, y los valores obtenidos se corrigieron utilizando los valores del blanco para asegurar la exactitud de los resultados.

La DQO se determinó mediante el método de Fotometría, en el cual se utilizó viales LOVIBOND que contenían una solución de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y ácido sulfúrico (H_2SO_4) como oxidante en medio ácido. La cantidad de dicromato consumido es proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidada. Las muestras (0,2 ó 2,0 mL) se calentaron en un Termoreactor RD-125 por 120 min a 150 °C y la medición final se realizó en un fotómetro MD-600 de la marca LOVIBOND que incorpora la ecuación 3 para la determinación de la DQO:

$$DQO = (A - B) \times F \quad (3)$$

Donde: A es el volumen de dicromato consumido en la muestra (mL). B es el volumen de dicromato consumido en el blanco (mL). F es el factor de equivalencia de oxígeno (8000 mg O_2 /mL de dicromato).

2.5. Análisis de datos

Se utilizó la prueba T de Student para muestras relacionadas con la finalidad de determinar la significancia de las diferencias en DBO_5 tras los tratamientos con carbón activado y reactivo de Fenton en tres zonas, con un nivel de significancia de $p < 0,05$. Se calculó la media, desviación estándar y error estándar, validando la efectividad de los tratamientos. Por otro lado, para el DQO se calcularon los porcentajes de reducción para cada parámetro. En ambos casos, se compararon los resultados obtenidos con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) establecidos en Perú para determinar si los tratamientos lograron cumplir con las normativas vigentes.

3. Resultados

Los tratamientos de aguas residuales del proceso alcalino de aceitunas verdes mostraron

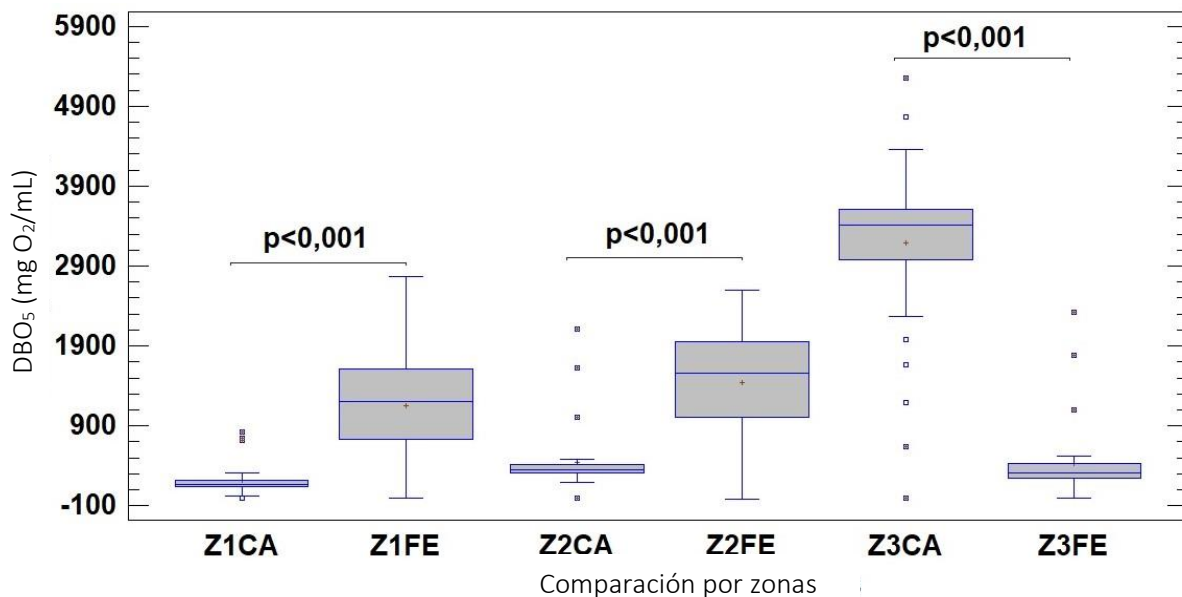
diferencias estadísticamente significativas en la reducción de la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) al utilizar carbón activado y oxidación avanzada con reactivo de Fenton, así como se aprecia en la Figura 3.

El carbón activado logró reducciones significativas de DBO₅ en las tres zonas evaluadas. En la zona 1, la DBO₅ disminuyó de 1180,35 mg O₂/mL a 963,45 mg O₂/mL (diferencia promedio de 216,9 mg O₂/mL, t=8,053, p<0,001). En la zona 2, pasó de 1041,75 mg O₂/mL a 604,35 mg O₂/mL (reducción promedio de 437,4 mg O₂/mL, t=7,665, p<0,001). La zona 3 mostró la mayor efectividad, reduciendo la DBO₅ de 3740,70 mg O₂/mL a 551,40 mg O₂/mL (diferencia de 3189,3 mg O₂/mL, t=19,537, p<0,001). Estas reducciones reflejan la efectividad del carbón activado en la disminución de la carga orgánica en las tres zonas, con una mayor eficiencia en la zona 3, donde se registraron valores iniciales de DBO₅ más elevados.

Por su parte, el tratamiento con reactivo Fenton resultó más eficaz. En la zona 1, la DBO₅ disminuyó de 1543,10 mg O₂/mL a 389,90 mg O₂/mL (reducción de 1153,2 mg O₂/mL, t=11,735, p<0,001). En la zona 2, pasó de 1890,90 mg O₂/mL a 451,50 mg O₂/mL (reducción de 1439,4 mg O₂/mL, t=13,432, p<0,001). En la zona 3, la DBO₅ se redujo de 756,90 mg O₂/mL a 332,60 mg O₂/mL (reducción de 424,3 mg O₂/mL, t=6,442, p<0,001). Estas reducciones evidencian que el reactivo Fenton presenta un desempeño más eficiente en las zonas 1 y 2, aunque en la zona 3, el margen de mejora fue más limitado en comparación con el carbón activado.

Figura 3

Comparación de la reducción de DBO₅ de tratamientos y zonas



Nota. (Z) representa las zonas 1, 2 y 3. (CA) Significa Carbón Activado. (FE) Reactivo Fenton.

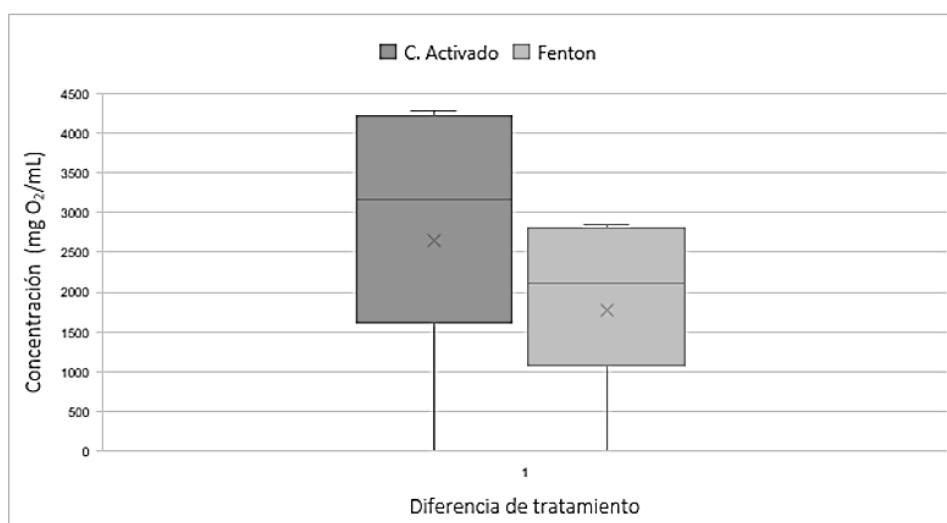
Al comparar ambos tratamientos, el reactivo Fenton superó al carbón activado en las zonas 1 y 2, con diferencias promedio de -936,30 mg O₂/mL (t=-10,580, p<0,001) y -1002,00 mg O₂/mL (t=-10,937, p<0,001), respectivamente. Sin embargo, en la zona 3, el carbón activado logró una mayor reducción, con una diferencia promedio de 2765,00 mg O₂/mL (t=21,875, p<0,001). Por lo tanto, se indica que, aunque ambos tratamientos fueron eficaces para reducir la DBO₅ en todas las zonas evaluadas, el reactivo Fenton mostró una mayor eficiencia en las zonas 1 y 2, mientras que el carbón activado fue más efectivo en la zona 3, donde los niveles



iniciales de DBO₅ eran considerablemente más elevados. Esta información es clave para la selección del tratamiento más adecuado según las condiciones particulares de cada área o zona.

Mientras que, para el DQO también mostraron diferencias significativas en la eficacia de ambos tratamientos. Para el carbón activado, se observó una reducción en las tres zonas evaluadas. En la Zona 1, la DQO disminuyó de 7760 mg O₂/L (sin tratar) a 4190 mg O₂/L (tratada). De manera similar, en la Zona 2, los valores pasaron de 6480 mg O₂/L a 4,277 mg O₂/L tras el tratamiento, y en la Zona 03, se redujeron de 7520 mg O₂/L a 2143 mg O₂/L. Sin embargo, los resultados con el tratamiento de Fenton revelaron una mayor eficacia en la disminución de la DQO. En la Zona 1, pasó de 11,640 mg O₂/L (sin tratar) a 2,794 mg O₂/L (tratada). En la Zona 2, la DQO se redujo de 9,720 mg O₂/L a 2,851 mg O₂/L, mientras que en la Zona 3 se observó una disminución aún más pronunciada, de 11,280 mg O₂/L a 1,429 mg O₂/L. Estos resultados indican que el método de Fenton logra una mayor reducción de la carga orgánica en comparación con el carbón activado, destacando su mayor efectividad en la degradación de los contaminantes orgánicos presentes en las aguas residuales (Figura 4).

Figura 4
Valores de DQO para los dos tratamientos



Discusión

Los resultados muestran que la concentración inicial de DBO₅, con un promedio de 3,984 mg O₂/L y 3,106 mg O₂/L, excede los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en el Decreto Supremo 003-2010-MINAM (2010) y los Estándares de Calidad Ambiental (ECA-Agua) según el Decreto Supremo 004-2017-MINAM (2017), que fijan un límite de 100 mg O₂/L para DBO₅ en efluentes agroindustriales. Este comportamiento es similar a los reportes de Zorpas y Costa (2010), quienes observaron resultados similares en los efluentes de la industria olivícola.

Al aplicar el tratamiento con carbón activado en diferentes concentraciones, se observó que, tras ajustar el pH entre 6,5 y 7,5, se logró una reducción de la DBO₅ a 1,068 mg O₂/L, lo que indica una disminución importante en los niveles de este parámetro, aunque todavía por encima de los valores establecidos por la normativa. Este comportamiento es comparable con los resultados obtenidos por Lucas y Peres (2009), quienes también observaron una reducción

moderada de DBO_5 en aguas residuales tratadas con carbón activado. Durante el tratamiento, se notó que la agitación generó espuma y no permitió la precipitación inmediata de los sólidos, lo cual podría haber interferido en el proceso de adsorción, afectando la eficacia del tratamiento.

En el caso del tratamiento con reactivo de Fenton, utilizando peróxido de hidrógeno al 33 % y sulfato ferroso (FeSO_4) en un pH entre 2,5 y 3,5, se obtuvo una DBO_5 final de 541 $\text{mg O}_2/\text{L}$. Aunque este valor no cumple con la normativa vigente, representa una mayor disminución en comparación con el tratamiento con carbón activado, lo que concuerda con los estudios realizados por Esteves et al. (2019), donde el proceso Fenton mostró una mayor capacidad para reducir la demanda biológica de oxígeno en efluentes industriales.

Por otro lado, la DQO inicial promedio fue de 7253,33 $\text{mg O}_2/\text{L}$ y 10 880 $\text{mg O}_2/\text{L}$, también superando los límites máximos permisibles establecidos en el Decreto Supremo 003-2010-MINAM (2010) y el Decreto Supremo 004-2017-MINAM (2017), donde el límite máximo permitido para efluentes agroindustriales es de 200 $\text{mg O}_2/\text{L}$ para DQO. Estos resultados están alineados con lo reportado por Garrido et al. (1992) en estudios sobre la industria olivícola, donde se evidenció una alta concentración de contaminantes orgánicos en los efluentes. Al aplicar el carbón activado, la DQO se redujo a 3536 $\text{mg O}_2/\text{L}$, lo que demuestra una disminución, pero aún fuera de los valores normativos. En contraste, el tratamiento con el reactivo de Fenton logró reducir la DQO a 2358 $\text{mg O}_2/\text{L}$, lo que confirma la superioridad del proceso Fenton, como también lo indicaron Ioannou-Ttofa et al. (2017) en su investigación sobre el tratamiento de aguas residuales mediante oxidación avanzada.

4. Conclusiones

Se ha comparado la eficacia de dos tecnologías de tratamiento de aguas residuales generadas por el proceso alcalino de aceitunas verdes: el carbón activado y la oxidación avanzada mediante el reactivo de Fenton. Los resultados obtenidos evidencian que el reactivo Fenton supera al carbón activado en términos de reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda biológica de oxígeno (DBO_5), particularmente en la eliminación de compuestos orgánicos refractarios, como los fenoles. Si bien el carbón activado ha demostrado ser una tecnología efectiva para la adsorción de ciertos contaminantes, su capacidad es limitada frente a compuestos de naturaleza más persistente, que representan un reto en las aguas residuales del proceso de aceitunas. Por otro lado, el proceso Fenton ha mostrado un alto potencial para la degradación de estos contaminantes, siendo capaz de reducir significativamente la carga orgánica de las aguas tratadas. Esto sugiere que, en escenarios donde se busca una remoción eficiente de materia orgánica compleja, el reactivo de Fenton ofrece una solución más adecuada.

5. Referencias Bibliográficas

Al-Hmoud, L., Dr. (2020). Olive mill wastewater treatment: A recent review. *Jordanian Journal of Engineering and Chemical Industries (JJECI)*, 3(3), 91–106. <https://doi.org/10.48103/jjeci3112020>

AOAC International. (2019). *Official Methods of Analysis*: (21.^a ed.). Association of Official Analytical Chemists.



- Babuponnusami, A., y Muthukumar, K. (2014). A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 557–572. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.10.011>
- Chiavola, A., Farabegoli, G., y Antonetti, F. (2014). Biological treatment of olive mill wastewater in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 85, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.02.004>
- Conte, P., Fadda, C., Del Caro, A., Urgeghe, P. P., y Piga, A. (2020). Table olives: An overview on effects of processing on nutritional and sensory quality. *Foods (Basel, Switzerland)*, 9(4), 514. <https://doi.org/10.3390/foods9040514>
- Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. (2010, 17 de marzo). *Aprueba Límites Máximos Permisibles para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales*. Diario Oficial El Peruano. https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2013/09/ds_003-2010-minam.pdf
- Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. (2017, 7 de junio). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua y establecen disposiciones complementarias*. Diario Oficial El Peruano. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>
- Domingues, E., Fernandes, E., Gomes, J., Castro-Silva, S., y Martins, R. C. (2021). Olive oil extraction industry wastewater treatment by coagulation and Fenton's process. *Journal of Water Process Engineering*, 39(101818), 101818. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101818>
- Esteves, B. M., Rodrigues, C. S. D., Maldonado-Hódar, F. J., y Madeira, L. M. (2019). Treatment of high-strength olive mill wastewater by combined Fenton-like oxidation and coagulation/flocculation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103252. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103252>
- Faggiano, A., De Carluccio, M., Fiorentino, A., Ricciardi, M., Cucciniello, R., Proto, A., y Rizzo, L. (2023). Photo-Fenton like process as polishing step of biologically co-treated olive mill wastewater for phenols removal. *Separation and Purification Technology*, 305(122525), 122525. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122525>
- Garrido Fernández, A., Brenes Balbuena, M., y García García, P. (1992). Tratamiento de salmueras de fermentación de aceitunas verdes. *Grasas y aceites*, 43(5), 291–298. <https://doi.org/10.3989/gya.1992.v43.i5.1144>
- Ioannou-Ttofa, L., Michael-Kordatou, I., Fattas, S. C., Eusebio, A., Ribeiro, B., Rusan, M., Amer, A. R. B., Zuraiqi, S., Waismand, M., Linder, C., Wiesman, Z., Gilron, J., y Fatta-Kassinos, D. (2017). Treatment efficiency and economic feasibility of biological oxidation, membrane filtration and separation processes, and advanced oxidation for the purification and valorization of olive mill wastewater. *Water Research*, 114, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.020>
- Khdair, A., y Abu-Rumman, G. (2020). Sustainable environmental management and valorization options for Olive mill byproducts in the middle east and north Africa (MENA) region. *Processes (Basel, Switzerland)*, 8(6), 671. <https://doi.org/10.3390/pr8060671>

- Lanza, B. (2012). Nutritional and sensory quality of table olives. En *Olive Germplasm - The Olive Cultivation, Table Olive and Olive Oil Industry in Italy*. InTech. <https://doi.org/10.5772/51723>
- Lucas, M. S., y Peres, J. A. (2009). Removal of COD from olive mill wastewater by Fenton's reagent: Kinetic study. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 1253–1259. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.002>
- Orozco, A. (2014). *Bioingeniería de aguas residuales: teoría y diseño* (2.ª ed.). ACODAL Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Palma, M., y Espinoza, N. A. (2021). Competitividad de la agroindustria aceitunera de Tacna en tiempos de pandemia COVID-19. *Ingeniería Investiga*, 4. <https://doi.org/10.47796/ing.v4i0.575>
- Rallo, L., Díez, C. M., Morales-Sillero, A., Miho, H., Priego-Capote, F., y Rallo, P. (2018). Quality of olives: A focus on agricultural preharvest factors. *Scientia Horticulturae*, 233, 491–509. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.12.034>
- Rincón-Llorente, B., De la Lama-Calvente, D., Fernández-Rodríguez, M. J., y Borja-Padilla, R. (2018). Table Olive wastewater: Problem, treatments and future strategy. A review. *Frontiers in microbiology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01641>
- Rodríguez-Cohard, J. C. (2011). The Olive growing agri-industrial district of Jaén and the international Olive oils cluster. *The Open Geography Journal*, 4(1), 55–72. <https://doi.org/10.2174/1874923201104010055>
- Russo, C., Cappelletti, G., Nicoletti, G., Di Noia, A., y Michalopoulos, G. (2016). Comparison of European Olive production systems. *Sustainability*, 8(8), 825. <https://doi.org/10.3390/su8080825>
- Safeie-Noghlbari, B., Amiri, Z., Allahyari, M. S., Nikkhah, A., Ben Hassen, T., y Bacenetti, J. (2024). Social life cycle assessment of the olive oil industry: a case study in Guilan Province, Iran. *Environment Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-04463-2>
- Torres, M., Pierantozzi, P., Searles, P., Rousseaux, M. C., García-Inza, G., Miserere, A., Bodoira, R., Contreras, C., y Maestri, D. (2017). Olive cultivation in the southern hemisphere: Flowering, water requirements and oil quality responses to new crop environments. *Frontiers in plant science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01830>
- Vilar, J., Pereira, J. E., Urieta, D., Menor, A., Caño, S., Barreal, J., Velasco, M., y Puentes, R. (2018). *International Olive Growing: Worldwide Analysis and Summary*. Fundación Caja Rural de Jaén. <https://www.oliveoiltimes.com/library/olive-growing.pdf>
- Zorpas, A. A., & Costa, C. N. (2010). Combination of Fenton oxidation and composting for the treatment of the olive solid residue and the olive mill wastewater from the olive oil industry in Cyprus. *Bioresource Technology*, 101(20), 7984–7987. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.030>