

# Procesos Electroquímicos de Oxidación Avanzados en la degradación de los ácidos *trans*-cinámico y *trans*-ferúlico



## *Advanced Oxidation Electrochemical Processes in the degradation of trans-cinnamic and trans-ferulic acids*

Nelly Esther Flores Tapia<sup>1</sup>, Roman Rodríguez Maecker<sup>2</sup>, Raquel Leticia Coba Cabrera.<sup>3</sup>  
Josué Jairo Vélez Ortiz.<sup>4</sup>, Ignacio Sirés Sadornil<sup>5</sup> & Enric Brillas Coso.<sup>6</sup>

Recibido: 10-03-2019 / Revisado: 15-04-2019 / Aceptado: 04-05-2019 / Publicado: 07-06-2019

### Abstract.

DOI: <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v3i2.4.507>

In this paper, *trans*-cinnamic and *trans*-ferulic acids degradation via advanced oxidation processes (EAOPs) such as anodic oxidation with electrogenerated H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (AO-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), electro-Fenton (EF) and photoelectro-Fenton (PEF), will be discussed. The degradation was studied in a stirred tank reactor equipped with a 3 cm<sup>2</sup> boron-doped diamond (BDD) anode and a 3 cm<sup>2</sup> carbon-polytetrafluoroethylene air-diffusion cathode at 25°C, where a volume of 100 mL of synthetic aqueous solutions with 200 mg C L<sup>-1</sup> of total organic carbon (TOC) content in 0.05 M Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> at pH 3.0 were electrolyzed applying current densities of 16.67 to 100 mA cm<sup>-2</sup> for 360 minutes.

In the EF and PEF experiments, 0.50 mM Fe<sup>2+</sup> was added as catalyst of Fenton's reaction, whereas in PEF, the solution was irradiated with a 6 W UVA. The oxidation

<sup>1</sup> Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador y Escuela Superior Politécnica del Ecuador Extensión Latacunga, Departamento de Energía y Mecánica, Latacunga, Ecuador. nellyflorestapia@gmail.com

<sup>2</sup> Escuela Superior Politécnica del Ecuador Extensión Latacunga, Departamento de Energía y Mecánica, Latacunga, Ecuador. rnrdriguez@espe.edu.ec

<sup>3</sup> Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias. Riobamba, Ecuador. raquel.coba@esPOCH.edu.ec

<sup>4</sup> Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias. Riobamba, Ecuador. jhosue.velez.1114@gmail.com

<sup>5</sup> Universidad de Barcelona, Laboratorio de 'Electroquímica de la Material del Medio Ambiente, Departamento de Química Física, Facultad de Química, Barcelona, España. i.sires@ub.edu

<sup>6</sup> Universidad de Barcelona, Laboratorio de 'Electroquímica de las Materiales del Medio Ambiente, Departamento de Química Física, Facultad de Química, Barcelona, España. brillas@ub.edu

ability of EAOPs increased in the sequence  $AO-H_2O_2 < EF < PEF$  in both acids. The TOC decay was greater in *trans*-cinnamic acid than in *trans*-ferulic acid during all EAOPs processes. Despite being molecules with so similar chemical structure, *trans*-cinnamic acid and *trans*-ferulic acid molecules, its TOC reduction by EAOPs media was very different from each other.

**Keywords:** *trans*-cinnamic, *trans*-ferulic, EAOP, OMWW

### Resumen.

En este artículo, se discutirá la degradación de los ácidos *trans*-cinámico y *trans*-ferúlico a través de procesos electroquímicos de oxidación avanzados (PEOAs) tales como la oxidación anódica con  $H_2O_2$  electro generado (OA- $H_2O_2$ ), electro-Fenton (EF) y fotoelectro-Fenton (FEF). En un reactor de tanque agitado, a 25 ° C, equipado con un ánodo de 3 cm<sup>2</sup> de diamante dopado con boro (BDD) y un cátodo de carbono de difusión de aire de politetrafluoroetileno de 3 cm<sup>2</sup>, se electrolizó 100 ml de soluciones conteniendo 200 mg L<sup>-1</sup> de carbono orgánico total (COT) en Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.05 M a pH 3.0 aplicando densidades de corriente desde 16.67 hasta 100 mA cm<sup>-2</sup> durante 360 minutos. En los experimentos de EF y FEF, se añadió Fe<sup>2+</sup> 0.50 mM como catalizador de la reacción de Fenton, mientras que en FEF, la solución se irradió con luz UVA. La capacidad de oxidación de los ácidos con los PEOAs aumentó en secuencia OA- $H_2O_2$ <EF<FEF para ambos ácidos. Se observó mayor degradación del ácido *trans*-cinámico durante los PEOAs. A pesar que las moléculas del ácido *trans*-cinámico y ácido *trans*-ferúlico, poseen una estructura química similar, éstos se degradaron de forma muy diferente entre sí con los PEOAs aplicados.

**Palabras claves:** *trans*-ferúlico, *trans*-cinámico, PEOAs, agua residual oliveras

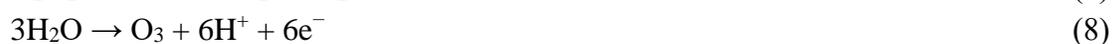
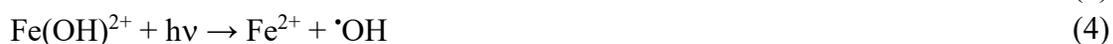
### Introducción.

La producción de aceite de oliva genera una gran cantidad de aguas residuales con alto poder contaminante, por su contenido en taninos, polialcoholes, pectinas, sacáridos, lípidos, compuestos fenólicos (Chowdhury, Akrotos, Vayenas & Pavlou, 2013), y ácidos orgánicos de difícil eliminación como los ácidos *trans*-cinámico y *trans*-ferúlico (Dermeche, Nadour, Larroche, Moulti-Mati & Michaud., 2013). Los dos últimos, son ácidos orgánicos de cadena corta, por lo que son difíciles de eliminar de las aguas residuales, además existe poca bibliografía que trata sobre su degradación y casi nada de su eliminación con PEOAs (Miranda, Galindo, Amat & Arques, 2000) (Kontos et al., 2014).

Los PEOAs son métodos de remediación, de aguas residuales contaminadas con compuestos orgánicos, cuya característica común es la generación in situ de especies de oxígeno reactivo (EOR) como el radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ). Este radical  $\cdot OH$  puede atacar a la mayoría de los compuestos orgánicos hasta su mineralización, es decir, su conversión en CO<sub>2</sub> e iones inorgánicos (10) y (11), debido a su alto potencial de reducción estándar ( $E^\circ = 2.80 V / SHE$ ).

El PEOA más extendido es la oxidación anódica (OA), en la que se aplica una alta densidad de corriente ( $j$ ) al ánodo M de la celda para producir el radical hidroxilo fisisorbido sobre la superficie del ánodo M( $\cdot$ OH), el cuál es un intermedio que se forma durante la evolución del oxígeno mediante la reacción (1).

Cuando el BDD es utilizado como ánodo la eliminación de los compuestos orgánicos aromáticos y ácidos carboxílicos es aún mayor ya que los radicales hidroxilos fisisorbidos sobre su superficie BDD( $\cdot$ OH) tienen mayor poder de oxidación que los radicales M( $\cdot$ OH) (Kapałka, Baltruschat, Comminellis, Brillas & Martínez-Huitle, 2011).



Cuando se utiliza una celda no dividida con un cátodo de carbono capaz de electrogenerar  $H_2O_2$ , el proceso se llama oxidación anódica con electrogeneración de  $H_2O$  (OA- $H_2O_2$ ), donde los compuestos orgánicos son preferencialmente destruidos por los M ( $\cdot$ OH) y otras especies presentes tal como  $H_2O_2$  y  $HO_2\cdot$ . El  $H_2O_2$  puede formarse a partir de la reducción del  $O_2$  gas a través de la reacción (2) en cátodos de carbono-PTFE- $O_2$  (Brillas & Sirés; 2015).

Otro PEOA ampliamente utilizado es el proceso electro-Fenton (EF), donde el  $Fe^{2+}$  se agrega como catalizador a la solución para mejorar el poder de oxidación de  $H_2O_2$  vía Reacción de Fenton (3) aumentando la concentración de  $\cdot$ OH en el medio, así como el poder oxidante del medio, ya que los contaminantes orgánicos son destruidos por los M ( $\cdot$ OH) y los  $\cdot$ OH en el medio. El pH óptimo para la reacción de Fenton y por tanto para el proceso EF es  $\sim 3$ .

En el proceso fotoelectro-Fenton (FEF), la solución tratada se irradia con luz UVA artificial, causando un incremento de radicales  $\cdot$ OH en el medio por medio de la reacción (4), así como la fotodescarboxilación de complejos de Fe (III) de acuerdo con la reacción (5) (Brillas, Mur & Casado, 1996).

Los PEOAs han demostrado una eficiencia mayor al 95 % en la eliminación del COT luego de 360 minutos de tratamiento durante la degradación de ácido *trans*-ferúlico en concentraciones de 0.167, 0.417 y 0.834 mM y de ácido *trans*-cinámico en concentraciones de 0.185, 0.463 y 0.926 mM aplicando una densidad de corriente de 100 mA cm<sup>-2</sup> (Flores et al, 2016) y (Flores et al, 2017), sin embargo, es necesario estudiar la eliminación de éstos

ácidos a concentraciones mayores o por lo menos similares a las encontradas en las aguas residuales de estudio.

En este trabajo se presenta el tratamiento de soluciones acuosas sintéticas de ácido *trans*-ferúlico de concentración 1.668 mM y ácido *trans*-cinámico 1.852 mM por medio de OA-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, EF y FEF, así como el efecto de la densidad de corriente en la disminución del carbono orgánico total de ambos ácidos y su eficiencia de corriente de mineralización.

## Metodología.

### a. Preparación de las muestras

Los ácidos *trans*-cinámico, *trans*-ferúlico, sulfato ferroso y ácido sulfúrico de grado analítico provienen de la casa Merck y se utilizaron directamente del frasco sin tratamiento previo. Las disoluciones se prepararon con agua filtrada con un sistema Millipore Mili-Q (resistividad > 18 MΩ cm a 25°C).

Las muestras consistieron en 100 ml de solución de ácido *trans*-ferúlico 1.668 mM (200 mg C L<sup>-1</sup>) o 100 ml de ácido *trans*-cinámico 1.852 mM (200 mg C L<sup>-1</sup>) a las que se añadió 0.05 M de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> como electrolito de fondo ajustando el pH a 3.0. El pH de las soluciones se midió con un pH-metro Crison GLP 22 y la conductividad con un conductímetro de Metrohm modelo 644. En los ensayos EF y FEF se añadió sulfato ferroso tal que al final se obtuvo una concentración 0.50 mM de Fe<sup>2+</sup>.

### b. Sistema Electroquímico

Todos los experimentos de OA-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, EF y FEF se llevaron a cabo mediante el método reportado por (Boye, Dieng & Brillas, 2003). El equipo de electrólisis consta de un reactor cilíndrico de vidrio con una camisa de calentamiento por la que circula agua termostatzada a 25°C. Las disoluciones preparadas son agitadas a 700 rpm con una barra magnética con el agitador magnético MR 116 de Schott. En la celda se introdujeron un ánodo y un cátodo, ambos con un área efectiva de 3 cm<sup>2</sup>. El ánodo de BDD fue suministrado por Adamant Technologies y el cátodo de difusión de aire de C-PTFE por E-TEK. El cátodo se alimentó con aire comprimido a un flujo de 1.5 L min<sup>-1</sup>.

Los experimentos se realizaron en modo galvanostático, densidad de corriente (*j*) constante, utilizando un potencióstato-galvanostato PARR EG&G modelo 273A. Las densidades de corriente aplicadas fueron 16.7, 33.3, 66.6 y 100 mA cm<sup>-2</sup>. En el caso de los procesos EF y FEF se añadió a la muestra, 0.50 mM de sulfato ferroso como catalizador de la reacción de Fenton (3). En el proceso FEF, la disolución se expuso a una lámpara UVA de 6 W de la casa Philips, que emite luz UV con una λ<sub>max</sub> = 360 nm y una energía de fotoionización de 5 W m<sup>-2</sup>, medida con un radiómetro de la casa Kipp & Zonen modelo CUV 5 Global.

La superficie del ánodo BDD se limpió inicialmente mediante polarización en 100 ml de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,050 M a 100 mA cm<sup>-2</sup> durante 180 minutos.

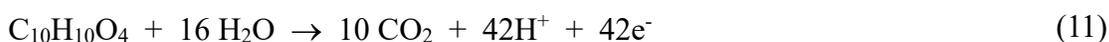
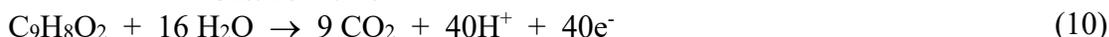
### c. Cuantificación del carbono orgánico total (COT)

El COT se midió directamente en un equipo TOC-V CSH/CSN de la casa Shimadzu, obteniendo valores reproducibles con ± 1% de precisión. Todas las muestras se filtraron con filtros de PTFE de 45 μm de la casa Whatman antes de ser inyectadas

### d. Seguimiento del proceso degradativo

Se estimó el porcentaje de la eficiencia de corriente mineralización (% ECM) para cada experimento utilizando la ecuación (9) (Flores et al, 2017):

$$ECM (\%) = \frac{nFV_s\Delta(COT)_{exp}}{4.32 \times 10^7 m I t} \times 100\% \quad (9)$$



donde  $F$  es la constante de Faraday (96487 C mol<sup>-1</sup>),  $V_s$  es el volumen de la solución (en L),  $\Delta(TOC)_{exp}$  es la variación experimental del TOC (en mg L<sup>-1</sup>),  $4.32 \times 10^7$  es un factor de conversión de unidades (3600 s h<sup>-1</sup> x 12000 mg mol<sup>-1</sup>),  $m$  es el número de átomos de carbono del ácido *trans*-cinámico [9] y del *trans*-ferúlico [10],  $I$  es la intensidad de corriente (en A) y  $t$  es el tiempo de electrolisis (en h). El número de electrones  $n$  consumidos por mol del ácido se tomó igual a 40 para el ácido *trans*-cinámico y 42 para el ácido *trans*-ferúlico asumiendo una completa mineralización según las reacciones (10) y (11).

## Resultados.

### a. Preparación de las muestras

El COT inicial de cada muestra medida fue  $200 \pm 5$  mg C L<sup>-1</sup>, con un pH inicial de  $2.95 \pm 0.6$  y una conductividad de  $2$  mS  $\pm 0.1$ .

### b. Cuantificación del carbono orgánico total (COT)

Para las soluciones, 1.852 mM de ácido *trans*-cinámico y 1.668 mM de ácido *trans*-ferúlico tratados por PEOAs a las condiciones experimentales, el decaimiento de COT en la Figura 1 destaca una lenta y continua eliminación de COT en AO-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, seguida por una eliminación más rápida del COT mediante EF y una casi total eliminación con el método FEF.

### c. Seguimiento del proceso degradativo

La Figura 2 muestra la variación de ECM estimada a partir de la ecuación (9) para cada ensayo, donde se puede notar que una mayor eficiencia de corriente se obtiene a menor  $j$ .

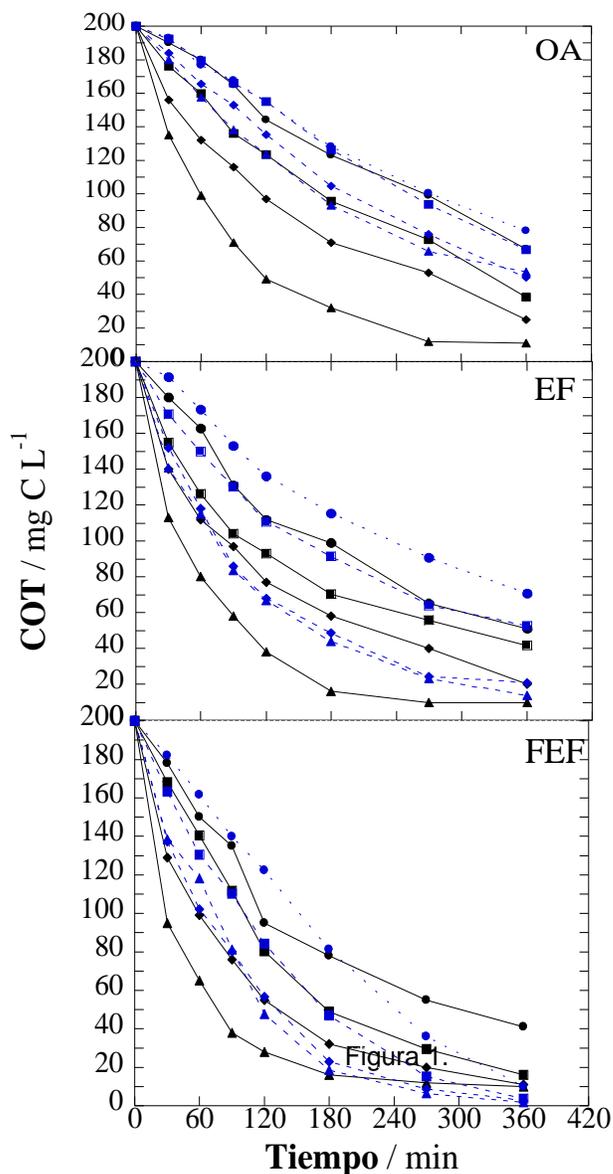
### Discusión de Resultados

El aumento de la densidad de corriente aplicada aumenta la concentración de radicales hidroxilos en cada PEOA aplicado y por tanto la disminución de COT de la muestra en el medio (Sirés Brillas, 2012), como se puede observar en la Figura 1, el descenso del COT del ácido *trans*-ferúlico durante los 360 minutos aplicando OA-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> presenta valores similares a las diferentes densidades de corriente aplicadas obteniéndose un 61.5%, 66.62%, 73.24% y 74.93% de reducción del COT a 16.7, 33.3, 66.6 y 100 mA cm<sup>-2</sup> respectivamente, mientras que, la reducción del COT del ácido *trans*-cinámico aumentó al aumentar  $j$ , alcanzando un máximo de 94.5% aplicando  $j = 100$  mA cm<sup>-2</sup>. Esto indica que los radicales BDD (<sup>•</sup>OH) fueron capaces de eliminar rápidamente los intermedios que se formaron durante la descomposición del ácido *trans*-cinámico, pero no los formados por la degradación del ácido *trans*-ferúlico.

En el proceso EF, de la Figura 1, se observa que el descenso del COT de ambos ácidos aumenta a mayor  $j$  aplicada, siendo la degradación del ácido *trans*-cinámico mayor a la del ácido *trans*-ferúlico; sin embargo, la disminución del COT del ácido *trans*-ferúlico se ve limitado a partir de  $j \geq 66.6$  mA cm<sup>-2</sup> sobre la cual ya no se obtiene más reducción del COT, esto gracias a la descomposición de este ácido en compuestos recalcitrantes difíciles de degradar por los radicales BDD (<sup>•</sup>OH) y <sup>•</sup>OH del medio (Flores et al., 2016) y (Flores et al., 2017). En el caso de ambos ácidos se puede observar que el aumento de radicales hidroxilos libres en el medio producidos por la reacción de Fenton (3) aumentó la capacidad oxidativa en el proceso EF aumentando la reducción del COT (Thiam, Sirés, Garrido, Rodríguez & Brillas, 2015).

Observando la Figura 1, en el proceso FEF se puede verificar que el descenso del COT es muy rápido durante los primeros 180 minutos del tratamiento alcanzando más del 68.5% de reducción del COT en ambos ácidos. Al final del proceso FEF, se observa 79.5%, 92.0%, 94.5%, 95% de reducción del COT en el ácido *trans*-cinámico y 95%, 98.5%, 98.7%, 99.1% en el ácido *trans*-ferúlico, a 16.7, 33.3, 66.6 y 100 mA cm<sup>-2</sup> respectivamente, es decir que se obtiene una casi completa mineralización de la materia orgánica aplicando  $j \geq 33.3$  mA cm<sup>-2</sup>. Esto es un claro indicativo de la rápida destrucción fotolítica de los intermedios formados durante la degradación de los ácidos por la acción de la luz UVA, esto se nota especialmente en los valores altos de reducción del COT que se obtuvieron con el ácido *trans*-ferúlico. El ácido *trans*-cinámico alcanza un máximo del 95% reducción del COT, en todos los PEOAs estudiados aplicando  $j=100$  mA cm<sup>-2</sup> lo que indica que los intermedios que se formaron fueron fácilmente destruidos por los radicales BDD (<sup>•</sup>OH) que se produjeron;

mientras que el catalizador  $\text{Fe}^{2+}$  y la luz UVA en el tratamiento FEF ayudaron a destruir los intermedios fotosensibles formados a partir del ácido *trans*-ferúlico.



Fuente: Elaboración propia.

**Figura 1.** Efecto de la densidad de corriente en el descenso del COT. En negro (—) ácido *trans*-cinámico y en azul (---) ácido *trans*-ferúlico. Densidad de corriente aplicada: (círculo) 16.7 mA cm<sup>-2</sup>, (cuadrado) 33.3 mA cm<sup>-2</sup>, (diamante) 66.6 mA cm<sup>-2</sup>, y (triángulo) 100 mA cm<sup>-2</sup>.

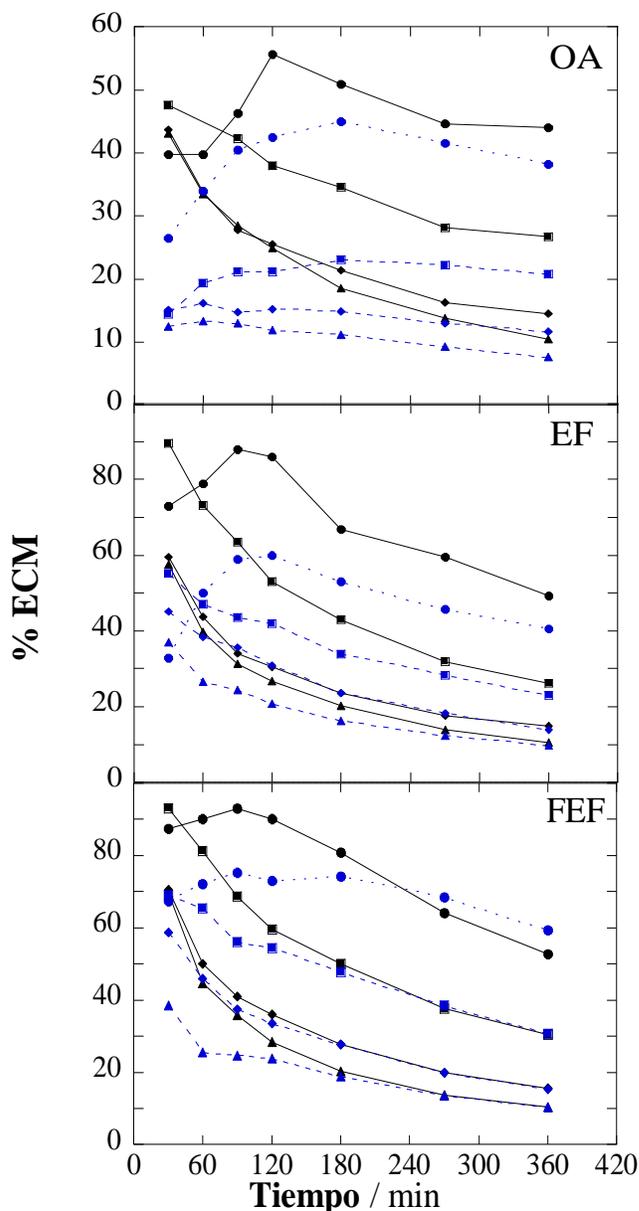


Figura 2.

Fuente: Elaboración propia.

**Figura 2.** Efecto de la densidad de corriente en el % ECM. En negro (—) ácido *trans*-cinámico y en azul ácido (---) *trans*-ferúlico. Densidad de corriente aplicada: (círculo) 16.7 mA cm<sup>-2</sup>, (cuadrado) 33.3 mA cm<sup>-2</sup>, (diamante) 66.6 mA cm<sup>-2</sup>, y (triángulo) 100 mA cm<sup>-2</sup>.

En la Figura 2, se puede observar que los valores correspondientes de ECM, al final de cada ensayo, siempre disminuyen con el aumento de *j*. En OA-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 360 minutos, la ECM varía desde 44.0%, 26.75%, 14,45% y 10.42% en el ácido *trans*-cinámico y 30.17%, 20.83%,

11.71% y 7.63% para el ácido *trans*-ferúlico al aplicar 16.7, 33.3, 66.6 y 100 mA cm<sup>-2</sup> respectivamente. Esto muestra que las mejores eficiencias se obtuvieron a  $j \leq 66.6$  mA cm<sup>-2</sup>.

En la Figura 2, durante el tratamiento EF se observa que los valores de ECM para ambos ácidos, van disminuyendo con el tiempo debido a la eliminación del COT y de la materia orgánica en el medio, la anomalía que se puede ver en el ácido *trans*-cinámico a 16.7 mA cm<sup>-2</sup> a 120 minutos indica una eficiente acción de los radicales BDD ( $\cdot\text{OH}$ ) y  $\cdot\text{OH}$  en el medio al inicio de la reacción sobre los intermedios de reacción del ácido. En la misma Figura analizando el proceso FEF a 360 minutos, la ECM varía desde 52.61%, 30.44%, 15.63% y 10.07% en el ácido *trans*-cinámico y 59.39%, 30.67%, 15.42% y 10.32% para el ácido *trans* ferúlico a 16.7, 33.3, 66.6 y 100 mA cm<sup>-2</sup> respectivamente, lo que indica que el proceso FEF es más eficiente que el EF y aún más que OA-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, esto por la rápida destrucción de intermedios por la acción de la luz UV aplicada en FEF.

Durante los tratamientos de OA-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y EF, para todas las  $j$  aplicadas las EMC del ácido *trans*-cinámico son mayores que las EMC del ácido *trans*-ferúlico, esto se debería a que los productos intermedios de la degradación del ácido *trans*-ferúlico resultan ser más recalcitrantes que los intermedios generados durante la degradación del ácido *trans*-cinámico; otra posibilidad es que durante la degradación del ácido *trans*-ferúlico los compuestos intermedios sean más propensos a participar en reacciones paralelas, mismas que consumen energía del sistema reduciendo la eficiencia del proceso.

En el proceso FEF, las EMC son prácticamente iguales en ambos ácidos a las  $j$  aplicadas, indicando una rápida destrucción foto catalítica de los intermedios que se produjeron por la reacción de cada ácido con los radicales BDD ( $\cdot\text{OH}$ ) y  $\cdot\text{OH}$  (Panizza & Cerisola, 2009), además se comprobó que la irradiación de luz UVA fue efectiva al disminuir el COT de las muestras tratadas ya que no se necesitaron más de 33.3 mA cm<sup>-2</sup> para alcanzar una reducción del COT mayor al 95%. En la degradación de ambos ácidos se puede advertir que en todos los PEOAs estudiados las ECM son prácticamente iguales a 25.4 %, cuando se aplican  $j \geq 66.6$  mA cm<sup>-2</sup>, lo que indicaría que a estas  $j$  se están produciendo mayor cantidad de reacciones parásitas (6), (7), (8), que consumen la energía eléctrica reduciendo la eficiencia del proceso (Sirés, Brillas, Oturan, Rodrigo & Panizza, 2014), (Brillas et al, 2005).

### Conclusiones.

- En todos los casos estudiados durante la AO-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y EF se puede verificar que el ácido *trans*-ferúlico es más difícil de degradar que el ácido *trans*-cinámico, también se cumple que a mayor densidad de corriente mayor descenso del COT, pero en el caso del ácido *trans*-ferúlico se alcanza  $j$  límite de 66.6 mA cm<sup>-2</sup> sobre la cual no se obtiene mayor remoción del COT en todos los PEOAs aplicados. Con el tratamiento FEF se pueden lograr mineralizaciones casi totales con una reducción del COT  $\geq 95\%$  en el ácido *trans*-cinámico y 99.1% en el ácido *trans*-ferúlico, aplicando  $j \leq 33.3$  mA cm<sup>-2</sup> con una ECM  $\geq 30\%$ , además este proceso es más poderoso que los procesos EF y AO-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> debido al aumento de la degradación de compuestos recalcitrantes

que se formaron durante la electrólisis de cada ácido por la acción de la luz UVA y  $\cdot\text{OH}$  en la solución. La capacidad de oxidación del proceso OA- $\text{H}_2\text{O}_2$  fue la más baja para estos ácidos debido a la baja reacción entre estas moléculas y los radicales BDD ( $\cdot\text{OH}$ ) a las mismas condiciones. Para cada PEOA probado el incremento de  $j$  aumentó la mineralización, pero con menor ECM.

### Referencias Bibliográficas

1. Boye B, Dieng MM, Brillas E. Electrochemical degradation of 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid in aqueous medium by peroxi-coagulation. (2003). Effect of pH and UV light. *Electrochemical Acta*. 48 (7), 781–90. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0013-4686\(02\)00747-8](https://doi.org/10.1016/S0013-4686(02)00747-8)
2. Brillas E, Mur E, Casado J. (1996). Iron (II) catalysis of the mineralization of aniline using a carbon PTFE  $\text{O}_2$ -fed cathode. *Journal of The Electrochemical Society*. 143 (3), L49-L53. Recuperado de: <https://doi.org/10.1149/1.1836528>
3. Brillas E, Sirés I. (2015). Electrochemical removal of pharmaceuticals from water streams: Reactivity elucidation by mass spectrometry. *Trends in Analytical Chemistry*, 70, 112–121. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2015.01.013>
4. Brillas E, Sirés I, Arias C, Cabot PL, Centellas F, Rodríguez RM, Garrido JA. (2005). Mineralization of paracetamol in aqueous medium by anodic oxidation with a boron-doped diamond electrode. *Chemosphere*. 58, 399–406. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.028>
5. Chowdhury A, Akrotos CS, Vayenas DV., Pavlou S. (2013). Olive mill waste composting: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 85, 108–119. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.06.019>
6. Dermeche S, Nadour M, Larroche C, Moulti-Mati F, Michaud P. (2013) Olive mill wastes: Biochemical characterizations and valorization strategies. *Process Biochemistry* 4, 1532–1552. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.07.010>
7. Flores N, Sirés I, Garrido J, Centellas F, Rodríguez RM, Cabot PL, et al. (2016). Degradation of trans-ferulic acid in acidic aqueous medium by anodic oxidation, electro-Fenton and photoelectro-Fenton. *Journal of Hazardous Materials*. 319, 3–12. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.040>
8. Flores N, Thiam A, Rodríguez RM, Centellas F, Cabot PL, Garrido JA, et al. (2017). Electrochemical destruction of trans-cinnamic acid by advanced oxidation processes:

kinetics, mineralization, and degradation route. *Environmental Science Pollution Research*. 24 (7), 6071–6082. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-6035-9>

9. Kapalka A., Baltruschat H., Cominellis C., Brillas E, Martínez-Huitle C. (2011) Electrochemical Oxidation of Organic Compounds Induced by Electro-Generated Free Hydroxyl Radicals on BDD Electrodes, Synthetic diamond films: Preparation, electrochemistry, characterization, and applications, *I* (1), Recuperado de: <https://doi.org/10.1002/9781118062364.ch10>

10. Kontos S., Koutsoukos P., Paraskeva C. (2014). Removal and recovery of phenolic compounds from olive mill wastewater by cooling crystallization. *Chemical Engineering Journal*. 251, 319–328. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.04.047>

11. Miranda MA, Galindo F, Amat AM, Arques A. (2000). Pyrylium salt-photosensitized degradation of phenolic contaminants derived from cinnamic acid with solar light Correlation of the observed reactivities with fluorescence quenching. *Applied Catalysis B: Environmental*. 28, 127–133. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0926-3373\(00\)00165-X](https://doi.org/10.1016/S0926-3373(00)00165-X)

12. Panizza M, Cerisola G. (2009). Direct and Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants. *Chemical Reviews*. 109 (12), 6541–6569. Recuperado de: <https://doi.org/10.1021/cr9001319>

13. Sirés I, Brillas E. (2012). Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: A review. (2012). *Environment International*. 40, 212–229. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.07.012>

14. Sirés I, Brillas E, Oturan MA, Rodrigo MA, Panizza M. Electrochemical advanced oxidation processes: today and tomorrow. A review. (2014). *Environmental Science and Pollution Research*. 21, 8336–8367. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2783-1>

15. Thiam A, Sirés I, Garrido JA, Rodríguez RM, Brillas E. (2015). Decolorization and mineralization of Allura Red AC aqueous solutions by electrochemical advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*. 290, 34–42. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.050>

**PARA CITAR EL ARTÍCULO INDEXADO.**

Flores Tapia, N., Roman Rodríguez, M., Coba Cabrera, R. L., Vélez Ortiz, J. J., Sirés Sadornil, I., & Brillas Coso, E. (2019). Procesos Electroquímicos de Oxidación Avanzados en la degradación de los ácidos trans-cinámico y trans-ferúlico. *Ciencia Digital*, 3(2.4), 49-60. <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v3i2.4.507>



El artículo que se publica es de exclusiva responsabilidad de los autores y no necesariamente reflejan el pensamiento de la **Revista Ciencia Digital**.

El artículo queda en propiedad de la revista y, por tanto, su publicación parcial y/o total en otro medio tiene que ser autorizado por el director de la **Revista Ciencia Digital**.

