



TRATAMIENTO DE ACIDO ACETILSALICÍLICO EN AGUAS RESIDUALES POR ELECTROCOAGULACIÓN UTILIZANDO ELECTRODOS DE ALUMINIO: EFECTO DE VOLTAJE ELÉCTRICO

 <https://doi.org/10.56238/levv15n43-135>

Data de submissão: 30/11/2024

Data de publicação: 30/12/2024

Ángel José de la Cruz Falcón

Msc.

Programa de Posgraduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, PR, Brasil.

Docente de la Universidad Nacional del Centro del Perú

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-6048-6643>

Rosangela Bergamasco

Dra.

Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá (UEM), PR, Brasil.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2934-6641>

Joseane Debora Peruço Theodoro

Dra.

Departamento de Engenharia Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, PR -

Brasil).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8709-506X>

Magaly de la Cruz Rios

Programa de Pos-Graduacion em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná-

PR - Brasil)

Thiago Andrade Marques

Laboratório Multiusuário do Campus Londrina (LabMult-LD), Universidade Tecnológica Federal do

Paraná, - Londrina, PR - Brasil).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4786-4434>

Artur Veloso Domingos

Programa de Pos-Graduacion em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, PR, Brasil)

ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-8873-2665>

Cristiano Antônio Colher

Programa de Pos-Graduacion em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná;

PR - Brasil.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-0036-3476>

RESUMEN

La electrocoagulación es una técnica que utiliza corriente eléctrica para inducir reacciones de oxidación-reducción, formando hidróxidos que actúan como agentes coagulantes para la eliminación de contaminantes emergentes. El objetivo general de este estudio es evaluar la eficiencia del proceso de electrocoagulación aplicado al tratamiento de contaminante emergente ácido acetilsalicílico



mediante electrocoagulación. Los contaminantes emergentes son sustancias químicas, tanto naturales como sintéticas, y pueden ser orgánicas e inorgánicas, con un alto potencial tóxico e impactos negativos tanto en el medio ambiente como en la salud humana. Se desarrolló un diseño factorial de 3^3 veces por triplicado, las variables importantes fueron el tiempo de reacción y el voltaje eléctrico. Las variables dependientes o respuesta fueron la concentración, y el costo de operación. Al final de los tratamientos, los resultados indicaron que el mayor porcentaje de eliminación de ácido acetilsalicílico a 5 voltios fue de 58,67% en los tiempos totales de 10, 20 y 30 minutos a la concentración inicial de 0,3 mg/mL. En las pruebas de 11 voltios, la mejor eficiencia de remoción fue del 60.00%, con 30 minutos de tiempo de remoción. Como era de esperar, el mayor desgaste de los electrodos se obtuvo a través de las pruebas sometidas a 11 voltios, y en relación al costo de operación, la prueba con mayor costo fue de R\$ 3,15/m³. Para las pruebas sometidas a 5 Voltios, el costo más alto fue de R\$ 0,73/m³. Los resultados del estudio indicaron una eliminación significativa del ácido acetilsalicílico. Por lo tanto, este estudio puede ser una referencia para que otros investigadores o fabricantes evalúen y estimen el proceso a mayor escala utilizando este sistema para el tratamiento de aguas residuales sintéticas.

Palabras clave: Ácido Acetilsalicílico (AAS). Electrocoagulación. Contaminantes Emergentes. Tratamiento de Aguas Residuales.

1 INTRODUCCIÓN

El aumento del número de fábricas y de la capacidad de producción, junto con la creciente demanda de medicamentos, ha provocado un aumento de la generación de aguas residuales. Como resultado, el vertido masivo de aguas residuales farmacéuticas se ha convertido en un motivo de preocupación debido a la considerable contaminación de las masas de agua y la toxicidad, tanto crónica como subcrónica, que afecta a los ecosistemas acuáticos y a los seres humanos, debido a la acumulación en el medio ambiente y la cadena alimentaria (Chen et al., 2023; Maniakova et al., 2020).

Los contaminantes emergentes son compuestos que han surgido debido a una mala gestión de residuos, como farmacéuticos, plásticos, productos de cuidado personal, cosméticos, tintes, entre otros, que terminan depositándose en cuerpos de agua, como ríos, lagos, océanos y aguas subterráneas. (Geissen et al., 2015; Camargo et al., 2020; Jari et al., 2022).

Investigaciones indican que se han detectado pequeñas concentraciones de estos contaminantes en el agua a lo largo de todo el país. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos ha estado esforzándose por reducir el impacto de diversos contaminantes emergentes, como el perclorato, productos farmacéuticos, PCP y EDC (Water Quality Association, 2019).

Actualmente el consumo global de medicamentos a aumentado, siendo los antidepresivos, antisépticos y tratamientos para la ansiedad y el sobrepeso los más vendidos en farmacias y laboratorios (Epi-Phare, 2020). Los analgésicos y antiinflamatorios no esteroideos (AINES), como el ibuprofeno, diclofenaco, ketorolaco, ácido acetilsalicílico y paracetamol, se encuentran entre los medicamentos de mayor consumo a nivel mundial (OMS, 2007). Estos fármacos generan residuos en las aguas residuales, los cuales son clasificados como contaminantes emergentes (CE).

Los contaminantes emergentes son compuestos de diversas procedencias y características químicas, cuya presencia en el medio ambiente y posibles impactos han sido mayormente ignorados, generando problemas ambientales y riesgos para la salud. En su mayoría, se trata de contaminantes no regulados, aunque podrían estar sujetos a futuras normativas dependiendo de estudios sobre sus efectos potenciales en la salud y datos de monitoreo relacionados con su frecuencia de aparición (Gil et al., 2012; Mugs, 2017).

Esto supone un importante riesgo, y exige su regulación, dependiendo de sus posibles efectos eco-toxicológicos y toxicológicos, y de sus niveles en el medio acuático. Por lo tanto, existe una necesidad urgente de fortalecer el conocimiento científico y adoptar enfoques tecnológicos y políticos apropiados para monitorear los contaminantes emergentes en los recursos hídricos y las aguas residuales así como evaluar sus riesgos potenciales para la salud humana y el medio ambiente (UNESCO, 2017).

El impacto ambiental causado por las sustancias tóxicas presentes en los contaminantes emergentes ha llevado a la comunidad científica a desarrollar diferentes métodos de tratamiento del

agua. Estos métodos incluyen la degradación fotocatalítica (BALESTRIN et al., 2017), la separación de membranas (ultrafiltración, nanofiltración) (CRUZ et al., 2020; CARVALHO et al., 2021; FARTO et al., 2021), adsorción (MENDES et al., 2023; SILVEIRA., 2022; KUHL et al., 2021) y electrocoagulación (FONSECA et al, 2024; BEHLING, 2021). Aunque varios de estos procesos son muy efectivos en la eliminación de diferentes tipos de medicamentos, su implementación a gran escala es limitada debido a los altos costos y complejidad, especialmente en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (EDAR) (GOMES et al., 2017). Además, algunos de estos métodos generan contaminación secundaria, ya que los subproductos de la transformación pueden ser tan tóxicos o más que los medicamentos originales (; FELIS et al., 2020).

Uno de los métodos más efectivos para el tratamiento de aguas residuales es la electrocoagulación (EC). Este proceso funciona mediante la disolución eléctrica de iones de hierro o aluminio provenientes de electrodos del mismo material, que actúan como coagulantes en la formación de iones. En el ánodo se generan iones metálicos, mientras que en el cátodo se libera gas hidrógeno. Las partículas floculadas ascienden a la superficie del agua gracias a las burbujas de hidrógeno formadas en el cátodo (KHANDEGAR .et al, 2018; TANG et al, 2015).

La electrocoagulación presenta múltiples ventajas potenciales, como su flexibilidad, facilidad de operación, ausencia de adición de productos químicos, rápido inicio de funcionamiento, sencillo control y su capacidad para tratar diversos contaminantes, lo que ha incrementado el interés en su aplicación (JAMRAH et al, 2005; TAHREEN et al, 2020; KADIER et al, 2022).

Dado que los efluentes con contaminantes emergentes, como el ácido acetilsalicílico, son altamente complejos y contienen elevados niveles de contaminantes químicos, el objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia del proceso de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio para eliminar este contaminante emergente ácido acetilsalicílico . Se estudiaron variables importantes como el tiempo de reacción, la intensidad de corriente eléctrica, la concentración, el voltaje aplicado y el costo operativo.

2 METODOLOGIA

2.1 DESCRIPCIÓN DEL LUGAR DE ESTUDIO

Los experimentos de investigación se llevaron a cabo en el Laboratorio de Contaminantes del Aire, en el Laboratorio de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental y en el Laboratorio Multiusuario del Campus de Londrina (LabMult-LD), ubicado en la ciudad de Londrina, PR, en el campus de la Universidad Tecnológica Federal de Paraná (UTFPR-LD), bloque S. Además, se contó con el apoyo y colaboración de los laboratorios e insumos de la carrera de Ingeniería Química de la Universidad Estadual de Maringá.

2.2 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Los experimentos se llevaron a cabo según los diseños estadísticos que figuran en la tabla 1 y tabla 2. Se ejecutaron dos diseños experimentales diferentes con variables independientes de 5 y 11 voltios de tensión eléctrica.

En el primer diseño estadístico, los experimentos de electrocoagulación se realizaron utilizando un diseño factorial 3^3 , evaluando los efectos de las variables independientes en tres niveles (-1, 0, 1). Los experimentos se realizaron por triplicado, con un total de 27 ensayos. Las variables independientes en este diseño fueron concentración del ácido acetilsalicílico (mg/L) y el tiempo de electrocoagulación (min) a 5 voltios de tensión eléctrica, como se presenta en la tabla 1.

En el segundo experimento, se aplicó un diseño factorial 3^3 . Los ensayos se realizaron con las variables independientes concentración del ácido acetilsalicílico (mg/L) y el tiempo de electrocoagulación (min) a 11 voltios de tensión eléctrica. Las disposiciones de los experimentos se detallan en la tabla 2.

La tabla 1 presenta los valores de las variables independientes utilizadas en los diseños experimentales. Las variables independientes son concentración del ácido acetilsalicílico (mg/L) y el tiempo de electrocoagulación (min) a 5 voltios de tensión eléctrica.

Tabla 1. Valores de las variables independientes (5 voltios)

Planeamiento estadístico					
Ensayo	Concentración (mg/mL)	Tiempo (min)	Amperaje	Absorbancia (abs)	Ácido acetilsalicílico (mg/mL)
1	0.1	10	0.03	2.398	0.08
2	0.1	20	0.03	2.132	0.07
3	0.1	30	0.02	2.035	0.067
4	0.2	10	0.05	3.211	0.109
5	0.2	20	0.02	3.336	0.114
6	0.2	30	0.02	3.336	0.114
7	0.3	10	0.06	3.336	0.114
8	0.3	20	0.04	3.336	0.114
9	0.3	30	0.03	3.336	0.114
10	0.1	10	0.03	2.308	0.077
11	0.1	20	0.02	2.17	0.072
12	0.1	30	0.02	2.282	0.076
13	0.2	10	0.04	3.211	0.109
14	0.2	20	0.03	3.336	0.114
15	0.2	30	0.02	3.336	0.114
16	0.3	10	0.08	3.336	0.114
17	0.3	20	0.04	3.512	0.12
18	0.3	30	0.03	3.336	0.114
19	0.1	10	0.03	2.398	0.08

20	0.1	20	0.03	2.132	0.07
21	0.1	30	0.02	2.035	0.067
22	0.2	10	0.05	3.211	0.109
23	0.2	20	0.02	3.336	0.113
24	0.2	30	0.02	3.335	0.112
25	0.3	10	0.06	3.334	0.114
26	0.3	20	0.04	3.336	0.115
27	0.3	30	0.03	3.336	0.114

La tabla 2 presenta los valores de las variables independientes utilizadas en los diseños experimentales. Las variables independientes son concentración del ácido acetilsalicílico (mg/L) y el tiempo de electrocoagulación (min) a 11 voltios de tensión eléctrica.

Tabla 2. Valores de las variables independientes (11 voltios)

Planeamiento estadístico					
Ensayo	Concentración (mg/mL)	Tiempo (min)	Amperaje	Absorbancia (abs)	Ácido acetilsalicílico (mg/mL)
1	0.1	10	0.07	2.385	0.085
2	0.1	20	0.06	2.26	0.081
3	0.1	30	0.06	2.222	0.079
4	0.2	10	0.1	3.301	0.118
5	0.2	20	0.07	3.426	0.123
6	0.2	30	0.06	3.301	0.118
7	0.3	10	0.11	3.426	0.123
8	0.3	20	0.13	3.426	0.123
9	0.3	30	0.08	3.426	0.123
10	0.1	10	0.07	2.385	0.085
11	0.1	20	0.07	2.204	0.079
12	0.1	30	0.06	2.28	0.082
13	0.2	10	0.09	3.426	0.123
14	0.2	20	0.07	3.301	0.118
15	0.2	30	0.06	3.301	0.118
16	0.3	10	0.08	3.426	0.124
17	0.3	20	0.17	3.426	0.124
18	0.3	30	0.15	3.301	0.118
19	0.1	10	0.07	2.385	0.084
20	0.1	20	0.06	2.26	0.08
21	0.1	30	0.06	2.222	0.078
22	0.2	10	0.1	3.301	0.117
23	0.2	20	0.07	3.426	0.122
24	0.2	30	0.06	3.301	0.117
25	0.3	10	0.11	3.426	0.122
26	0.3	20	0.13	3.426	0.122
27	0.3	30	0.08	3.426	0.122

2.2.1 preparación de agua sintética

El agua utilizada en el estudio fue preparada con ácido acetilsalicílico producido por la compañía farmacéutica Adria, siguiendo el método AOAC (Asociación de Químicos Analíticos Oficiales, 1995).

La dosis de ácido acetilsalicílico se determinó por el método espectrofotométrico, en el que se utilizó un espectrofotómetro UV - modelo DR 5000

2.2.2 preparación de la solución de HCl 0,1 mol/l

El ácido clorhídrico (HCl) se consideró el "blanco" de la muestra y se utilizó para calibrar el espectrofotómetro. Se prepararon soluciones de HCl a 0,1 mol/L, teniendo en cuenta que su masa molar es de 36,46 g/mol. Así, se calculó la masa (g) necesaria para preparar 5 litros de la solución.

2.2.3 elaboración de soluciones estándar

Los patrones de ácido acetilsalicílico crudo (AAS) (0,1 mg/mL, 0,2 mg/mL y 0,3 mg/mL) se prepararon en matraces aforados de 2000 mL. Las respectivas masas del reactivo se pesaron y se disolvieron en una solución de HCl 0,1 mol/L. A continuación, el volumen de los matraces se llenó con la solución ácida. Para la preparación de estas soluciones, se calcularon las masas (g) de ácido acetilsalicílico (AAS) a pesar sobre la base de una solución de 100 mL a 0,3 mg/mL. La masa molar del ácido acetilsalicílico (AAS) se consideró de 180,158 g/mol, según lo determinado por Merck (2001).

2.2.4 realización de la curva de calibración y análisis de muestras

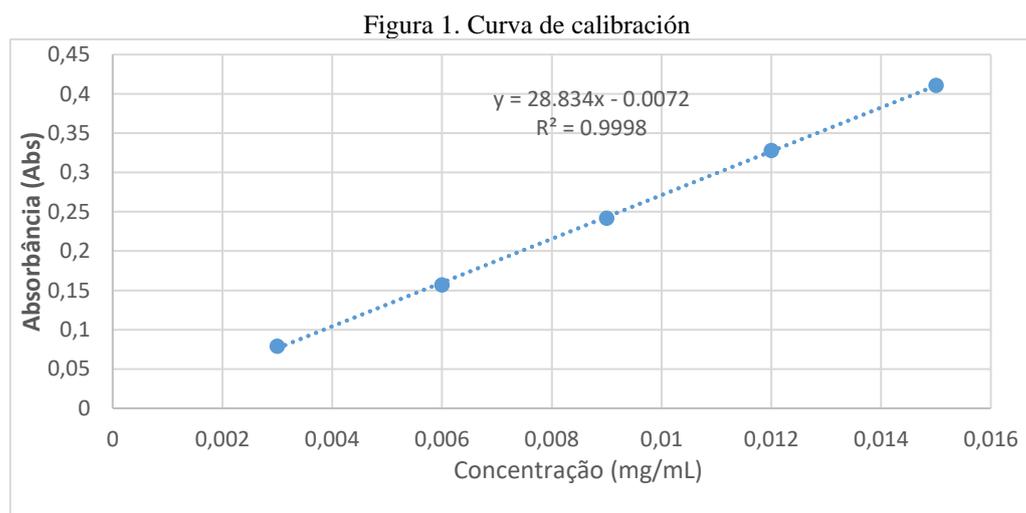
En la Tabla 3 se presentan los datos necesarios para la construcción de la curva de calibración de las soluciones de ácido acetilsalicílico (AAS), teniendo en cuenta la concentración diluida de cada muestra (mg/mL) y su respectiva absorbancia. La absorbancia se midió a una longitud de onda de 230 nm utilizando un espectrofotómetro modelo DR 5000 . Así, fue posible construir la curva de calibración $A \times C$ (mg/mL) y calcular la absorbancia específica del ácido acetilsalicílico (AAS).

Tabla 3. Soporte para la realización de la curva de calibración y el análisis de la muestra

	Estándares de ácido acetilsalicílico (AAS) (mL)	Volumen HCl 0,1 mol/ mL(mL)	H2O Desionizada	Patrón de concentración (mg/mL)	Absorbancia (Abs)
Blanco	-	25	Completado até 100 mL	0	-
1	1	25		0,004	0,080
2	2	25		0,007	0,158
3	3	25		0,010	0,243
4	4	25		0,013	0,329
5	5	25		0,016	0,412

A partir de los datos de la Tabla 3 se pudo realizar la curva de calibración A x C (mg/mL). Se utilizaron datos sobre la concentración estándar de cada muestra en relación con su absorbancia. A partir de la curva y la ecuación de la línea ($y=28.834x-0.0072$) obtenidas, fue posible determinar el valor de la concentración de ácido acetilsalicílico (ASA) en el eje x sustituyendo el valor de absorbancia de la muestra en el eje y.

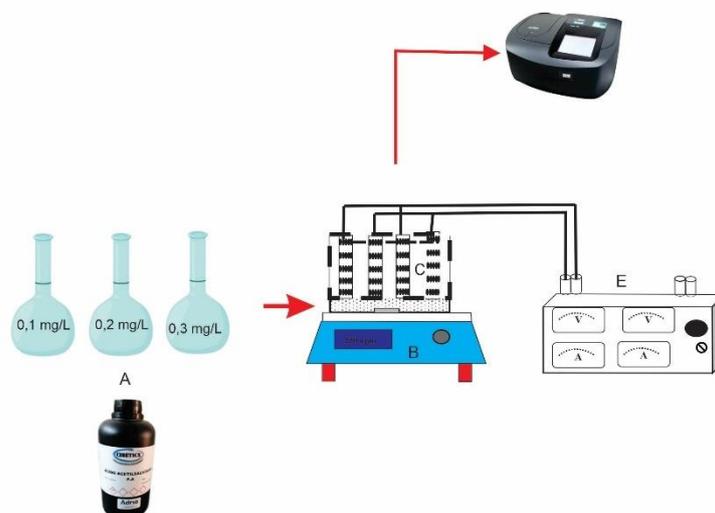
En la figura 1, representa la curva de calibración, para conocer la concentración a través de la absorbancia.



2.3 ESQUEMA DE PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN ADAPTADO PARA EL ACIDO ACETILSALICÍLICO

La figura 2, presenta diagrama de proceso: A) Preparación de agua sintética en diferentes concentraciones (AAS) B) Agitador magnético C) Reactor con electrodos de aluminio D) Espectrofotómetro UV - modelo DR 5000 E) Fuente de poder de energía(5 y 11 voltios)

Figura 2 : Diagrama de proceso de electrocoagulación



El diagrama de proceso de electrocoagulación consistió en 1 reactor cilíndrico de polipropileno con un volumen de 200 mL. Se introdujeron en el reactor cuatro placas electrolíticas de aluminio, conectadas en paralelo y espaciadas a 2 cm de distancia. Las placas, que hacen referencia a los electrodos, miden 7,5 cm de alto, 4 cm de ancho y 3 mm de grosor y se fijaron con tornillos de PVC (cloruro de polivinilo). Además, las placas de la misma polaridad estaban interconectadas por un tornillo metálico.

2.4 COSTOS OPERACIONALES

2.4.1 calculo de desgaste de electrodos

Según Meneses et al. (2012), el desgaste del electrodo en el proceso de formación electroquímica del agente coagulante está relacionado con el consumo de electrones, cuya generación está directamente relacionada con las Leyes de Faraday. Por lo tanto, la ecuación 2 se puede utilizar para calcular la cantidad de electrodo consumido.

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times z} \quad (2)$$

Donde:

m_{el} = cantidad máxima de electrodo consumido (g);

i = corriente aplicada (A) - se utilizó la media de las corrientes de cada ensayo;

t = tiempo de aplicación de la corriente (s) - que fue constante a 30 minutos;

M = masa molar del elemento predominante en el electrodo (g/mol) - aluminio (26,98 g/mol)

z = número de electrones implicados en la reacción de oxidación del elemento anódico - aluminio (3)

F = constante de Faraday (96.500 C/mol).

2.4.2 tiempo de desgaste de electrodo

Para obtener el peso real de los electrodos, sin la presencia de residuos del proceso de electrólisis, se limpiarán con ácido fosfórico. Después de la limpieza, los electrodos se pesarán en una balanza de precisión. Según Wiendl (1998), el tiempo estimado de desgaste de los electrodos puede calcularse mediante la ecuación 3:

$$t = \frac{M_0}{\alpha \times i} \quad (3)$$

Donde

t = tiempo de desgaste del electrodo (h);

Mo = masa molar inicial del aluminio (g) - 57,35 g

α = equivalente electroquímico del material del electrodo (g/A.h) - aluminio (0,335 g/A.h)

i = corriente aplicada (A) - se utilizó la media de las corrientes de cada ensayo.

2.4.3 consumo de energía eléctrica

Según Koby et al. (2006), el consumo de electricidad en un sistema de electrocoagulación puede expresarse mediante la siguiente Ecuación 4:

$$C_{\text{energía}} = \frac{U \times i \times t}{V} \quad (4)$$

Donde:

C_{energía} = consumo de energía (W.h/m³);

U = tensión eléctrica aplicada al sistema (V);

i = corriente eléctrica aplicada al sistema (A) - se ha utilizado la media de las corrientes de cada ensayo;

t = tiempo de aplicación de la corriente (h) - 0,5 horas;

V = volumen de efluente tratado (m³) - 0,00025 m³

2.4.4 cálculo de costo de operación de sistema

Según Donini et al. (1994) y Koby et al. (2006), los costes del material del electrodo y de la electricidad suponen la mayor parte del coste de funcionamiento de un sistema de electrocoagulación, y pueden calcularse utilizando la ecuación 5:

$$C_{\text{operación}} = a \cdot C_{\text{energía}} + b \cdot C_{\text{electrodo}} \quad (5)$$

Donde:

C_{operación} = Costo de operación (R\$/m³ de efluente);

a = costo energético (R\$/kWh) - R\$ 0,63/kWh;

C_{energía} = consumo de energía (kWh/m³ de efluente);

b = Costo de masa de la placa (R\$/kg de electrodo) - aluminio (R\$ 5,40/kg);

C_{electrodo} = consumo de electrodo (kg/m³ de efluente)

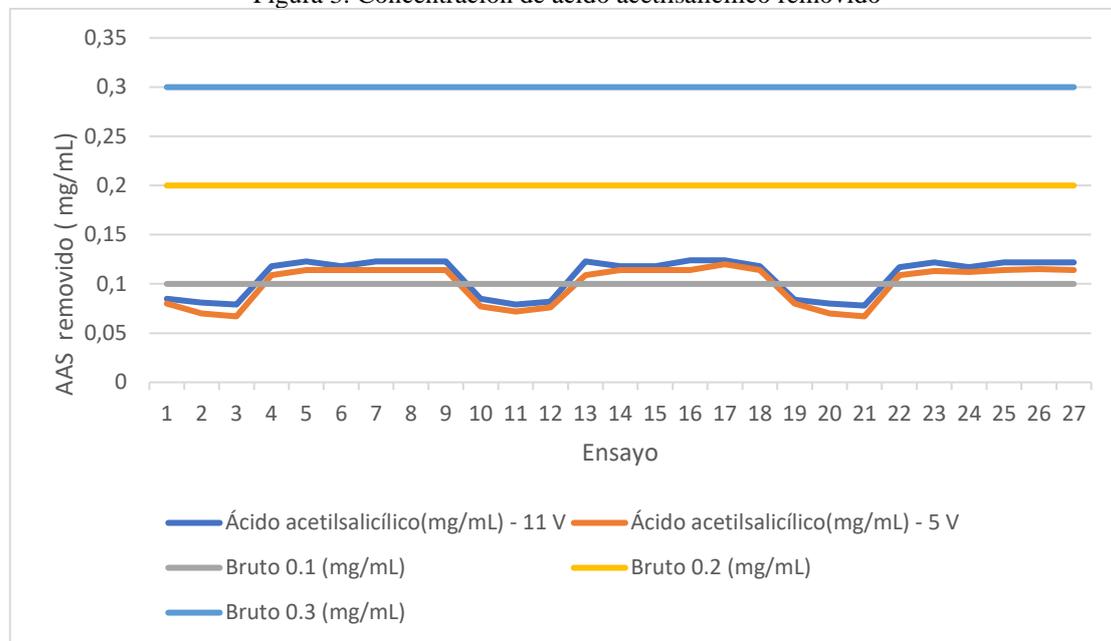
3 RESULTADOS Y DEBATE

3.1 RESULTADO DE LOS PARÁMETROS EVALUADOS

Después de tratar el contaminante emergente, se evaluaron los parámetros mediante gráficos basados en los datos de laboratorio. Esto permitió analizar la eficiencia de eliminación de contaminante emergente Acido acetilsalicílico, así también como evaluar los resultados con el costo de operación, empleando la electrocoagulación.

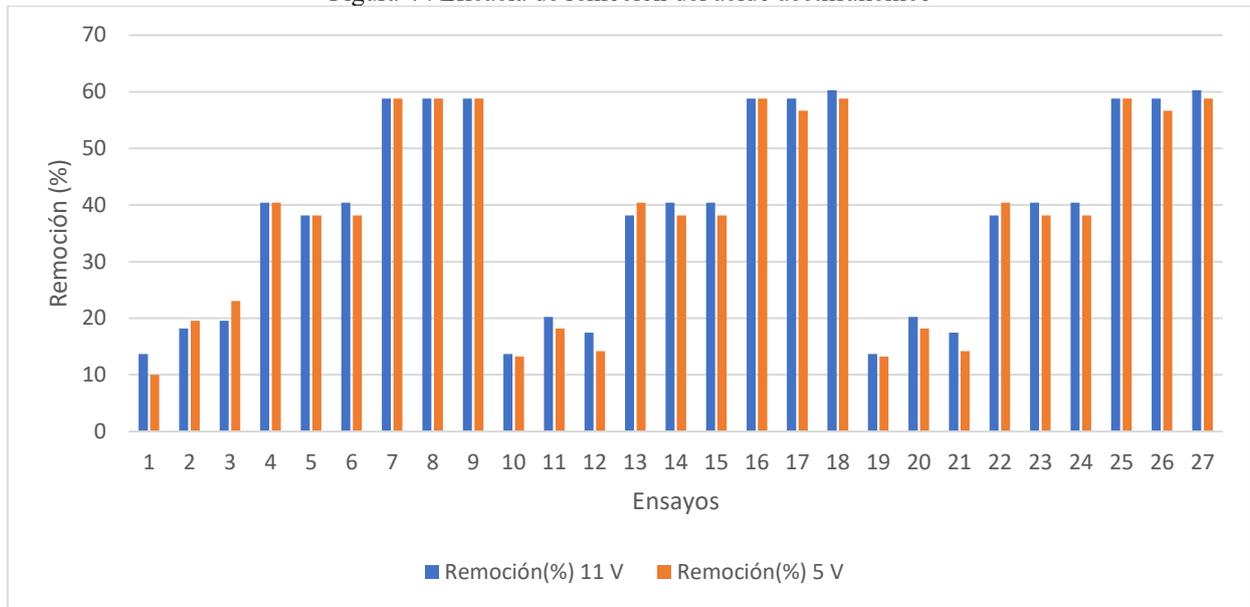
En la Fig. 3 . Se compara la concentración de ácido acetilsalicílico removido en el proceso de electrocoagulación bajo dos valores de voltaje diferentes: 5 voltios y 11 voltios. La expresión "AAS (mg/mL)" se refiere a la concentración de ácido acetilsalicílico removido, y las líneas horizontales indican las concentraciones de las muestras de agua cruda contaminada. La remoción de la sustancia con ambos voltajes fue similar, lo que indica que no hubo diferencias significativas entre ellos.

Figura 3. Concentración de ácido acetilsalicílico removido



En la Figura 4.- Se puede observar, algunos ensayos han logrado una eficacia aún mayor en la remoción del Acido acetilsalicílico, este fue el caso de los ensayos 7, 8, 9, 16, 17, 18, 25, 26 y 27, que presentaron la mayor concentración del fármaco en la muestra bruta (0,3 mg/mL). El mejor resultado se obtuvo en las pruebas 18 y 27, las cuales fueron sometidas a un voltaje de 11 voltios y tuvieron un tiempo de electrocoagulación de 30 minutos, resultando una remoción de ácido acetilsalicílico del 60,0%.

Figura 4 . Eficacia de remoción del ácido acetilsalicílico

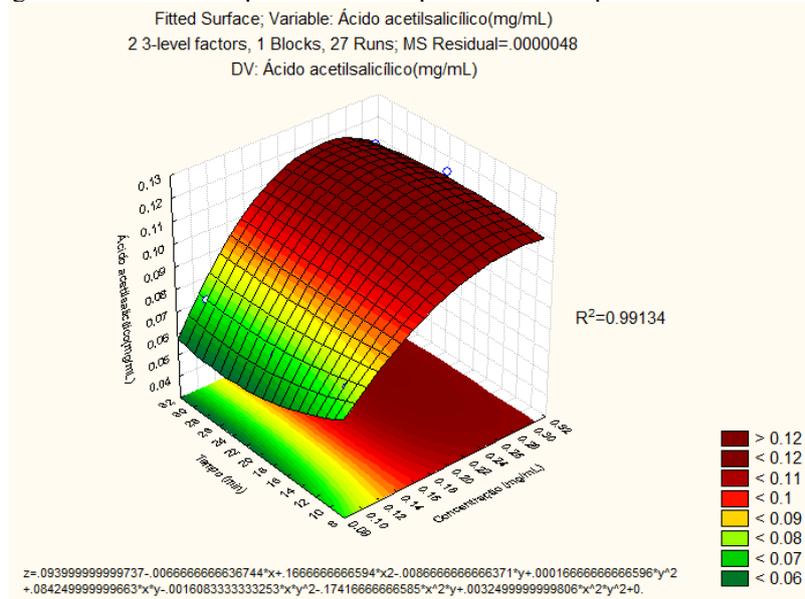


3.2 GRAFICOS DE SUPERFICIE DE RESPUESTA

En la Figura 5 muestra el gráfico de la superficie de respuesta de las pruebas sometidas a una tensión de 5 voltios.

Como era de esperar, el gráfico de superficie del proceso de electrocoagulación a 5 voltios fue similar al proceso con un voltaje de 11 voltios. Sin embargo, el coeficiente de determinación presentó un resultado ligeramente mejor, con $R^2 = 0,99134$

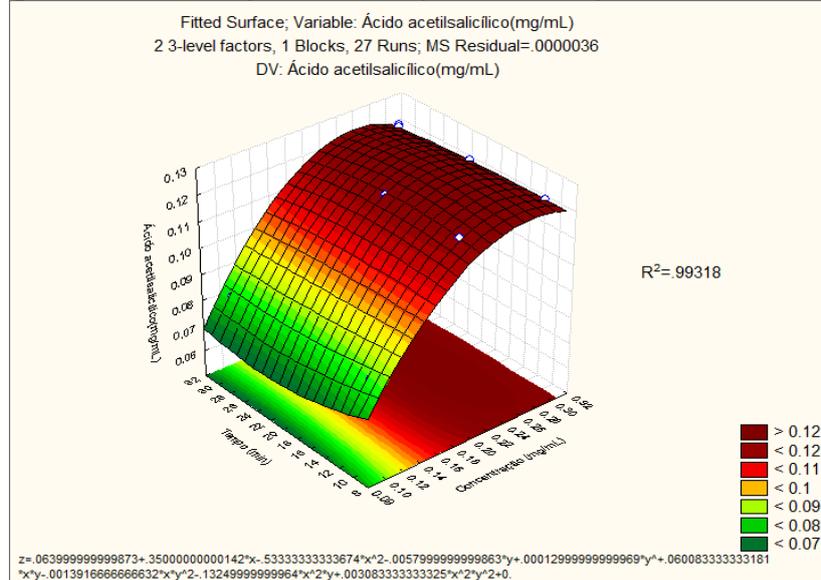
Figura 5 . Gráfico de superficie del comportamiento del proceso CE a 5 voltios



En la figura 6 muestra el gráfico de la superficie de respuesta de las pruebas sometidas a una tensión de 11 voltios. Como era de esperar, el gráfico de superficie del proceso de electrocoagulación a 5 voltios fue similar al proceso con un voltaje de 11 voltios. Sin embargo, el coeficiente de

determinación mostró un resultado ligeramente mejor, con $R^2 = 0,99318$. Eso quiere decir que hubo una mayor remoción del contaminante emergente ácido acetilsalicílico a 11 voltios.

Figura 6 . Gráfico de superficie del comportamiento del proceso EC a 11 voltios

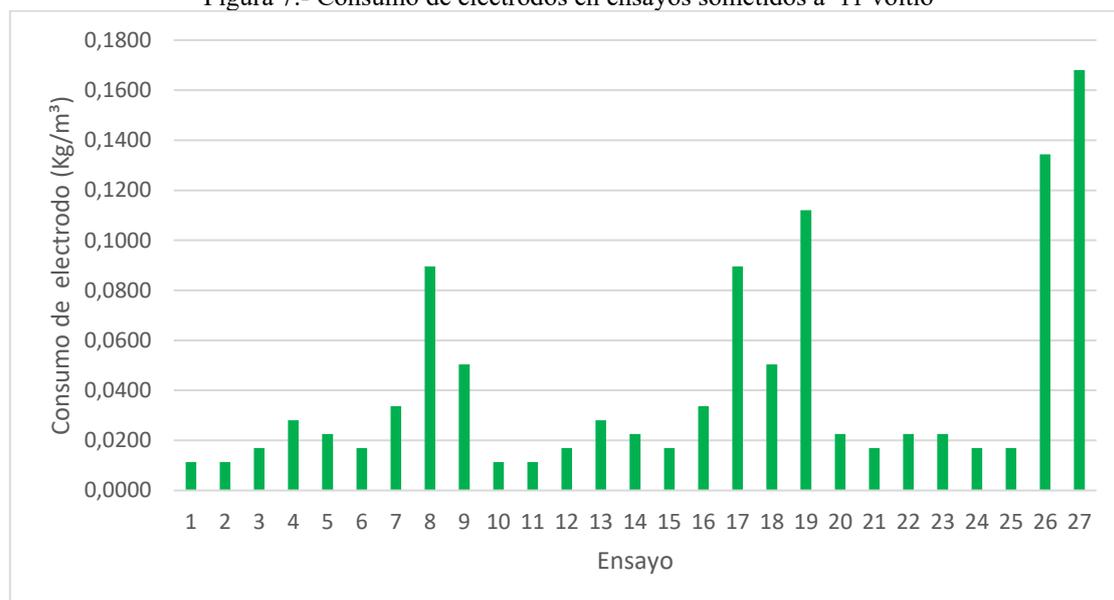


3.3 CONSUMO DE ELECTRODOS

En la Figura 7 se muestran los datos obtenidos para los ensayos sometidos a la eliminación de ácido acetilsalicílico a un voltaje de 11 voltios. El mayor consumo de electrodos se alcanzó en la prueba 27, alcanzando $0,165 \text{ kg/m}^3$. Según el plan experimental, esta prueba tiene un tiempo de electrocoagulación de 30 minutos.

El consumo de electrodos (kg/m^3) se calculó mediante la Ecuación 2.

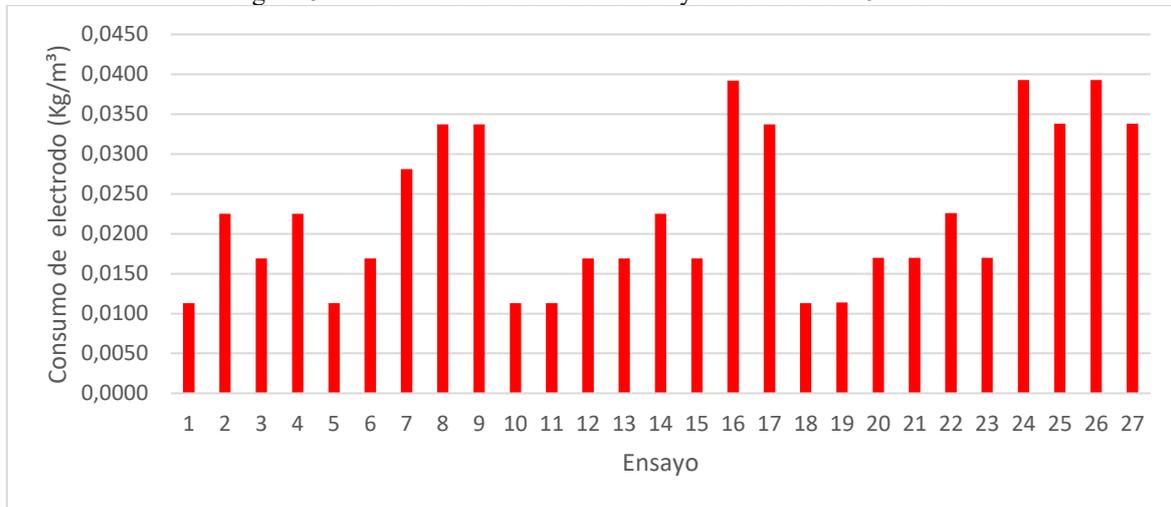
Figura 7.- Consumo de electrodos en ensayos sometidos a 11 voltio



En la Figura 8 , como se puede observar, las pruebas 16, 24 y 26 mostraron el mayor desgaste de los electrodos para aquellos sometidos a 5 voltios, alcanzando $0,038 \text{ kg/m}^3$ en un proceso de

electrocoagulación de 10 minutos. Como era de esperar, el promedio de las pruebas sometidas a 11 voltios logró un mayor desgaste promedio del electrodo debido a la aplicación de un voltaje más alto al sistema.

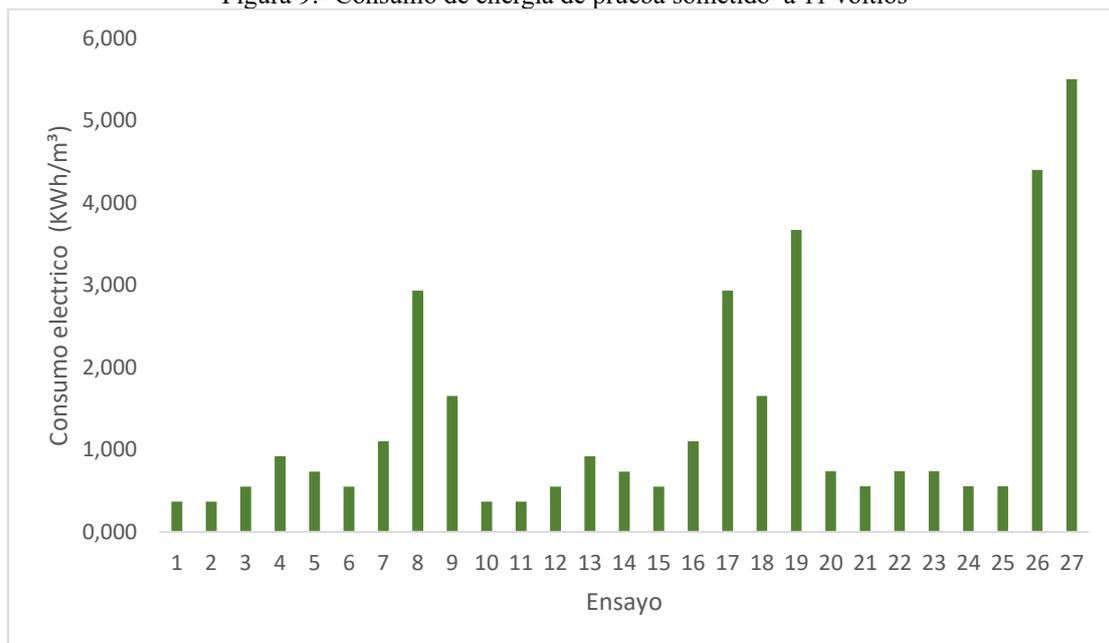
Figura 8.- Consumo de electrodos en ensayos sometidos a 5 voltios



3.4 CONSUMO DE ENERGIA

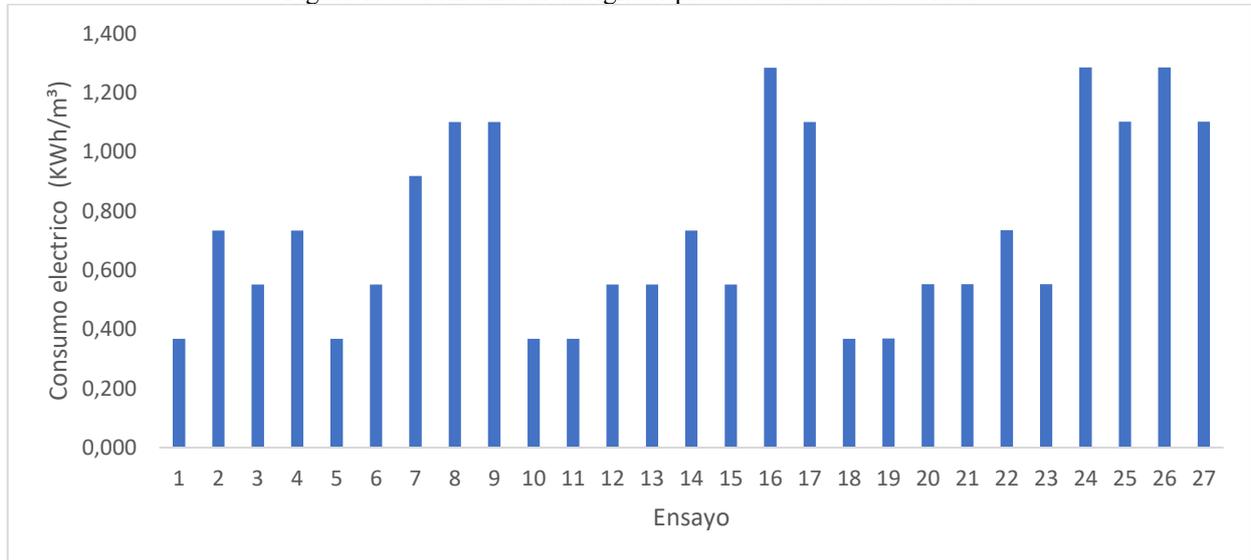
En la Figura 9, que muestra el consumo eléctrico en función del del desgaste de los electrodos a 11 voltios, el gráfico de consumo eléctrico indica que la prueba con mayor demanda eléctrica también fue la prueba 27, con un valor de 5,8 kWh/m³. Esta correlación tiene mucho sentido, ya que el mayor desgaste del electrodo fue consecuencia de una mayor cantidad de energía en el sistema

Figura 9.- Consumo de energía de prueba sometido a 11 voltios



En la Figura 10, muestra el consumo eléctrico en función del del desgaste de los electrodos a 5 voltios, los ensayos 16, 24 y 26 fueron los de mayor consumo de energía, alcanzando un valor de 1,32 kWh/m³ y manteniendo la correlación con el gráfico de la Figura 9 sobre el desgaste de los electrodo.

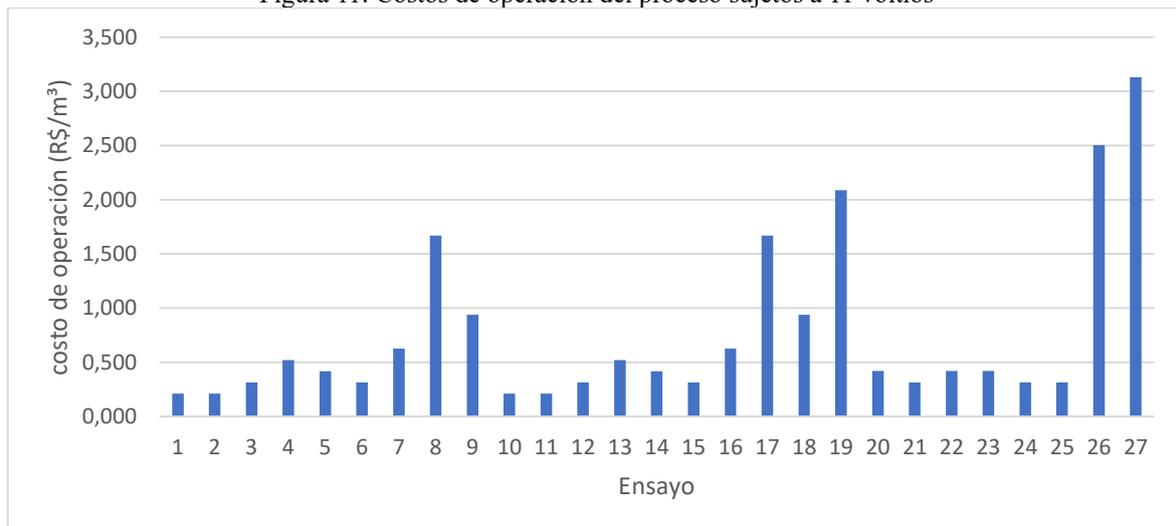
Figura 10 .- Consumo de energía de prueba sometido a 5 voltios



3.5 COSTO DE OPERACION

En la figura 11, como se puede observar, para la tensión de 11 voltios el costo de operación fue mayor para la prueba 27, alcanzando R\$ 3,15/m³

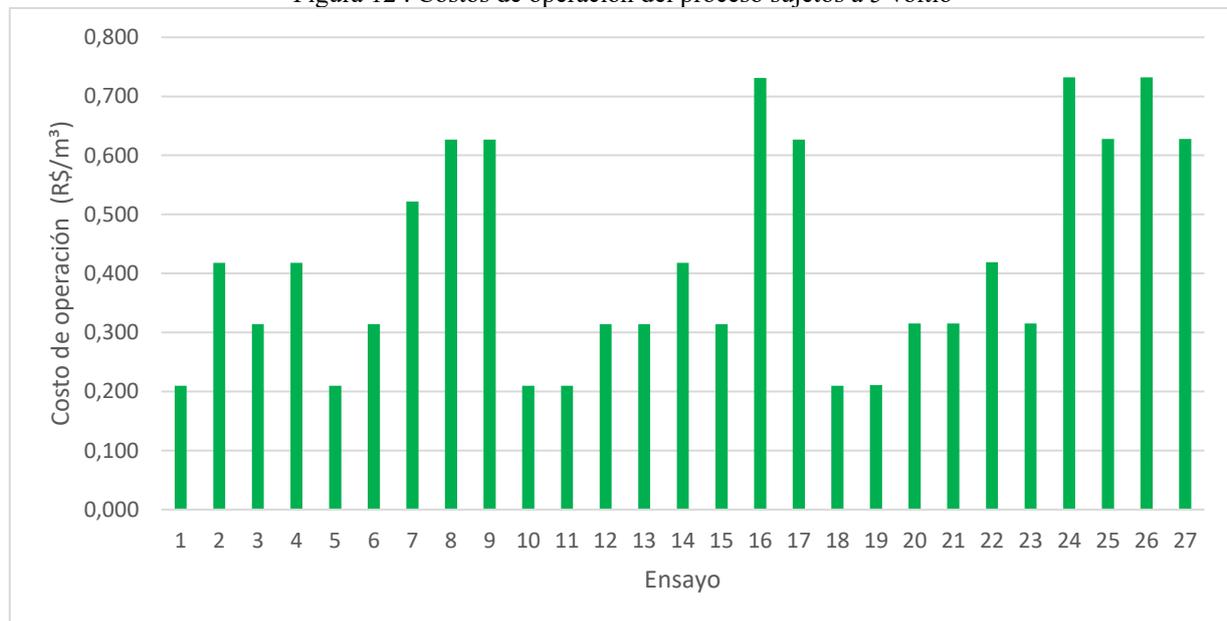
Figura 11. Costos de operación del proceso sujetos a 11 voltios



En la figura 12, como se puede observar, para la tensión de 5 voltios, las pruebas 16, 24 y 26 fueron superiores a las demás, alcanzando R\$ 0,75/m³. Es importante destacar que la prueba 16 solo

se sometió a un proceso de 10 minutos, sin embargo, tuvo el costo de operación más alto de las sometidas a 5 voltios.

Figura 12 . Costos de operación del proceso sujetos a 5 voltio



4 CONCLUSIÓN

Tras la aplicación del método de electrocoagulación con cuatro electrodos de aluminio, se puede concluir que la concentración inicial de ácido acetilsalicílico en la muestra y el tiempo de proceso son variables importantes que inciden en la eliminación del contaminante emergente. Así, el mayor porcentaje de eliminación global ocurrió en el ensayo 27, que alcanzó una tasa de remoción del 60%, el cual fue sometido a un tiempo de electrocoagulación de 30 minutos con una concentración inicial de 0,3 mg/mL de ácido acetilsalicílico. En general, no hubo diferencias significativas entre la eliminación a los dos voltajes (5 y 11 voltios).

En términos de costo de operación, los experimentos sometidos a un voltaje de 5 Voltios presentaron el mayor costo-beneficio del estudio, ya que tuvieron un menor costo para lograr una eficiencia de remoción equilibrada que los sometidos a 11 Voltios. Prueba 27 (11 Voltios), en relación al costo de operación, la prueba con mayor costo fue R\$ 3,15/m³. Para las pruebas sometidas a 5 Voltios, el costo más alto fue de R\$ 0,73/m³. También es importante destacar que el mayor desgaste del electrodo ocurrió en la prueba 27 (30 minutos a 11 voltios), alcanzando 0,170 kg/m³. Además de los costos de electricidad, cuanto mayor sea el desgaste del electrodo, mayor será el consumo de aluminio durante el proceso, que es otro factor a tener en cuenta a la hora de controlar los costes de electrocoagulación.

Se recomienda para futuros estudios, agregar filtración a cada prueba después de la electrocoagulación, lo que podría aumentar la eficiencia de la eliminación del ácido acetilsalicílico.



REFERENCIAS

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. Official Methods of AOAC Analysis, 1995

BALESTRIN, E., et al. Projeto de reator fotocatalítico para degradação de poluentes hídricos assistido por CFD e experimentação. 2021.

BEHLING, L. Aplicação do processo de eletrocoagulação-peroxidação (ecp) no tratamento de fármacos em efluente sintético. 2021.

CHEN, Xiaoying.; XUE, Shaofang.; LV, Miaochen.; WANG, Ruolan. Industria farmacéutica en China: Policy, market and IP. En *Innovación, desarrollo económico y Agua*, 15, 980-28 de 32, 2023.
» https://doi.org/10.1007/978-981-13-8102-7_10

CARVALHO, F. Uso de membranas como alternativa para remoção de fármacos em efluentes de estações de tratamento de esgotos. 2021. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CAMARGO, Ana. L., RUBIO, Ainhoa., PEÑUELA, Gustavo.A. Use of Ultrasound as an Advanced Oxidation Process for the Degradation of Emerging Pollutants in Water. *Water*; 12(4):1068. 2020.
<https://doi.org/10.3390/w12041068>

CRUZ, N.; MIERZWA, J. Saúde pública e inovações tecnológicas para abastecimento público. *Saúde e Sociedade*, v. 29, p. e180824, 2020.

EPI-PHARE. França, 2020. <https://www.epi-phare.fr/en/study-reports-andpublications/covid-19-use-of-medicines-report5/>. Acesso em: 4 de jul. 2021.

FARTO, C. et al. Contaminantes emergentes no Brasil na década 2010-2019—Parte II: Tecnologias de tratamento e eficiências de remoção em ETEs E ETAs. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 18, n. 2021, 2021.

FELIS, E., KALKA, J., SOCHACKI, A., et al. Antimicrobial pharmaceuticals in the aquatic environment – occurrence and environmental implications, *European Journal of Pharmacology*, 866. 172813. 2020.

FONSECA, C. et al. Uso de eletrocoagulação para a melhoria da qualidade do efluente visando o reúso não potável: Um estudo para a ETE Lagoa da Conceição. 2024.

GEISSEN, Violette; MOL, Hans; KLUMPP, Erwin., et al. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*. 3(1)57-65. 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>

Gil, m. J., soto, a. M., USMA, j. I., & Gutiérrez, o. D. (2012). *Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos*. Bogotá

GOMES, J., COSTA, R., QUINTA, R. et al. Application of ozonation for pharmaceuticals and personal care products removal from water. *Science of The Total Environment*. 586, 265–283. 2017.

Jamrah, A.I.; Abu-Ghunmi, L.N. One independent variable rate equation describing utilization of biodegradable organic matter in activated sludge processes. *Environ. Model. Assess.* 2005, 10, 21–31

JARI, Yassine; ROCHE, Nicolas; NECIBI Mohamed Chaker., et al. Emerging Pollutants in Moroccan Wastewater: Occurrence, Impact, and Removal Technologies. *Journal of Chemistry*. 2022. <https://doi.org/10.1155/2022/9727857>

Kadier, A.; Al-Qodah, Z.; Akkaya, G.K.; Song, D.; Peralta-Hernández, J.M.; Wang, J.-Y.; Phalakornkule, C.; Bajpai, M.; Niza, N.M.; Gilhotra, V.; et al. A state-of-the-art review on electrocoagulation (EC): An efficient, emerging, and green technology for oil elimination from oil and gas industrial wastewater streams. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 2022, 6, 100274

Khandegar, V.; Acharya, S.; Jain, A.K. Data on treatment of sewage wastewater by electrocoagulation using punched aluminum electrode and characterization of generated sludge. *Data Brief* 2018, 18, 1229–1238

KUHL, G.; SOUZA, F.; HAMM, J. . Avaliação da adsorção do fármaco Atenolol em sedimentos de fundos coletados no Arroio Esteio/RS. *Revista GEOMAE*, v. 12, n. 1, p. 158-171, 2021.

MANIAKOVA, G.; KOWALSKA, K.; MURGOLO, S.; MASCOLO, G.; LIBRALATO, G.; LOFRANO, G.; RIZZO, L. Comparison between heterogeneous and homogeneous solar driven advanced oxidation processes for urban wastewater treatment: Pharmaceuticals removal and toxicity. *Sep. Purif. Technol.* 2020, 236, 116249.

MENDES, M; PALUDO, D; PASQUALI, G L. Remoção do antibiótico ciprofloxacina presente em águas sintéticas por adsorção em óxido de ferro. *Jornada de iniciação científica e tecnológica*, 2023. Mugs, (2017). Significativa la contaminación del agua por sustancias emergentes, aun en dosis mínimas. *Mugs noticias*

OMS. (2007). *Medicamentos esenciales de la OMS*. Ginebra

SILVEIRA, F. Regeneração por ozonização de carvão ativado utilizado em adsorção de fármaco. 2022.

Tahreen, A.; Jami, M.S.; Ali, F. Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. *J. Water Process Eng.* 2020, 37, 101440

Tang, H.; Sha, J.P.; Liu, G.Z.; Ou, Y.L. Advanced Treatment of Biologically Pretreated Coking Wastewater by Electro-Coagulation: Degradation Behavior and Mechanism. *Pol. J. Environ. Stud.* 2015, 24, 1355–1362