



POSGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA

CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO
TECNOLÓGICO EN ELECTROQUÍMICA

**DESARROLLO DE UN PROCESO PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL
PROCEDENTE DE UNA CLÍNICA
DEDICADA A LA HEMODIÁLISIS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

**DOCTOR EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA EN LA ESPECIALIDAD
DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA

M.CIM. VÍCTOR JULIÁN GONZÁLEZ NAVA

ASESORA: DRA. ERIKA BUSTOS BUSTOS

SANTIAGO DE QUERÉTARO QUERÉTARO,
SEPTIEMBRE 19, 2025.





Este trabajo fue realizado en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ), bajo la dirección:

Dra. Erika Bustos Bustos



CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Lic. Abigail de Jesús Pérez
Directora de Posgrado
PICYT – CIDETEQ
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del comité tutorial del alumno VÍCTOR JULIÁN GONZÁLEZ NAVA, una vez leída y revisada la Tesis “DESARROLLO DE UN PROCESO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL PROCEDENTE DE UNA CLÍNICA DEDICADA A LA HEMODIÁLISIS”, aceptamos que la referida tesis revisada sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Doctor en Ciencia y Tecnología con especialidad en INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste, firmo la presente el 28 día del mes de agosto del año 2025.



Dr. Sergio García Segura



Dra. Antonia Sandoval González



Dra. Carolina Martínez Sánchez



Dr. Fernando Felipe Rivera Iturbe



Dr. Francisco Javier Bacame Valenzuela



CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Lic. Abigail de Jesús Pérez
Directora de Posgrado
PICYT – CIDETEQ
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del jurado de examen de grado del alumno VÍCTOR JULIÁN GONZÁLEZ NAVA, una vez leída y revisada la Tesis “DESARROLLO DE UN PROCESO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL PROCEDENTE DE UNA CLÍNICA DEDICADA A LA HEMODIÁLISIS”, aceptamos que la referida tesis revisada sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Doctor en Ciencia y Tecnología con especialidad en INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste, firmo la presente el 28 día del mes de agosto del año 2025.

Dr. Luis Arturo Godínez Mora-Tovar
Presidente

Dr. José Luis Nava Montes de Oca
Secretario

Dra. Irma Robles Gutiérrez
Vocal

Dr. Fernando Felipe Rivera Iturbe
Vocal

Dra. Antonia Sandoval González
Vocal

Resumen

El sector de la hemodiálisis se sabe que deja una alta huella de carbono debido al elevado consumo de agua para la generación del dializado. Actualmente, se gastan hasta 500 L de agua por sesión por un solo paciente y son vertidos directamente al alcantarillado. En este trabajo, se evaluó el tratamiento (nivel laboratorio y a escala) híbrido secuencial que combina electrocoagulación, electro-oxidación, y carbón activado (2EC-EO-CA); este proceso, logró remover niveles de contaminantes farmacéuticos como paracetamol, ketorolaco y amoxicilina, debido a su diseño con electrodos específicos y condiciones controladas, reduciendo significativamente contaminantes como metales pesados, sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno, carbono orgánico total, cianuros totales, entre otros, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-2021 y mostrando una eficiencia energética. Por otro lado, se observó una baja generación de lodos en el proceso de EC, estos no presentan características de corrosión, reactividad, toxicidad, e inflamabilidad, conforme a la NOM-052-SEMARNAT-2005, por lo que se propuso su empleo como mejoradores de suelo para la germinación y crecimiento de soya. Además, se propuso el uso del software GPS-X para modelar el tratamiento 2EC-EO-CA a escala real, con variables experimentales directamente obtenidas de una clínica privada en Querétaro, el cual ofrece una posible solución adaptable al entorno clínico, destacando su potencial uso para abordar el problema de volumen de residuos líquidos y sólidos generados por el tratamiento de agua residual procedente de la HD.

Palabras clave: Hemodiálisis, tratamiento de aguas residuales, electrocoagulación, electro-oxidación, sistema modular, simulación, GPS-X.

Abstract

The hemodialysis sector is known to have a high carbon footprint due to the high water consumption for dialysate generation. Currently, up to 500 L of water is consumed per session by a single patient and is discharged directly into the sewer. In this study, a sequential hybrid treatment (both laboratory and scale) combining electrocoagulation, electro-oxidation, and activated carbon (2EC-EO-AC) was evaluated. This process successfully removed high levels of pharmaceutical contaminants such as paracetamol, ketorolac, and amoxicillin due to its design with specific electrodes and controlled conditions. This significantly reduced contaminants such as heavy metals, total suspended solids, chemical oxygen demand, total organic carbon, and total cyanides, among others, following NOM-001-SEMARNAT-2021, demonstrating energy efficiency. On the other hand, a low generation of sludge was observed in the EC process; these do not present characteristics of corrosion, reactivity, toxicity, or flammability, according to NOM-052-SEMARNAT-2005, so their use was proposed as soil improvers for soybean germination and growth. In addition, the use of GPS-X software was proposed to model the 2EC-EO-AC treatment at full scale, with experimental variables directly obtained from a private clinic in Querétaro, which offers a possible solution adaptable to the clinical environment, highlighting its potential use to address the problem of the volume of liquid and solid waste generated by the treatment of wastewater from HD.

Keywords: Hemodialysis, wastewater treatment, electrocoagulation, electro-oxidation, modular system, simulation, GPS-X.

A todos los que hicieron posible este trabajo.

Agradecimientos

Al finalizar este camino académico, quiero expresar mi más profundo agradecimiento a todas las personas que han sido parte de este proceso y han contribuido de manera significativa a la culminación de esta tesis doctoral.

En primer lugar, a mi directora de tesis, Dra. Erika Bustos Bustos, por su invaluable orientación, paciencia y compromiso. Su conocimiento y asesoramiento han sido fundamentales en el desarrollo de esta investigación, y su apoyo constante ha sido una fuente de motivación.

A mi comité tutorial de tesis, cuyos comentarios y perspectivas han enriquecido mi trabajo y me han permitido ampliar mi visión en el campo de estudio durante los 4 años que estuvieron conmigo.

A las instituciones y organizaciones que hicieron posible esta investigación (CIDETEQ, SECIHTI y CONCYTEQ), ya sea mediante financiamiento, acceso a recursos o apoyo administrativo (L´Oreal-UNESCO-AMC-CONALMEX; CIDETEQ: E.23.DON003.E003, E.23.DON005.E003;) y a la Clínica de Hemodiálisis Madrid, por proporcionar el agua real y dejar entrar a sus instalaciones para realizar parte de los experimentos. Agradezco especialmente al laboratorio J – 201 – CIDETEQ por darme la oportunidad de realizar el doctorado en sus instalaciones y por su respaldo durante todo el proceso.

Finalmente, al Instituto de Química de São Carlos de la Universidad de São Paulo, Brasil (Dr. Marcos Roberto de Vasconcelos Lanza) por abrirme las puertas para realizar una estancia con ellos y por compartir bellos momentos de aprendizaje y compañerismo.

A todos, mi más sincero agradecimiento.

Índice general

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1 ANTECEDENTES.....	1
1.1.1 <i>Procesos Electroquímicos</i>	3
1.1.2 <i>Procesos no Electroquímicos</i>	4
1.2 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA	7
1.3 JUSTIFICACIÓN.....	8
1.4 HIPÓTESIS	9
1.5 OBJETIVOS.....	9
1.5.1 <i>Objetivo general</i>	9
1.5.2 <i>Objetivos específicos</i>	9
2 MARCO TEÓRICO	11
2.1 AGUAS RESIDUALES HOSPITALARIAS	11
2.1.1 <i>Tratamiento de aguas residuales con compuestos farmacéuticos</i>	11
2.2 ENFERMEDAD RENAL CRÓNICA – HEMODIÁLISIS.....	14
2.2.1 <i>El dializador: un riñón artificial</i>	14
2.2.2 <i>Impacto ambiental de los efluentes de hemodiálisis</i>	17
2.3 ELECTROCOAGULACIÓN	19
2.3.1 <i>Reacciones principales</i>	21
2.3.2 <i>Reacciones secundarias</i>	22
2.4 ELECTRO-OXIDACIÓN.....	24
2.4.1 <i>Electro-oxidación directa</i>	25
2.4.2 <i>Electro-oxidación indirecta</i>	26
2.5 TRATAMIENTOS REALIZADOS CON EL ACOPLAMIENTO DE LA EC Y EO	27
2.6 MODELACIÓN Y SIMULACIÓN DE PTARS CON GPSX.....	28
3 PROCEDIMIENTO DE INVESTIGACIÓN	30
3.1 TRATAMIENTO ELECTROQUÍMICO DE AGUA RESIDUAL SINTÉTICA DE HEMODIÁLISIS INCLUYENDO COMPUESTOS FARMACÉUTICOS Y RUTAS DE DEGRADACIÓN.....	32
3.1.1 <i>Aguas residuales sintéticas de HD</i>	32

3.1.2 EC de aguas residuales de HD.	33
3.1.3 Electro-oxidación de aguas residuales provenientes de HD	34
3.1.4 Acoplamiento de la EC y la EO.....	35
3.1.5 Caracterización de los electrodos	35
3.1.6 Caracterización de soluciones después de la EC y la EO	37
3.1.7 Determinación de la eficiencia de remoción/degradación y consumo energético	38
3.2 CONSTRUCCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA 2EC-EO	40
3.2.1 Análisis de voltamperometría cíclica	40
3.2.2 Curvas de corriente-potencial (i-E) a corriente muestreada.....	44
3.2.3 Análisis SEM-EDX y Raman	46
3.2.4 Análisis de electrodisolución de los electrodos de sacrificio	51
3.2.5 Cuantificación de radicales •OH y cloro residual	55
3.2.6 Cuantificación de radicales •OH.....	59
3.2.7 Cuantificación de Cl ₂ activo.....	62
3.3 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE LA HEMODIÁLISIS INCLUYENDO COMPUESTOS FARMACÉUTICOS UTILIZANDO EL SISTEMA 2EC-EO.	63
3.3.1 Tratamiento de aguas residuales de HD que contienen los compuestos farmacéuticos de PAR, AMX y KET utilizando la configuración 2EC-EO.....	63
3.3.2 Caracterización de aguas residuales de HD sin y con presencia de PAR, AMX y KET antes y después del tratamiento por 2EC-EO.	64
3.4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE HEMODIÁLISIS MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTRO-OXIDACIÓN A NIVEL PILOTO: MODELACIÓN Y SIMULACIÓN DEL SISTEMA MODULAR	68
3.4.1 Descripción del caso de estudio.....	68
3.4.2 Descripción del diseño del proceso	70
3.5 VALORIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES Y LODOS DE HEMODIÁLISIS GENERADOS TRAS UN PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA	73
3.5.1 Valorización de aguas residuales de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA	73
3.5.2 Valorización de los lodos generados en el tratamiento de aguas residuales de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA	74
4 RESULTADOS	76
4.1 TRATAMIENTO ELECTROQUÍMICO DE AGUA RESIDUAL SINTÉTICA DE HEMODIÁLISIS, EFECTO DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS Y RUTAS PROPUESTAS DE DEGRADACIÓN.....	77
4.1.1 Introducción.....	77
4.1.2 Eliminación de AMX mediante EC acoplado a EO	77
4.1.3 Conclusiones parciales	85
4.2 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL PROVENIENTE DE LA HEMODIÁLISIS INCLUYENDO PRODUCTOS FARMACÉUTICOS UTILIZANDO EL REACTOR DE 1L.....	86
4.2.1 Introducción.....	86
4.2.2 Tratamiento de aguas residuales de HD considerando productos farmacéuticos	87
4.2.3 Mecanismos propuestos de degradación de PAR, AMX y KET	93
4.2.4 Conclusiones parciales	101
4.3 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE HEMODIÁLISIS MEDIANTE ELECTRO-COAGULACIÓN Y ELECTRO-OXIDACIÓN A NIVEL PILOTO: MODELACIÓN Y SIMULACIÓN DEL SISTEMA MODULAR	102
4.3.1 Introducción.....	102
4.3.2 Tratamiento del agua residual de HD y caracterización con la NOM-001-SEMARNAT-1997, NOM-002-SEMARNAT-1996, NOM-003-SEMARNAT-1997, y NOM-052-SEMARNAT-2005.....	103
4.3.3 Modelación y simulación del tren de tratamiento con el software GPS-X	115
4.3.4 Conclusiones parciales	122

4.4 VALORIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE LA HD Y LODOS GENERADOS CON EL SISTEMA 2EC-EO-CA	124
4.4.1 Introducción	124
4.4.2 Valorización de aguas residuales provenientes de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA ..	125
4.4.3 Valorización de los lodos generados en el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA	130
4.4.4 Germinación de soya en los lodos generados en la EC del tratamiento de agua proveniente de HD	139
4.4.5 Evaluación de costo-beneficio del tratamiento de 1 m ³ de agua residual proveniente de la HD empleando el sistema 2EC-EO-CA	142
4.4.6 Conclusiones parciales	145
5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	146
5.1 CONCLUSIONES.....	146
5.2 RECOMENDACIONES	147
6 REFERENCIAS.....	148
A1. PRODUCCIÓN CIENTÍFICA	169
A2. RECONOCIMIENTOS.....	170
B1. FUNDAMENTOS: TÉCNICAS DE CARACTERIZACIÓN	171
B.2 MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE BARRIDO	171
B.3 DETECTORES EN UN SEM.....	172
B.3.1 Detector de electrones secundarios (SE).....	172
B.3.2 Detector de electrones retrodispersados (BSE).....	173
B.3.3 Detector de rayos X (EDX, EDS o EDAX)	173
B.4 ESPECTROSCOPIA RAMAN	173
B.5 ESPECTROSCOPIA DE ULTRAVIOLETA-VISIBLE	175
B.6 LEY DE BEER-LAMBER	176
B.7 ESPECTROSCOPIA DE IMPEDANCIA ELECTROQUÍMICA	176
B.7.1 Principios de las mediciones EIS	177
B.7.2 Representación de los datos	179
B.8 VOLTAMPEROMETRÍA CÍCLICA	181
B.8.1 Sistema cuasi-reversible	182
B.8.2 Sistema irreversible	183
B.9 CROMATOGRAFÍA DE LÍQUIDOS DE ALTO RENDIMIENTO	184
B.9.1 Factores que afectan a las separaciones en el HPLC.....	185
B.9.2 Técnicas de HPLC.....	186
C 1. MODELOS MATEMÁTICOS EMPLEADOS EN LA SIMULACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO CON EL SOFTWARE GPS-X	187

Índice de figuras

Figura 1. Dializador utilizado en la máquina de hemodiálisis para limpiar la sangre del paciente.	15
Figura 2. Reacciones típicas durante el tratamiento con EC [61,63].....	21
Figura 3. Diagramas de Pourbaix de (A) Fe y (B) de Al a 25 °C [61].....	23
Figura 4. Ejemplo de modelación de una PTAR realizada con el software GPS-x.....	28
Figura 5. Acoplamiento de la EC (A) con la EO (B) para el tratamiento electroquímico de las aguas residuales proveniente de la HD.....	34
Figura 6. Circuito eléctrico equivalente ajustado computacionalmente a los espectros EIS de tipo Nyquist que se muestran en la Figura 15.....	36
Figura 7. Curva de calibración para AMX utilizando UPLC-PDA en medio ácido.....	37
Figura 8. Voltamperogramas cíclicos obtenidos en condiciones ácidas (pH 5) y básicas (pH 8) con electrodos de hierro (A), Al-6061 (B) e IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti (70:30) (C), a 24 °C y 100 mV·s ⁻¹ . La línea continua representa la VC realizada en el medio ácido con (—) y sin AMX (—); y la línea discontinua representa la VC realizada en el medio básico con (.....) y sin AMX (- -)...	43
Figura 9. Curva de i-E a i muestreada (a) obtenida a partir de la electrólisis del medio utilizando los electrodos hierro y aluminio en medio ácido (A) y básico (B), y las correspondientes soluciones antes (b) y después (c) de la electrólisis.....	45

Figura 10. Imágenes SEM a 10000x con 15 keV: electrodo de hierro y aluminio después de la EC en exposición a medios ácidos (A) y básicos (B).....	46
Figura 11. Análisis SEM-EDX del ánodo IrO ₂ -RuO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti con aumentos de 1000X (A), 2000X (B) y 5000X (C), con los resultados EDX correspondientes (D) obtenidos utilizando un voltaje de aceleración de electrones de 15 keV.....	48
Figura 12. Espectros Raman obtenidos para electrodos basados en hierro (A), aluminio (B) e IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ (70:30). La línea azul representa la referencia de cada electrodo (A, B y C), la línea verde representa el espectro obtenido en medio ácido, mientras que la línea morada representa el espectro obtenido en medio básico.....	50
Figura 13. Generación de lodos mediante electrólisis en la EC utilizando el electrodo de hierro y aluminio en medio ácido (A) y básico (B).....	52
Figura 14. Gráficos potenciodinámicos potenciodinámicos para piezas de trabajo (A) de hierro y (B) aluminio en contacto con un medio ácido acuoso (pH = 5).....	53
Figura 15. Espectros EIS de tipo Nyquist obtenidos para electrodos (A) de hierro y (B) aluminio en contacto con un medio ácido acuoso (pH = 5). Recuadro: primer plano obtenido en la ventana de frecuencias altas a medias para los mismos espectros EIS de tipo Nyquist. Las líneas continuas representan el ajuste computacional del circuito equivalente mostrado en la Figura 6 a los espectros experimentales (líneas discontinuas).....	54
Figura 16. (A) Cuantificación de radicales ·OH en medios ácidos con CU (cuadrado vacío) y CU + AMX (cuadrado completo); (B) Normalización de la concentración de radicales OH con respecto al área electroactiva del electrodo; y (C) Esquema representativo de las interacciones supramoleculares de los anillos aromáticos de AMX y CU. Las líneas sobre los puntos experimentales en las Figuras 16A y 16B indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.....	56
Figura 17. Cuantificación del cloro activo en función del tiempo en el medio sintético HD. Las líneas sobre los puntos experimentales en esta figura indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.....	59
Figura 18. Curva de calibración para 0.1 a 0.01 mM de CU (A) en un medio ácido (pH = 5), obtenida a partir de los espectros UV-Vis correspondientes (B). Las líneas sobre los puntos experimentales en la Figura 18A indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.....	61
Figura 19. Curva de calibración del cloro activo en agua HD sintética. Las líneas sobre los puntos experimentales en esta figura indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.....	62
Figura 20. Representación del sistema de tratamiento de aguas residuales de HD con la configuración de 2EC-EO.....	64

Figura 21. Curvas de calibración de PAR, AMX y KET a 1.56, 3.12, 6.25, 12.5, 25, 50 y 100 mg·L ⁻¹ , respectivamente, en aguas residuales HD sintéticas.....	67
Figura 22. Planta piloto para el modelado del tratamiento de aguas residuales de HD mediante el software GPS-X, que contiene el tanque de alimentación (1), la bomba 1 (2), el reactor de EC (3), el filtro (4), el sedimentador (5), la bomba 2 (6), el reactor de EO (7), la ultrafiltración (8) y el tanque receptor (9). Además, los rectificadores A y B corresponden a los reactores de EC y EO, respectivamente, ya que cada uno representa una vista diferente de la planta.....	69
Figura 23. Diagrama del tratamiento de aguas residuales HD en la Clínica, que consta de máquina de OI (A), máquina HD (B), tanque de almacenamiento 1 (ST1), bomba 1 (C), reactor EC (D), rectificador 1 (E), tanque de almacenamiento 2 (ST2), sedimentador Lamelar (F), tanque de almacenamiento 3 (ST3), bomba 2 (G), filtros de membrana de 20 μm (H), 10 μm (I) y 1 μm (J), reactor EO (K), rectificador 2 (L) y filtro CA (M).....	73
Figura 24. Propuesta de ruta de reacción de AMX a partir de agua sintética HD usando un electrodo de Fe después de EC (A), y mediante tratamiento con EO usando un ánodo de IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti después de EC usando un electrodo de hierro, ambos casos a pH 5.....	83
Figura 25. Representación gráfica de los resultados obtenidos del tratamiento de aguas residuales del HD con la configuración 2EC-EO de los parámetros (A) COT, (B) DQO, (C) SST, (D) pH, (E) σ y (F) CE, sin fármacos (DT) o con 30 mg·L ⁻¹ de AMX, PAR y KET, bajo las siguientes condiciones: EC1 (Fe): i = 0.67 A, E = 3.00 V; EC2 (Fe): i = 1.92 A, E = 3.00 V y EO (IrO ₂ -RuO ₂ -Ta ₂ O ₅): i = 0.16 A, E = 2.50 V.	89
Figura 26. Ruta de degradación propuesta para PAR sobre el ánodo IrO ₂ -RuO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti, i = 0.16 A y E = 2.50 V. Los intermediarios de reacción se identificaron con UPLC-MS.	96
Figura 27. Cromatogramas UPLC-MS de PAR (A), AMX (B) y KET (C) antes del tratamiento con el sistema 2EC-EO.....	97
Figura 28. Ruta de degradación propuesta para AMX sobre el ánodo IrO ₂ -RuO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti, i = 0.16 A y E = 2.50 V. Los intermediarios de reacción se identificaron con UPLC-MS.....	98
Figura 29. Ruta de degradación propuesta para KET sobre el ánodo IrO ₂ -RuO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti, i = 0.16 A y E = 2.50 V. Los intermediarios de reacción se identificaron con UPLC-MS.....	100

Figura 30. (A) Imágenes representativas observadas durante el tratamiento sintético de aguas residuales HD, y (B) el análisis realizado con conos Imhoff. NT = sin tratamiento.....	104
Figura 31. Propuesta y diseño una planta de tratamiento de aguas residuales para HD utilizando el software GPS-X, considerando la dosificación química en lugar de EC y procesos de oxidación avanzada (POA) en lugar de EO. Las líneas (1) y (3) corresponden a los lodos generados por el sedimentador Lamelar y el proceso de filtración, respectivamente. La línea (2) en el flujo de la bomba que se integra con el proceso de sedimentación, conecta con el flujo del proceso de coagulación química y, a su vez, ingresa de nuevo al sedimentador Lamelar.....	116
Figura 32. Mecanismo propuesto para el proceso de electrólisis en el tratamiento de aguas residuales de HD en la Clínica. (A) Reactor utilizado en la prueba, (B) Mecanismo general de desestabilización de contaminantes y generación de lodos, y (C) Mecanismo de electrodisolución de hierro.....	137
Figura 33. Mecanismo propuesto de degradación de contaminantes durante el tratamiento de aguas residuales del HD de la Clínica. (A) el reactor de EO utilizado en el tren de tratamiento, y (B) el mecanismo de mineralización de contaminantes orgánicos.....	139
Figura 34. Semilla de soja en presencia de sustratos LHD, SC y PM utilizados para germinar las semillas durante 5 días, donde HDS = lodo de HD, CS = suelo de control y PM = Peat Moss.....	141
Figura 35. Interacción del haz de electrones con la superficie de la muestra, imagen modificada de la referencia [175].....	172
Figura 36. Representación del Efecto Raman en una muestra utilizando luz monocromática.....	174
Figura 37. Espectro electromagnético de la luz.....	175
Figura 38. Curva que muestra la señal de potencial modulada aplicada y la señal de corriente modulada resultante registrada durante una medición EIE.....	177
Figura 39. Gráfico de dominio de tiempo de la modulación del potencial de CA de baja amplitud (curva azul) y la respuesta de corriente de CA (curva roja).....	178
Figura 40. Representación del espectro de Nyquist en EIE para un proceso idealmente polarizable reversible.....	179
Figura 41. Un típico diagrama de Bode en EIE para un proceso idealmente polarizable reversible.....	180

Índice de tablas

Tabla 1. Comparación de los parámetros operativos y eficiencias (η) obtenidas a nivel laboratorio y piloto, considerando aguas residuales hospitalarias (HWW, 1), aguas residuales de hemodiálisis (HD, 2) y agua residual sintética de hemodiálisis (HD, 3), C-UF = coagulación y ultrafiltración acopladas, (*) = solo datos experimentales.	6
Tabla 2. Parámetros generales del contenido de las aguas residuales hospitalarias [38].....	13
Tabla 3. Caracterización fisicoquímica del agua real sin tratamiento procedente de la HD.....	18
Tabla 4. Ecuación, límite de detección (LD) y el límite de cuantificación (LC) se obtuvieron de las curvas de calibración de medios ácidos con AMX.....	38
Tabla 5. Análisis EDX (%) después de la EC de aguas residuales HD sintéticas en medios ácidos (A) y básicos (B) utilizando los electrodos de hierro y aluminio.....	47
Tabla 6. Parámetros electroquímicos obtenidos mediante el ajuste computacional del circuito equivalente mostrado en la Figura 6 a los espectros EIS mostrados en la Figura 15.....	52
Tabla 7. Parámetros electroquímicos obtenidos mediante el ajuste computacional del circuito equivalente mostrado en la Figura 6 a los espectros EIS mostrados en la Figura 14.....	53

Tabla 8. Parámetros fisicoquímicos del efluente real de aguas residuales HD de la Clínica Madrid en Querétaro, Qro., México, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996	70
Tabla 9. Condiciones experimentales para el tratamiento de aguas residuales de HD de muestras sintéticas y reales con sistemas modulares que contienen EC y EO.....	72
Tabla 10. Condiciones experimentales de cada uno de los procesos del sistema 2EC-EO-CA para el tratamiento de aguas residuales HD, donde I = corriente, E = potencial y σ = conductividad eléctrica.....	74
Tabla 11. Mapeo SEM-EDX de la superficie de los electrodos SS-304 luego de ser utilizados en EC y IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti (70:30) en EO en medio ácido.....	78
Tabla 12. Comparación de las propiedades: pH, conductividad eléctrica (σ), corriente (i), porcentaje de eficiencia de remoción (% η) y consumo de energía (E) después de EC (3 V, 1 h y 60 mL) y EO (3 V, 2 h y 60 mL) en aguas residuales sintéticas HD en medios ácidos sin y con 10 mg·L ⁻¹ de AMX.....	80
Tabla 13. Parámetros fisicoquímicos, resultados y eficiencia (η) del tratamiento de aguas residuales de HD que involucra el acoplamiento de EC y EO utilizando la NOM-001-SEMARNAT-1996.....	106
Tabla 14. Parámetros fisicoquímicos, resultados y eficiencia (η) del tratamiento de aguas residuales de HD que involucra el acoplamiento de EC y EO utilizando la NOM-002-SEMARNAT-1996.....	107
Tabla 15. Parámetros fisicoquímicos, resultados y eficiencia (η) del tratamiento de aguas residuales HD que involucra el acoplamiento EC y EO utilizando la NOM-003-SEMARNAT-1997.....	108
Tabla 16. Comparación de los parámetros de operación y eficiencias (η) obtenidos a nivel piloto y los ya reportados en la literatura considerando experimentos realizados a nivel de laboratorio y a escala y considerando aguas residuales hospitalarias (HWW, 1) y aguas residuales de hemodiálisis (HD, 2), donde (*) = solo datos experimentales.....	111
Tabla 17. La Parte A corresponde a las generalidades del análisis CRIT realizado en el lodo obtenido por electrocoagulación con las características que definen si el residuo es peligroso. La Parte B son los parámetros fisicoquímicos obtenidos del análisis CRIT de lodos de tratamiento de aguas residuales de HD por la CE de acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-2005.....	114
Tabla 18. Resultados obtenidos del modelado y simulación del sistema de tratamiento de agua HD con agua sintética.....	118
Tabla 19. Resultados obtenidos del modelado y simulación del sistema de tratamiento de agua HD con agua real, donde (-) = datos no mostrados.....	119
Tabla 20. Análisis fisicoquímico de AR, AT, 2EC, EO y AC; considerando los valores obtenidos y comparándolos con el LMP de la NOM-003-SEMARNAT-1997 y la eficiencia del proceso (η). Promedio mensual;	

Grupo expuesto: Trabajadores, consumidores, público y *Municipal.....	129
Tabla 21. Resumen de los resultados del análisis realizado a una muestra de lodos obtenidos del tratamiento de aguas residuales de la Clínica Madrid, comparado con la NOM-052-SEMARNAT-2005, donde A = disposición metodológica oficial y límite máximo permisible numérico, B = disposición metodológica propia y límite máximo permisible cualitativo, y C = declaración con base en información proporcionada por el generador y/o la naturaleza del residuo.....	131
Tabla 22. Resumen de los resultados del análisis realizado a una muestra de lodos del tratamiento de aguas residuales de HD de la Clínica Madrid, comparado con la NOM-053-SEMARNAT-1997.....	132
Tabla 23. Resultados obtenidos de los lodos generados en el proceso EC y comparados con las normas NOM-004-SEMARNAT-2002 [15], EUA [33], Brasil [34], y Colombia [35] considerando los ocho metales esenciales en la misma Norma (*) y metales pesados en biosólidos (**), con el LMP correspondiente.....	133
Tabla 24. Utilización de biosólidos, donde A = menos de 100 indicadores bacteriológicos, menos de 3 patógenos y menos de 1 parásito; B = menos de 1000 indicadores bacteriológicos, menos de 3 patógenos y menos de 10 parásitos; y C = menos de 2 000 000 de indicadores bacteriológicos, menos de 300 patógenos y menos de 35 parásitos. Indicador bacteriológico = Coliformes fecales NMP g ⁻¹ en base seca, Patógenos = Salmonella spp. NMP·g ⁻¹ en base seca y Parásitos = Huevos de helmintos·g ⁻¹ en base seca. Establecido en la NOM-004-SEMARNAT-2002.....	135
Tabla 25. Propiedades fisicoquímicas del suelo control (SC), donde Corg = contenido de materia orgánica, CIC = capacidad de intercambio catiónico, P ₂ O ₅ = fósforo soluble recalculado en óxido de fósforo y P = contenido de fósforo soluble por área.....	140
Tabla 26. Costo de gasto energético en el tratamiento de 450 L de agua residual proveniente de la clínica Madrid. CFE = Comisión Federal de Electricidad.....	143
Tabla 27. Costo de los electrodos utilizados en la EC y EO, así como los reactivos para el tratamiento del agua residual de la HD considerando un volumen de 450 L.....	144
Tabla 28. Análisis de costos de los filtros utilizados para el tratamiento del agua residual proveniente de la HD de la clínica Madrid.....	144
Tabla B1. Comparación de los tres sistemas: reversibles, cuasi-reversibles e irreversibles.....	184
Tabla C1. Descripción de los procesos y modelos matemáticos utilizados en la simulación con GPS-X para el tratamiento de aguas residuales de HD [98].....	190

Nomenclatura

(-)	Datos no mostrados
A	Ausente
AA	Prueba Acreditada
Al	Aluminio
A _e	Área electroactiva
A _g	Área geométrica
AR	Agua de Rechazo
As	Arsénico
AT	Antes del Tratamiento
CA	Carbón activado
C.A.	Corriente Alterna
C.C	Corriente Continua
Cd	Cadmio
CF	Coliformes Fecales
COT	Carbono Orgánico Total
Cr	Cromo
CRIT	Corrosivo, Reactivo, Inflamable, Tóxico ambiental
CT	Cianuros Totales
Cu	Cobre
D	Dilución de muestra
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DT	Después del tratamiento
EC	Electrocoagulación
EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético
EF	Electro-Fenton
ERC	Enfermedad Renal Crónica

ER	Electrodo de Referencia
EO	Electro-Oxidación
ET	Electrodo de Trabajo
Extracto PECT	Lixiviado del cual se determinan los componentes tóxicos del residuo y su concentración
FABR	Reactor biológico aerobio fijo
Fe	Hierro
FT	Fósforo Total
G y A	Grasas y aceites
HD	Hemodiálisis
Hg	Mercurio
HH	Huevos de Helmintos
i	Corriente
LDM	Límite de Detección del Método
LMP	Límite Máximo Permisible
LPC	Límite Práctico de Cuantificación
MF	Materia Flotante
MPS	Microplásticos
NA	No Aplica
ND	No Detectado
NE	No Establecido
Ni	Níquel
NI	No Indicado
NOM	Norma Oficial Mexicana
NT	Nitrógeno Total
NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl
PF	Producto Farmacéutico
Pb	Plomo
POA	Procesos de Oxidación Avanzada
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
PICYT	Posgrado Interinstitucional en Ciencia y Tecnología

QUAT/QAC	Compuestos Cuaternarios de Amonio
R	Rugosidad
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SEMARNAT	Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SS	Sólidos Sedimentables
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
T	Temperatura
UF	Ultrafiltración
VC	Voltamperometría Cíclica
Zn	Zinc
σ	Conductividad Eléctrica
η	Eficiencia del Proceso

Normativas mexicanas

NOM-001-SEMARNAT-2021

Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

NOM-002-SEMARNAT-1996

Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

NOM-003-SEMARNAT-1997

Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

NOM-004-SEMARNAT-2002

Protección ambiental. - Lodos y biosólidos. - Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

NOM-052-SEMARNAT-2005

Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.

NOM-053-SEMARNAT-1993

Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

NOM-021-RECNAT-200

Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, Estudios, muestreo y análisis.

1

Introducción y Objetivos

1.1 Antecedentes

El sector de la diálisis es uno de los campos que consume recursos con valores de huella de carbono superiores a la media sanitaria [1]. Para realizar la hemodiálisis se necesita un sistema de ósmosis inversa (OI), en el cual de manera tradicional se consume agua municipal, con el objetivo de cambiar su composición y así ejecutar esta terapia sustitutiva de la función renal. El agua utilizada para la generación del dializado pasa por los siguientes filtros: primero un filtro de carbón, el cual elimina residuos de cloro; el segundo es un filtro de arena, el cual elimina materia particular; y finalmente el agua pasa por un proceso de OI que elimina las sales residuales. Todo el líquido que es eliminado es la OI, la cual se considera agua de rechazo. Por lo tanto, existe el agua producto (residual) que pasa a la red de hemodiálisis (HD) y se utiliza en los pacientes, pero también existe un agua de rechazo que comúnmente se tira al drenaje [2-3].

El agua de rechazo puede ser un 20 a 30 % del total del agua que entra al sistema, pero se sabe también que, la proporción de volumen de rechazo determina la eficiencia de los sistemas de OI. Esto puede ser despreciable, rechazando hasta el 75 % del volumen de agua de entrada, produciendo así un rendimiento tan bajo como el 25 % [1,3-4].

Los diseños de servicios de HD actuales no especifican ni incluyen de manera rutinaria una metodología de ahorro para el agua de rechazo, a pesar de su simplicidad y asequibilidad, ni los departamentos de salud exigen políticas de conservación de agua para las instalaciones de diálisis actuales [1,5].

En Europa se han creado instrumentos para la normatividad de residuos sanitarios, como son: los sistemas voluntarios de gestión medioambiental (SGMA), el sistema de Gestión y Auditoría Ambiental III (EMAS III); y la organización Internacional para la Estandarización 14001:2004 (ISO 14001:2004). Los SGMA permiten a una organización trabajar de acuerdo con las metas medioambientales deseadas, a través de acciones como formación, concientización y oportunidad de divulgación [6].

El tratamiento de aguas residuales proveniente de HD ha recibido poca atención, ya que comúnmente se considera orina y se descarga directamente al alcantarillado sin supervisión ni tratamiento previo [3]. En este apartado se analizarán los estudios que han abordado el tratamiento de este efluente, la valorización de los residuos generados y la simulación del tren de tratamiento empleado. El tratamiento de los desechos de agua residual provenientes de la HD ha sido un tema de creciente interés en los últimos años. Un estudio observacional publicado entre 2008 y 2025 analizó el impacto ambiental del desperdicio de agua en unidades de HD y exploró estrategias para su reutilización [3,4,7-18]. No fue hasta el 2020 cuando empezaron a publicarse trabajos donde realmente emplearon procesos para tratar el agua residual de HD, lo que ha resultado en una limitada disponibilidad de información en la literatura científica. Este vacío representa un desafío importante para la gestión adecuada de los residuos, independientemente del proceso empleado en su tratamiento. Asimismo, se considerarán las normativas mexicanas vigentes para evaluar su posible reúso, descarga o confinamiento.

1.1.1 Procesos Electroquímicos

1. Electrocoagulación y Electro-oxidación (EC-EO) con adsorción en carbón activado (CA).
 - Jallouli *et al.* [19] en 2022, demostraron que el acoplamiento EC-EO seguido de adsorción con CA permite alcanzar una reducción del 100 % en la DQO y 83 % en el fósforo total (FT) en 100 minutos de electrólisis, además de la reducción del 100 % de Mg y Ca.
 - Se emplearon electrodos de aluminio (Al) para EC y electrodos de platino (Pt) para EO, evidenciando su eficacia en la degradación de contaminantes.

2. EC-EO aplicada a aguas sintéticas con amoxicilina (AMX).

González-Nava *et al.* [2] en 2023, utilizaron el acoplamiento EC-EO para eliminar AMX como modelo de contaminante emergente en aguas de HD, logrando una remoción del 100 %, utilizando arreglos concéntricos de celdas electroquímicas para cada uno de los procesos (ánodos de: SS-304 para EC y IrO₂-Ta₂O₅|Ti para la EO).

3. EC, EC secundaria y EO con adsorción en carbón activado (CA)
 - El sistema modular propuesto por González-Nava *et al.* [3] en 2024, mostró eficiencias de remoción superiores a lo reportado en la literatura para aguas residuales de HD.
 - Se caracterizó la planta piloto experimentalmente y mediante software especializado en PTARs para su escalamiento sin necesidad de construcción física.
 - Se observó que trabajar a pH ácido (5 en EC y 2 en EO) favorece la remoción de contaminantes provenientes de HD.
 - El arreglo de los electrodos fue concéntrico y similar al punto 2 de este apartado.

1.1.2 Procesos no Electroquímicos

1. Coagulación y Ultrafiltración (UF).
 - Mahdavi *et al.* [20] en 2020, acoplaron procesos de coagulación con ultrafiltración en aguas residuales de HD a pH neutro, obteniendo una reducción del 54 % de la DQO, evaluando su potencial reutilización.

2. Reactor biológico aerobio fijo.
 - Morales *et al.* [21] en 2021, desarrollaron un prototipo para tratar agua residual, por métodos biológicos, proveniente de la HD combinando 60 % de otra agua residual y 40 % de agua residual de HD, promoviendo que el agua fuera más biodegradable; utilizaron 90 botellas de tereftalato de polietileno (PET) con capacidad de 500 mL cada una, como soporte, las cuales fueron colocadas en el interior de otras botellas de 1.5 L y estas se acomodaron dentro del reactor, con área superficial de 1.50 m².
 - Hubo formación de la biopelícula en las botellas en 90 días.
 - Después de tratamiento biológico los resultados fueron: 19 mg·L⁻¹ de DQO, 14.6 mg·L⁻¹ de DBO, 13 mg·L⁻¹ de SST, 1 mg·L⁻¹ de grasas y aceites; y 3NMP de coliformes fecales, cumpliendo con la NOM-003-ECOL-1997.

3. Procesos de membranas.
 - Tarras *et al.* [16] es el autor que más ha publicado y dado propuestas para la reutilización de los efluentes gastados de HD, en una visión de aplicar las cero descargas de líquidos (ZLD), propone aplicar procesos de membranas, como la OI y la nanofiltración, junto con o en combinación con la ultrafiltración para tratar los efluentes de HD para su reutilización [22], dichos procesos en combinación con el tratamiento biológico proporcionan una única barrera fiable para bacterias y virus, y permiten gestionar de forma eficiente cantidades fluctuantes de agua al tiempo que se cumplen los estrictos requisitos reglamentarios [23-24]. También propone una amplia variedad de materiales y configuraciones de membrana, incluyendo fibras finas huecas de materiales celulósicos y no celulósicos, y

membranas compuestas de poliamidas aromáticas en espiral [25], opinión soportada en otras investigaciones. Cabe mencionar que el autor menciona estos procesos aplicados no directamente a agua de HD si no agua de HD mezclada con otros procesos clínicos que serían aguas residuales hospitalarias.

- Bajo esta misma premisa, Das *et al.* [26] en 2025, realizaron el tratamiento de agua residual de HD utilizando membranas de alcohol polivinílico (PVA) reticuladas ecológica como una alternativa de intercambio de protones en celdas de combustible bioelectroquímicas alimentadas con el efluente de HD; obtuvieron una disminución de DQO del 70.41 % con una densidad de potencia simultánea de $320 \text{ mW} \cdot \text{m}^{-2}$, además esta membrana fue comparada con el Nafion 117, donde obtuvo ventaja en costos y eficiencias de remoción; esto sustenta que es posible tratar este efluente con membranas.

1.1.3 Propuestas de reúso de aguas tratadas o valorización de residuos.

En la literatura se ha mencionado que las aguas residuales proveniente de la HD tienen un futuro comprometedor debido a su contenido de fósforo y nitrógeno [27], para su uso como fertilizantes agrícolas [28]. La cristalización de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) es una forma eficaz y sostenible de lograr tanto la recuperación de nutrientes como la reutilización de precipitados [29]. Otros autores mencionan que, independientemente de los procesos utilizados para el tratamiento del agua residual, sin contacto humano, se le puede dar uso en jardinería, riego agrícola, medio de refrigeración, lavado de patios, o incluso en la misma fuente de contaminación [3,30].

Por otro lado, también se ha realizado el tratamiento del agua residual hospitalario (combinación de diferentes tratamientos clínicos) con procesos electroquímicas que van desde el EO [31], EF [32] y EC [33], Tabla 1.

Tabla 1. Comparación de los parámetros operativos y eficiencias (n) obtenidas a nivel laboratorio y piloto, considerando aguas residuales hospitalarias (HWW, 1), aguas residuales de hemodiálisis (HD, 2) y agua residual sintética de hemodiálisis (HD, 3), C-UF = coagulación y ultrafiltración acopladas, (*) = solo datos experimentales.

Parámetros	(2024) 2EC-EO-CA ²	(2024) Evaluación	(2023) EC-EO ³	(2022) EC-EO-CA ²	(2021) FABR ^{1,2}	(2020) C-UF ²	(2019) EO ¹	(2016) EF ¹	(2014) EC ¹
pH	5.00	-	8.18	7.00	-	7.00	-	2.00	8.80
Programa de modelación/simulación	GPS-X 8.0	-	-	-	-	-	-	-	Minitab 15.0
Arreglo de electrodos en la EC	Fe Ti	-	Fe Ti	Al Al	-	-	50.00	-	Al Al
PF [=] %	100.00	-	100.00	-	-	-	-	-	0.50
DBO ₅ Total [=] %	49.00	-	-	-	97.54	-	-	-	-
DQO [=] %	75.00	-	-	100.00	97.61	54.00	-	-	5.00
SS [=] %	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SST [=] %	100.00	-	-	-	97.42	-	-	-	-
NT [=] %	28.00	-	-	83.00	-	-	-	27.70	-
FT [=] %	-	-	-	-	-	-	-	63.10	52.04
G y A [=] %	100.00	-	-	-	96.29	-	-	-	-
Tiempo de electrólisis (EC y EO) [=] min	30.00	-	120.00	100.00	90 días	-	EO = 120.00	450.00	-
Metales y metales pesados [=] %	100.00	-	-	-	-	-	-	-	100.00
Cianuros totales [=] %	100.00	-	-	-	-	-	-	-	-
Distancia Inter electrodo en EC [=] cm	2.50	-	2.50	3.00	-	-	-	-	-
Anodo EO	IrO ₅ -Ta ₂ O ₅ Ti	-	IrO ₅ -Ta ₂ O ₅ Ti	Pt	-	-	NB BDD	Pt grafito	-
Economía circular	Sí	Sí	No	Diálisis verde	Sí	No	No	No	-
Reutilización de agua	Posible	Posible	No	No	Sí	No	No	No	-
Reutilización de lodos	Posible	Posible	No	No	No	No	No	No	-

1.2 Definición del problema

El tratamiento por HD presenta tres principales problemas: **primero**: reciclar el agua rechazada por OI; **segundo**: reutilización del agua del efluente de diálisis gastada; y **tercero**: regeneración del líquido de diálisis. En este trabajo de investigación únicamente se enfocó en el segundo problema [3, 16].

La HD, tratamiento más común para la enfermedad renal crónica genera una serie de impactos al ambiente, particularmente al agua [16]. Los efectos al ambiente del tratamiento de HD en México no han sido cuantificados. La asistencia renal representa un impacto ambiental considerable en la escasez y contaminación del agua más allá del calentamiento global. En México se estima que, para este año, 2025, habrá cerca de 212, 000 pacientes con ERC; y se estima que alrededor de 120,000 pacientes al año [34] reciben tratamiento de HD, además, cada sesión tiene una duración media de 180 min con un caudal de $800 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ [35]. Aunque es necesario desde un punto de vista humanitario, este tratamiento genera una serie de impactos ambientales, en particular en agua y emisiones de gases de efecto invernadero, debido a sus requerimientos. Una sesión requiere de hasta 500 L de agua [6], por lo que se le conoce como terapia de “hambre de agua” [35]: el proceso genera 500 g de residuos peligrosos bioinfecciosos y hasta 2.5 Kg de residuos sólidos no peligrosos con potencial de recuperación limitado [11]. El enorme volumen de agua y las cantidades significativas de energía han sido reportadas recientemente, apuntando a procesos llamados eco-diálisis [35,36] o diálisis con cero descargas de líquidos [16], pero el impacto, hasta ahora, se busca en el consumo de agua.

La HD es el tratamiento más utilizado para la enfermedad renal terminal, elegido por aproximadamente el 90 % de todos los pacientes en diálisis; se estima que aproximadamente 3.4 millones de pacientes están en HD en el mundo, según el Informe Anual Global de Terapia de Reemplazo Renal 2022 [36]. A medida que la población de diálisis crece al menos un 7 % al año, tanto el agua utilizada, como las aguas residuales generadas por las unidades de diálisis, aumentan en consecuencia. El cálculo de referencia del consumo de agua en HD es de aproximadamente $80 \text{ millones de m}^3 \cdot \text{millón de pacientes hemodializados año}^{-1}$. El tratamiento de HD es complejo, y de importancia para denotar el ahorro de agua [37].

1.3 Justificación

La HD requiere grandes volúmenes de agua ultrapura, generando como subproducto significativas cantidades de dializado gastado. Este efluente, altamente salino y rico en materia orgánica y biológica (enzimas, proteínas, compuestos farmacéuticos, etc.), es descargado directamente al alcantarillado en la mayoría de los servicios de diálisis a nivel mundial. En cada sesión de HD, que se realiza típicamente tres veces por semana durante 3 a 4 horas, se consumen aproximadamente 500 litros de líquido de diálisis por paciente.

Además, el funcionamiento de las membranas de OI, indispensables para obtener agua ultrapura, conlleva el rechazo de entre el 25 % y 50 % de volumen de agua alimentada, que también es vertida al alcantarillado. Como resultado, el crecimiento sostenido en el número de pacientes dializados ha incrementado el consumo de recursos hídricos y la generación de aguas residuales con alta σ , DQO, COT, SST, SDT y presencia de metales pesados.

A pesar del volumen y composición crítica de estos efluentes, los riesgos ambientales asociados a su descarga han sido escasamente explorados. El reúso y reaprovechamiento del agua residual representa una alternativa eficaz para reducir la contaminación, preservar cuerpos hídricos y mitigar el deterioro de la biota acuática. Se estima que los 2 millones de pacientes sometidos a HD en todo el mundo consumen más de 50 millones de m³ de agua anualmente, lo que subraya la urgencia de adoptar soluciones sostenibles.

En este contexto, los procesos de EC y EO se posicionan como procesos prometedores para el tratamiento de aguas residuales de HD, debido a su capacidad para remover carga orgánica y reducir contaminantes inorgánicos de forma eficiente. Sin embargo, en estudios previos no se ha valorado ni aprovechado el potencial de los lodos generados en la EC, que podrían ser reutilizados en actividades secundarias, como en aplicaciones agrícolas.

1.4 Hipótesis

La incorporación de la electro-coagulación con ánodos de hierro previa a la electro-oxidación con ánodos de IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) en el tratamiento del agua procedente de la hemodiálisis en una clínica, así como la simulación de este proceso a nivel piloto, podría disminuir diferentes parámetros fisicoquímicos considerando los límites máximos permisibles de acuerdo con la normatividad mexicana para su posible reúso en las mismas instalaciones de manera eficiente y eficaz, con el consecuente aprovechamiento de los residuos generados.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Desarrollar un proceso para el tratamiento del agua residual proveniente de la hemodiálisis en clínicas, para el reúso del agua en las mismas instalaciones, con el consecuente aprovechamiento de los residuos generados que incorpore electrodos de hierro y IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30).

1.5.2 Objetivos específicos

1.5.2.1. Caracterizar, conjuntar y evaluar la eficiencia del proceso para el tratamiento de agua residual procedente de la hemodiálisis a nivel laboratorio mediante la incorporación de AMX como compuesto modelo.

1.5.2.2. Caracterizar, conjuntar y evaluar la eficiencia del proceso para el tratamiento de agua residual sintética de hemodiálisis a nivel piloto, mediante la simulación de los parámetros del tratamiento y la incorporación de tres fármacos modelo: AMX, PAR y KET.

1.5.2.3. Validar la eficiencia del proceso para el tratamiento de agua residual proveniente de la hemodiálisis de al menos una clínica cumpliendo con la NOM-001-SEMARNAT-2021, NOM-002-SEMARNAT-1996, y NOM-003-SEMARNAT-1997.

1.5.2.4. Caracterizar y proponer la valorización de los residuos generados del proceso para el tratamiento de agua residual proveniente de la hemodiálisis de al menos una clínica, conforme a la NOM-004-SEMARNAT-2002, y cumpliendo con la NOM-052-SEMARNAT-2005, y NOM-053-SEMARNAT-1997.

1.5.2.5. Elucidar las posibles rutas de degradación de los fármacos utilizados en el tratamiento de agua residual proveniente de la hemodiálisis.

2

Marco Teórico

2.1 Aguas residuales hospitalarias

2.1.1 Tratamiento de aguas residuales con compuestos farmacéuticos

Los compuestos farmacéuticos (CF) desempeñan un papel importante en el mantenimiento de la salud humana en todo el mundo. Los CF se pueden clasificar según su naturaleza química, acciones terapéuticas, regiones anatómicas objetivo, tasa de biodegradabilidad, potencial de bioacumulación o nivel de peligro. La clasificación más común está relacionada con su modo de acción (acciones terapéuticas), como analgésicos, antidepresivos,

antibióticos, antihistamínicos, antineoplásicos [38], antipiréticos, antiinflamatorios, antimicrobianos y hormonas. Estos compuestos y sus metabolitos bioactivos se introducen continuamente en los sistemas acuáticos por varias vías, incluidas la emisión desde los sitios de producción, la eliminación directa de los excedentes de drogas en los hogares y hospitales, la excreción después de la administración en humanos y los tratamientos de agua [39]; su presencia constituye un grave problema ambiental, ya que son tóxicos y causan otros efectos negativos para los humanos y otros organismos vivos, incluso en concentraciones mínimas ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) y, además, son resistentes a los procesos de degradación biológica, permaneciendo casi intactos de las PTARs convencionales [40]. La presencia de CF y su persistencia en los ecosistemas acuáticos no solo es consecuencia de una alta tasa de liberación, sino de su carácter recalcitrante, por lo que es difícil lograr una mineralización completa utilizando una PTAR convencional [38]. Por lo tanto, los CF cuando se infiltran en el ecosistema del agua o el suelo a través de plantas de tratamientos de aguas causan efectos a corto y largo plazo, como el cambio estructural de las comunidades microbianas, el aumento de la resistencia a los antibióticos de los microorganismos y la alteración endocrina; también se han observado efectos sobre funciones ecológicas como la transferencia de nitrógeno, la metanogénesis y la reducción de sulfatos [41].

Las principales fuentes de CF son las aguas residuales domésticas (excreción), los efluentes de las operaciones de alimentación animal, la industria farmacéutica y los efluentes hospitalarios; esto último, involucran los efluentes generados por actividades sanitarias (tratamientos clínicos), inodoros (orina y heces), cocina, lavandería, jardín, entre otros, que contienen gran cantidad de compuestos químicos, materia orgánica (incluyendo microorganismos: bacterias, virus y hongos) e iones inorgánicos [42]. La Tabla 2 muestra la composición típica de estos efluentes reportada en la literatura [43-49]. La vía principal de los CF al agua superficial es el efluente tratado de las PTARs, debido a la falta de pautas y estándares de descarga para los CF, por lo que su ocurrencia en la vida acuática es duradera [50]. Los CF tienen bajas concentraciones ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), lo que hace que sean difíciles de detectar, analizar y degradar en las PTARs actuales. Por tal motivo, existen varios métodos de tratamiento convencionales para varios tipos de antibióticos, tales como oxidación, filtración, adsorción y sistemas combinados. Desafortunadamente, debido a la falta de un tratamiento adecuado, la

presencia de subproductos tóxicos, la baja eficiencia de eliminación y los altos costos operativos, se necesitan nuevos métodos alternativos [51], como los que se mostrarán enseguida.

Tabla 2. Parámetros generales del contenido de las aguas residuales hospitalarias [38].

Parámetros	Unidades	Rango
HCO ₃ ⁻	mg·dm ⁻³	0-85
CO ₃ ²⁻	mg·dm ⁻³	0-6
Cl ⁻	mg·dm ⁻³	50-2000
SO ₄ ²⁻	mg·dm ⁻³	4-70
Ca ²⁺	mg·dm ⁻³	2-20
K ⁺	mg·dm ⁻³	3-75
Mg ²⁺	mg·dm ⁻³	2-4
Na ⁺	mg·dm ⁻³	25-1200
S ²⁻	mg·dm ⁻³	0-15
PO ₄ ³⁻	mg·dm ⁻³	5-30
NO ₃ ⁻	mg·dm ⁻³	0-10
NH ₄ ⁺	mg·dm ⁻³	10-70
Urea	mg·dm ⁻³	10-1300
Ácidos húmicos	mg·dm ⁻³	0-10
Ácido cítrico	mg·dm ⁻³	0-10
Sacarosa	mg·dm ⁻³	0-30
Glucosa	mg·dm ⁻³	0-30
COD	mg O ₂ dm ³	300-420
BOD ₅	mgO ₂ ·dm ³	187-304
pH	-	7.0-7.5
Antibióticos	mg·dm ⁻³	0.0001-100
Analgésicos y antiinflamatorios	mg·dm ⁻³	0.00013-40
Bloqueador beta	mg·dm ⁻³	10-20
Hipertensivos	mg·dm ⁻³	10-20
Antidepresivos	mg·dm ⁻³	0.00387-0.008
Anticonvulsivos	mg·dm ⁻³	0.0006-0.005
Enterococcus	UCF·mL ⁻¹	103-106
<i>Escherichia coli</i>	UCF·mL ⁻¹	103-106
Coliformes fecales	UCF·mL ⁻¹	103-104
Coliformes totales	UCF·mL ⁻¹	105-107

2.2 Enfermedad Renal Crónica – Hemodiálisis

La enfermedad renal crónica (ERC) es una comorbilidad médica frecuente que afecta hasta el 16 % de la población mundial [52,53-55] y es considerada actualmente una pandemia [56]. Debido al incremento permanente de pacientes con ERC con requerimientos de terapia sustitutiva, candidatos a trasplante y a la escasez de órganos (riñones), es necesario que los pacientes se sometan a “terapias soporte de vida” como es la HD para continuar y mejorar su calidad de vida [57].

Como ya se mencionó, la HD es un proceso de sustitución renal extracorpóreo y va dirigido a eliminar las impurezas y desechos de la sangre [12]. Los pacientes son sometidos a sesiones de hasta 4 horas y mínimo 3 veces a la semana para no generar un impacto negativo con la acumulación de desechos o contaminantes en el cuerpo que eran liberados cuando les funcionaban los riñones. En general, todo es importante en el tratamiento de HD, la máquina, los concentrados que se utilizarán para “lavar” la sangre del paciente, y el dializador, este último es la parte fundamental para llevar con éxito dicho tratamiento.

2.2.1 El dializador: un riñón artificial

Un dializador es un dispositivo médico esencial en la HD, que actúa como un riñón artificial; se utiliza para eliminar las toxinas, el exceso de líquidos y otras sustancias de desecho de la sangre de pacientes con insuficiencia renal crónica. Además, los equipos para HD generalmente contienen una membrana semipermeable que separa dos compartimentos: uno por donde circula la sangre del paciente y otro por donde circula una solución de diálisis (líquido dializado) [58-59]. Esta membrana permite el paso de ciertas moléculas, como la urea y la creatinina desde la sangre hacia el líquido dializado, mientras retiene las células sanguíneas y otras proteínas importantes, Figura 1. El

funcionamiento del dializador es por medio de la difusión: las moléculas de menor tamaño, como urea y creatinina, atraviesan la membrana del dializador, equilibrándose en la sangre y la solución de diálisis; y por ultrafiltración: el exceso de líquidos en la sangre se extrae mediante presión osmótica, acumulándose en la solución de diálisis. Es así como los componentes principales de un dializador, Figura 1:

1. **Membrana semipermeable:** es el corazón del dializador; está compuesta por fibras huecas o planas que permiten el intercambio de sustancias.
2. **Carcasa:** es la estructura que contiene la membrana y los conectores para la entrada y salida de la sangre, así como el líquido dializado.
3. **Espacios para el flujo:** son los canales por donde circulan la sangre y el líquido dializado, permitiendo el máximo contacto entre ambos.

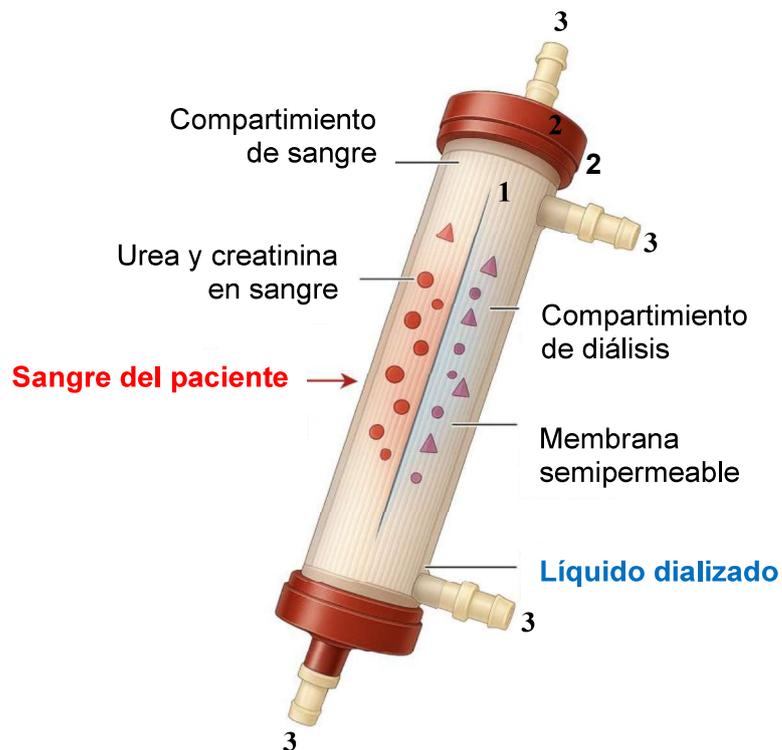


Figura 1. Dializador utilizado en la máquina de HD para limpiar la sangre del paciente.

Existen diferentes tipos de dializadores, que se clasifican según el material de la membrana, su permeabilidad y su biocompatibilidad. Algunos de los tipos más comunes son:

1. **Dializadores de celulosa:** son los más antiguos y económicos, pero pueden provocar reacciones alérgicas en algunos pacientes.
2. **Dializadores de acetato de celulosa:** son más biocompatibles que los de celulosa, pero tienen una menor permeabilidad.
3. **Dializadores de polimetilmetacrilato (PMMA):** ofrecen una alta biocompatibilidad y una mayor permeabilidad, lo que permite eliminar moléculas de mayor tamaño.
4. **Dializadores de polisulfona:** son muy biocompatibles y tienen una alta eficiencia en la eliminación de moléculas de mediano y gran tamaño.

El dializador es un dispositivo vital para la supervivencia de los pacientes con insuficiencia renal crónica; debido a estas tecnologías, estos pacientes pueden llevar una vida más larga y de mejor calidad. El dializador es capaz de:

1. **Elimina toxinas:** limpia la sangre de sustancias de desecho que el riñón enfermo no puede eliminar.
2. **Regula el equilibrio hídrico:** elimina el exceso de líquido del cuerpo.
3. **Corrige los trastornos electrolíticos:** ajusta los niveles de sodio, potasio y otros electrolitos en la sangre.

La investigación en el tratamiento de agua residual de HD es un campo en constante evolución; estos son algunos enfoques más recientes:

1. **Nuevas tecnologías:** se están explorando métodos como la radiación ultravioleta avanzada, la ozonización, y los procesos electroquímicos para la eliminar microorganismos patógenos de manera más eficiente y segura.

2. **Recuperación de recursos:** se buscan tecnologías para recuperar agua y nutrientes valiosos del efluente de HD, reduciendo así la demanda de agua y minimizando el impacto ambiental.
3. **Minimización de subproductos de desinfección:** se estudian estrategias para reducir la formación de subproductos peligrosos que pueden generarse durante los procesos de desinfección, como los compuestos halogenados.
4. **Integración de sistemas:** se investigan sistemas híbridos que combinan diferentes tecnologías de tratamiento para lograr una mayor eficiencia y versatilidad en la gestión de los efluentes.

2.2.2 Impacto ambiental de los efluentes de hemodiálisis

La HD es un tratamiento vital para personas con enfermedad renal crónica, genera un volumen significativo de agua residual que, si no se trata adecuadamente, puede tener un impacto ambiental considerable [3,7-9].

1. **Alta concentración de sustancias:** estos efluentes contienen una mezcla compleja de sustancias, incluyendo compuestos orgánicos, sales minerales, productos de degradación de medicamentos y microorganismos, Tabla 3.
2. **Gran volumen:** la frecuencia de los tratamientos de diálisis y el volumen de agua utilizado por sesión generan grandes cantidades de efluentes.
3. **Potencial contaminante:** si no se trata adecuadamente, estas sustancias pueden contaminar cuerpos de agua, suelos y afectar la salud de los ecosistemas acuáticos.

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica del agua real sin tratamiento procedente de la HD.

Parámetros	Unidades	Resultados	LMP		LDM	LPC
			Riego agrícola	Suelo agrícola		
Contaminantes básicos						
pH	-	NE	5 - 10	5 - 10	NA	NA
T	°C	NE	NA	NA	NA	NA
MF	-	NE	Ausente	Ausente	NA	NA
SS	mL·L ⁻¹	ND	1	NA	NA	0.1
SST	mg·L ⁻¹	26.5	150	NA	NA	10
DBO	mg·L ⁻¹	1500	150	NA	NA	2
NT	mg·L ⁻¹	134.5600	40	NA	NA	NA
FT	mg·L ⁻¹	3.0474	20	NA	0.0014	0.0050
G y A	mg·L ⁻¹	ND	25	25	NA	2.5
Biológicos						
CF	NMP·100mL ⁻¹	ND	-	-	NA	3
HH	HH·L ⁻¹	< 0.2	1	1	NA	0.2000
Metales pesados y cianuros						
As	mg·L ⁻¹	ND	0.2	0.2	0.0015	0.0100
Cd	mg·L ⁻¹	0.0036	0.2	0.05	0.0003	0.0020
Cu	mg·L ⁻¹	0.0981	4	4	0.0030	0.0010
Cr	mg·L ⁻¹	3.888	1	0.5	0.0005	0.0050
Hg	mg·L ⁻¹	0.0000	0.01	0.005	0.00003	0.0005
Ni	mg·L ⁻¹	2.9800	2	2	0.0004	0.0010
Pb	mg·L ⁻¹	ND	0.5	5	0.0008	0.0050
Zn	mg·L ⁻¹	0.3444	10	10	0.0028	0.0100
CT	mg·L ⁻¹	0.0017	1	2	0.0010	0.0050

Dentro de los impactos ambientales negativos que se han reportado en las aguas procedentes de HD, son los siguientes:

1. **Contaminación de aguas superficiales y subterráneas:** la descarga inadecuada de efluentes procedentes de HD puede causar eutrofización, lo que lleva a la proliferación de algas y la disminución del oxígeno disuelto, afectando la vida acuática. Además, pueden contener compuestos tóxicos que se bioacumulan en la cadena alimentaria [18].

2. **Contaminación del suelo:** la disposición inadecuada de biofiltros o residuos sólidos generados en el tratamiento de HD puede contaminar el suelo con sustancias químicas y microorganismos patógenos [16,18].
3. **Consumo de agua y energía:** La HD es un proceso altamente consumidor de agua y energía, lo que contribuye al estrés hídrico y a las emisiones de gases de efecto invernadero [11-12,18].

Por tal motivo, para minimizar el impacto ambiental negativo de los efluentes de HD, se están implementado diversas estrategias, como:

1. **Tratamiento avanzado de aguas residuales:** se utilizan tecnologías como la OI, la ultrafiltración y la desinfección avanzada para eliminar contaminantes y recuperar agua [3,19, 21].
2. **Optimización del consumo de agua y energía:** se buscan formas de reducir el volumen de agua utilizada por sesión y mejorar la eficiencia energética de los equipos de diálisis [12].
3. **Reutilización del agua:** el agua tratada puede reutilizarse en procesos no críticos, como el riego de jardines o la limpieza de equipos.
4. **Gestión de residuos:** se promueve la gestión adecuada de los residuos sólidos generados en el proceso de diálisis [27-28].
5. **Sensibilización y educación:** es fundamental concientizar a los profesionales de la salud y a la población en general sobre la importancia de un manejo sostenible de los efluentes de HD [30].

2.3 Electrocoagulación

La necesidad de procesos alternativos para el tratamiento de aguas residuales ha renovado los intereses científicos, económicos y ambientales de los procesos de tratamiento de agua [60]. En el sistema de EC, tienen lugar una serie de reacciones en el cátodo y en el ánodo, como se muestra en la Figura 2, en donde se hace una representación detallada de estas reacciones, mostrando los principales mecanismos de desestabilización de contaminantes

orgánicos e inorgánicos; la formación de iones coagulantes tiene lugar *in-situ* a través de varias etapas:

- i) Formación de coagulantes por oxidación electrolítica del “electrodo de sacrificio (ánodo)”;
- ii) Debilitamiento de los contaminantes, suspensión de partículas y rotura de emulsiones; y
- iii) Acumulación de las fases socavadas para formar flóculos.

Por lo tanto, el resumen de los mecanismos de debilitamiento de los contaminantes, suspensión de partículas y rotura de emulsiones durante la EC, sucede de la manera siguiente [61-62]:

1. Compresión de la doble capa difundida cerca de las partículas cargadas mediante la interacción de los iones producidos por la oxidación del ánodo de sacrificio.
2. Equilibrio químico de las especies iónicas existentes en las aguas residuales mediante contraiones procedentes del ánodo de sacrificio, los cuales disminuyen la repulsión electrostática entre partículas, en la medida en que prevalece la atracción de Van der Waals, lo que da como resultado la coagulación.
3. El flóculo formado a través de la coagulación produce lodo, que capitula y une las especies coloidales en la fase acuosa, como los óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos.

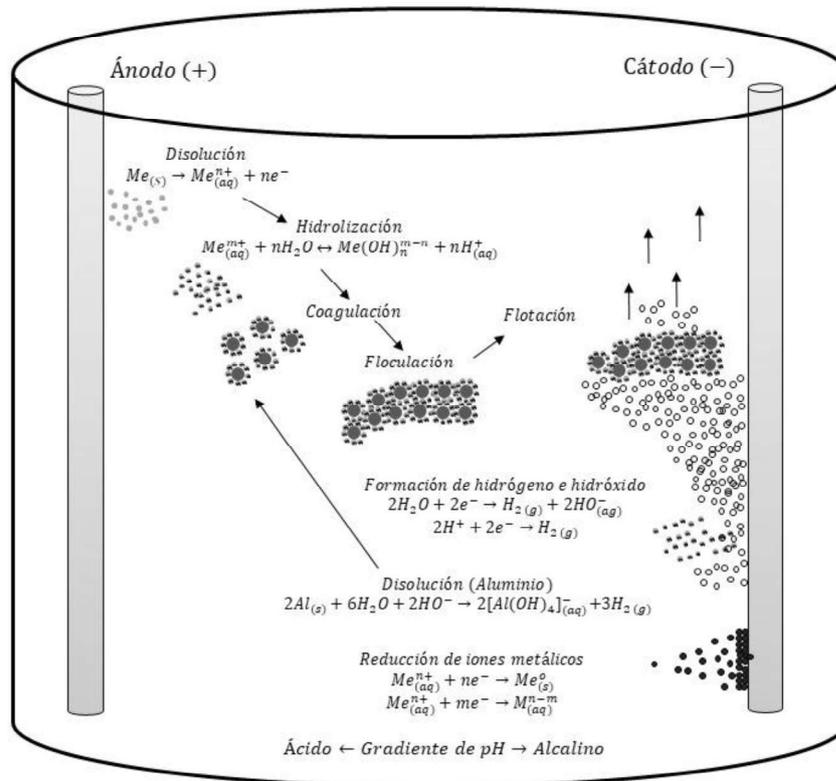


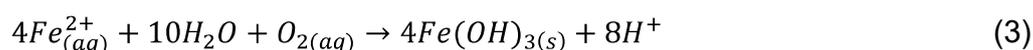
Figura 2. Reacciones típicas durante el tratamiento con EC [61,63].

2.3.1 Reacciones principales

Los electrodos que producen coagulantes en agua están hechos principalmente de hierro o aluminio, empleando electrodos inertes como cátodos (titanio, carbón, etc.), los cuales funcionan como contraelectrodos en el sistema. Es así como durante la EC, estos ánodos de sacrificio generan cationes de hierro y/o aluminio, los cuales se disuelven de los ánodos de acuerdo con las ecuaciones (1) y (2) [61,64]:



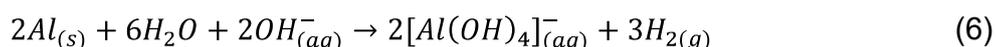
El hierro puede disolverse en Fe (II) divalente y se forma Fe (III) trivalente en un ambiente acuoso durante la coagulación; mientras que el aluminio se disuelve en la forma trivalente Al (III). En el caso del Fe (II), este puede oxidarse más a Fe (III), ecuación (3), en condiciones adecuadas de pH y potencial de oxidación-reducción. Para lograr una velocidad de reacción adecuada, es necesaria la presencia de oxígeno y pH neutro [61].



2.3.2 Reacciones secundarias

Existe la posibilidad de que ocurran otras reacciones secundarias además de la disolución de aluminio y hierro en el sistema de EC [60,61,65,66], como:

1. Formación de hidrógeno en los cátodos a través de las ecuaciones (4-6).



2. El aumento del pH debido a la formación de iones hidroxilo o al consumo de iones / protones hidronio, ecuaciones (4) y (5).
3. Reducción de iones metálicos en los cátodos.

En la Figura 3 se muestran los diagramas de Pourbaix para el sistema Fe-H₂O (A) y Al-H₂O (B) a 25 °C, en donde se observan a grandes rasgos las especies que predominan en el intervalo de pH y potencial aplicado.

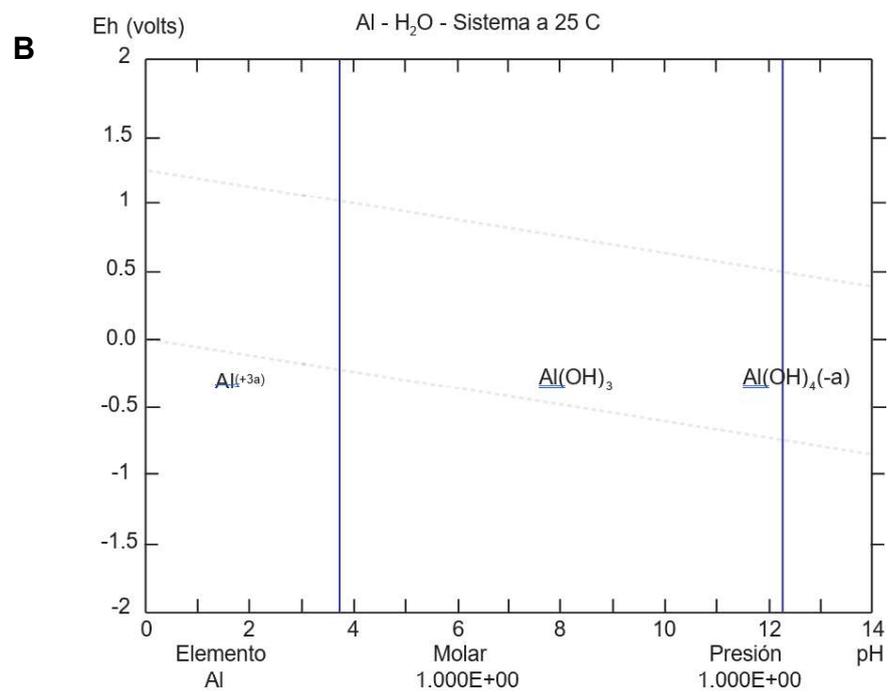
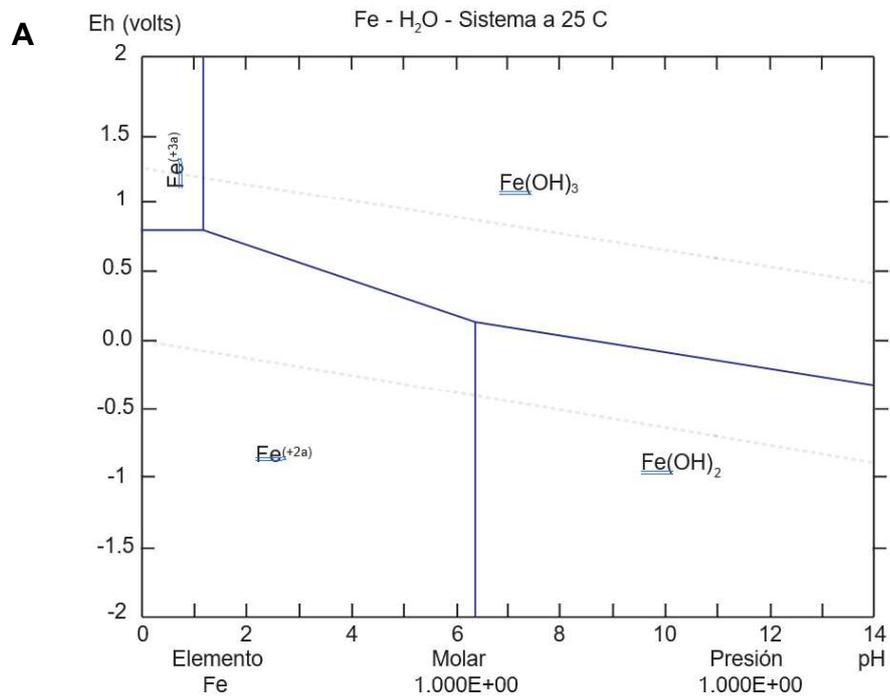


Figura 3. Diagramas de Pourbaix de (A) Fe y (B) de Al a 25 °C [61].

2.4 Electro-oxidación

Existen muchas técnicas de tratamiento, incluidos procesos fisicoquímicos y de POA, para eliminar contaminantes de las aguas residuales. Los tratamientos fisicoquímicos tienen buena eficiencia de eliminación; sin embargo, su uso es limitado ya que generan cantidades importantes de compuestos químicos y lodos al final del tratamiento [67]. Los POA son tratamientos alternativos que requieren cantidades mínimas de adición de compuestos químicos y son más eficientes [68]. Uno de los POA es el proceso de EO que utiliza electrodos modificados con óxidos de metales de transición [69-72].

La oxidación electroquímica o EO se realiza en una celda electroquímica compuesta por un electrodo de trabajo (ánodo) y un contraelectrodo (cátodo) sumergidos en una solución (electrolito) de la molécula de interés. La finalidad de la EO es la de degradar completamente los contaminantes (combustión electroquímica) o, al menos, volverlos biodegradables [73-75].

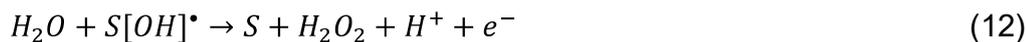
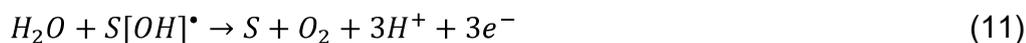
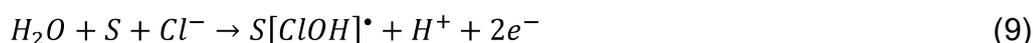
Como proceso para el tratamiento de aguas, la EO se puede incluir en los POA, si se emplean electrodos o intermediarios de reacción que promuevan la formación de especies químicas altamente oxidantes como los radicales hidróxido o superoxo, ozono, peróxido de hidrógeno, etc., los cuales favorecen la termodinámica y cinética de oxidación de materia orgánica a productos químicos más sencillos para la consecuente mineralización a CO_2 y agua, sin que sea necesario el consumo de reactivos químicos adicionales y evitando la generación de lodos [76].

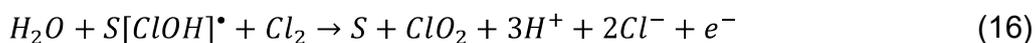
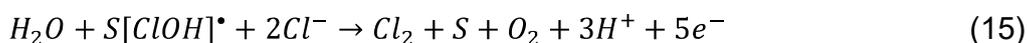
La EO se ha utilizado cada vez más en los últimos años en el tratamiento de diversas aguas residuales, como aguas residuales textiles [77], aguas residuales de la industria farmacéutica y hospitalaria [50], aguas residuales de plantas de producción de gelatina [51] y lixiviados de vertederos [78]. La EO de contaminantes puede tener lugar mediante dos mecanismos diferentes: oxidación anódica directa, donde los contaminantes se destruyen en la superficie del ánodo, y oxidación indirecta, es donde se genera electroquímicamente un mediador para llevar a cabo la oxidación. Cabe

mencionar que durante la EO de las aguas residuales pueden coexistir ambos mecanismos de oxidación [78]. La EO es un proceso ambientalmente favorable capaz de mineralizar materia orgánica no biodegradable [79] como se mencionó anteriormente.

2.4.1 Electro-oxidación directa

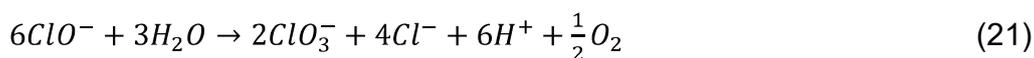
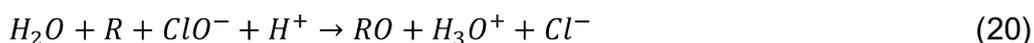
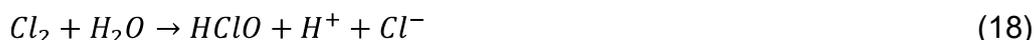
La EO de contaminantes también puede ocurrir directamente en los ánodos por generación de radicales libres ($\cdot\text{OH}$) fisisorbidos o quimisorbidos en la superficie del electrodo, en donde la fisisorción promueve la combustión completa de compuestos orgánicos al emplear ánodos como el diamante dopado con boro (DDB), y la quimisorción genera intermediarios de reacción al emplear electrodos modificados con óxidos superficiales MO_{x+1} [64]. De acuerdo con [80], las siguientes ecuaciones representan la oxidación anódica primaria de contaminantes orgánicos y la generación de agentes oxidantes directos durante el proceso de EO. La generación de especies oxidantes se describe en las ecuaciones (7-16) [80], donde R y S representan los contaminantes orgánicos y recalcitrantes, respectivamente.





2.4.2 Electro-oxidación indirecta

Los compuestos orgánicos no interactúan directamente con la superficie del electrodo, sino que el proceso tiene lugar a partir de la intermediación de algunas especies electroactivas, como al emplear cloro e hipoclorito generado anódicamente para destruir contaminantes sobre todo orgánicos, técnica ampliamente conocida y empleada en tratamientos terciarios convencionales [64], ecuaciones (17-21) [80].



En la EO no se necesita agregar compuestos químicos al agua residual o alimentar O_2 a los cátodos, eliminando una contaminación secundaria, accesorios adicionales y por lo tanto disminuyendo costos de operación durante el tratamiento del agua; estas ventajas hacen que la EO sea atractiva comparada con otros procesos de tratamiento de agua convencional. Por lo tanto, la parte más importante del proceso de EO es evidentemente el material anódico, dentro de los cuales se incluyen Ti/RuO₂, Ti/Pt-Ir, MnO₂, Pt, fibra de carbón, y carbón vítreo reticulado. Los ánodos que se han estudiado ampliamente para este fin son el grafito, Pt, PbO₂, IrO₂, TiO₂, SnO₂ y películas de diamante [64,81], y los modificados con óxidos de metales de transición

como el $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$, $\text{RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$, $\text{PbO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ [71,81,82]. Para el tratamiento de aguas residuales con el proceso de EO se han utilizado electrodos de Pt, BDD y ánodos con recubrimientos de óxidos de metales mezclados (MMO), como los que ya se mencionaron, estos últimos han sido empleados en el grupo de trabajo, específicamente los electrodos de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ o $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ para la degradación electroquímica de compuestos orgánicos como los hidrocarburos [83,84] y la amoxicilina [81].

2.5 Tratamientos realizados con el acoplamiento de la EC y EO

La EC y la EO son las técnicas más prometedoras entre los sistemas de tratamiento electroquímico debido a los requisitos químicos mínimos y la facilidad de operación [85], además de su proceso rápido pero efectivo [86]. La EO también es eficaz, pero consume más tiempo, lo que sugiere que una combinación de las dos técnicas ofrece una opción práctica y prometedora [87].

En los últimos años, se ha utilizado un proceso híbrido de EC y EO en acoplamiento secuencial o simultáneo para el tratamiento de aguas residuales; se han aplicado en la producción textil fundamental [88], la producción textil sintética [89], la producción de gelatina [90], y la producción de zumo de fruta [91]. Además, las aguas residuales de la industria de refrescos [92], el lavado de contenedores [93], las industrias productoras de adhesivos [94], y la industria farmacéutica [95]. Finalmente, los lixiviados de vertederos y los efluentes de la refinería de aceite de girasol [96] han empleado estas técnicas. Por otro lado, también se han realizado acoplamiento de la EC y EO utilizando agua sintética real a nivel laboratorio y a nivel piloto; utilizando electrodos de sacrificio de hierro o aluminio como ánodos (durante EC) y electrodos de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ (durante la EO) para explorar el tratamiento de aguas residuales de HD, incluyendo o no compuestos farmacéuticos como contaminante, tal como se explicó en la Tabla 1.

2.6 Modelación y simulación de PTARs con GPSX

GPS-X es un software de simulación desarrollado por Hydromantis Environmental Software Solution, Inc., diseñado para modelar el funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales, Figura 4. Además, ofrece funcionalidades avanzadas para un análisis más profundo y preciso del comportamiento de las plantas de tratamiento, incluyendo la capacidad de modelar una amplia gama de procesos y configuraciones, asimismo, permite a los usuarios comprender las relaciones entre los parámetros físicos, operativos, estequiométricos y cinéticos del proceso y la salida del simulador [97,98].

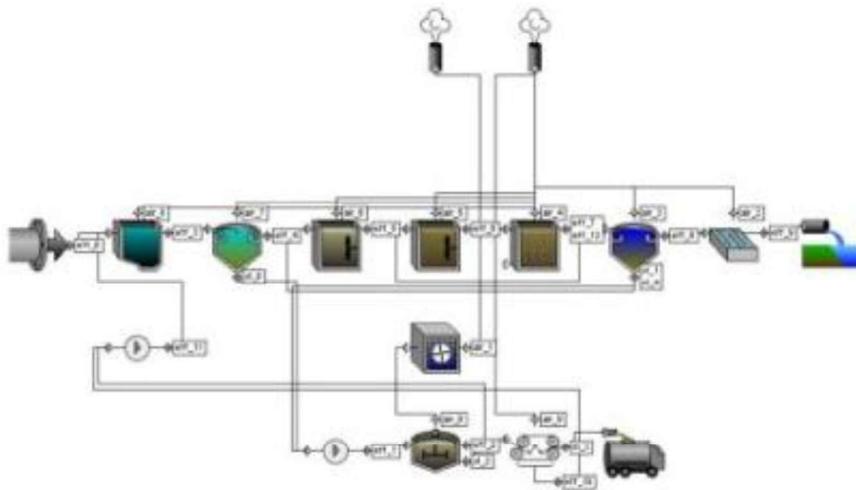


Figura 4. Ejemplo de modelación de una PTAR realizada con el software GPS-X.

Las aplicaciones de GPS-X son diversas y abarcan diferentes aspectos de la gestión de plantas de tratamiento de aguas residuales. Algunas de las aplicaciones más comunes incluyen [97,98]:

- ❖ Modelado de procesos de lodos activados: Simulación detallada de diferentes configuraciones de lodos activados, permitiendo el análisis del impacto de cambios en los parámetros operativos.
- ❖ Optimización del diseño y operación: Evaluación de diferentes estrategias operativas para mejorar la eficiencia energética y la calidad del efluente.
- ❖ Predicción del comportamiento: Simulación del comportamiento de la planta ante diferentes escenarios, como los cambios en la carga orgánica o fallos en los equipos.
- ❖ Investigación y desarrollo: GPS-X se utiliza en proyectos de investigación para el desarrollo de nuevos procesos y estrategias de gestión de aguas residuales.

GPS-X utiliza una variedad de modelos matemáticos avanzados para la simulación de PTARs. Algunos de los enfoques clave incluyen [97,98]:

- ❖ Modelos de procesos biológicos: Simulación de lodos activados, nitrificación-desnitrificación y procesos anaerobios.
- ❖ Controladores PD y ON/OFF: Para la regulación de parámetros como oxígeno disuelto y caudales de recirculación.
- ❖ Análisis de sensibilidad: Evaluación de cómo los cambios en parámetros afectan el rendimiento del sistema.
- ❖ Optimización dinámica: Ajuste de condiciones operativas para mejorar la eficiencia del tratamiento.

3

Procedimiento de Investigación

La metodología propuesta se estructura en dos etapas: laboratorio y piloto, con el objetivo de evaluar el tratamiento electroquímico de aguas residuales sintética de HD, incluyendo la eliminación de compuestos farmacéuticos y la valorización de residuos.

En la fase de laboratorio, se inició con la formulación de un agua residual sintética que emule las características de los efluentes de HD. Posteriormente, se llevó a cabo la evaluación del tratamiento electroquímico, combinando procesos de EC y EO; se estudiaron diversos parámetros operativos, como el tipo de electrodo utilizado (por ejemplo, hierro, aluminio, IrO₂-Ta₂O₅|Ti e RuO₂-IrO₂-Ta₂O₅|Ti), la densidad de corriente aplicada, y la concentración del electrolito, para encontrar las mejores condiciones para la eliminación de los contaminantes presentes. Además, se realizó un análisis espectroscópico y cromatográfico con el fin de determinar las rutas de degradación de los compuestos farmacéuticos en estudio.

Una vez definidos los parámetros adecuados a nivel laboratorio, se procedió a la fase piloto, donde se diseñó parcialmente un sistema modular basado en EC y EO para tratar efluentes reales y sintéticos de HD. Para este estudio, se llevaron a cabo pruebas en condiciones reales para validar la eficiencia del sistema, considerando tanto aspectos operacionales como la viabilidad energética del proceso. Paralelamente, se alimentó la plataforma del software GPS-X con los datos experimentales, con el propósito de predecir el comportamiento del sistema y facilitar su escalamiento. Para ello, se emplearon herramientas de modelación y simulación como el software GPS-X, permitiendo evaluar la viabilidad del proceso.

Finalmente, se analizaron los subproductos generados en el tratamiento, en particular los lodos originados por EC; se exploraron estrategias para su valorización y posible reutilización, contribuyendo a la reducción del impacto ambiental del proceso. Este esquema metodológico busca garantizar la transición eficiente desde pruebas de laboratorio hasta un sistema piloto funcional.

3.1 Tratamiento electroquímico de agua residual sintética de hemodiálisis incluyendo compuestos farmacéuticos y rutas de degradación

3.1.1 Aguas residuales sintéticas de HD

Las aguas residuales hospitalarias, sin intervención intermedia, suelen vertirse directamente a los sistemas públicos de alcantarillado. Los efluentes hospitalarios incluyen los generados por actividades sanitarias (tratamientos clínicos), sanitarios (orina y heces), cocina, lavandería o jardín, entre otras fuentes, y pueden contener cantidades significativas de sustancias químicas, materia orgánica (incluidos microorganismos: bacterias, virus y hongos) e iones inorgánicos. Los contaminantes típicos en estos efluentes incluyen HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ y S^{2-} , entre otros. En esta investigación se utilizó agua de HD sintética [2,3,99] para 1 L de solución, como se indica a continuación:

Electrolito ácido acuoso (pH = 5): NaCl $2.9466 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (J. T. Baker, 98 %), KCl $0.0737 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (J. T. Baker, 98 %), CaCl_2 $0.0588 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (J. T. Baker, 98 %), y MgCl_2 $0.0178 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (J. T. Baker, 98 %).

Electrolito alcalino acuoso (pH = 8): NaCl $0.4039 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (J. T. Baker, 98 %), y NaHCO_3 $0.7845 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (Sigma Aldrich, 98 %).

Las soluciones se agitaron constantemente (agitador magnético) durante 2 h, se etiquetaron y luego se guardaron para su uso posterior. Para simular la presencia de compuestos orgánicos, durante la segunda fase de prueba se añadió amoxicilina (AMX, Acros Organics, 98 %), un antibiótico comúnmente presente en aguas residuales de clínicas y hospitales, en una concentración de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ [32,39,41].

3.1.2 EC de aguas residuales de HD.

La electrólisis de estas descargas simuladas se realizó en condiciones de pH ácido y básico, pero sin adición de AMX, en pruebas iniciales para establecer líneas base. Durante la electrólisis, se empleó un arreglo de dos electrodos usando hierro o aluminio como ET, y malla de titanio como EC, como se muestra en la Figura 5A. Con este arreglo experimental, se desarrolló una curva de polarización correspondiente usando una fuente de alimentación de CC (Doultech-EZ, modelo GP-4303DU) con un tiempo de electrólisis de 60 min a 150 rpm y 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5 y 3.0 V, respectivamente. Cada experimento se realizó por triplicado para obtener las mejores condiciones experimentales para la reducción de sales y compuestos orgánicos. Una vez completado, el lodo se filtró con papel de filtro de poro pequeño marca Crisol dejando un sobrenadante para su posterior tratamiento por EO. El papel filtro con el lodo se secó a temperatura ambiente y se pesó con una balanza analítica OHAUS. Posteriormente, se realizó la EC en las mismas condiciones, pero con la adición de AMX a una concentración de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Cada electrodo de hierro o aluminio se pesó antes y después de la EC. El pH de la solución y la conductividad eléctrica de los sobrenadantes de la EC se monitorearon con un equipo (HACH, modelo MM374) para verificar los cambios ocurridos durante la EC. Las dimensiones de los electrodos de hierro y aluminio fueron de $\varnothing = 0.7 \text{ cm}$ y $h = 6 \text{ cm}$; y $\varnothing = 0.6 \text{ cm}$ y $h = 6 \text{ cm}$, respectivamente.

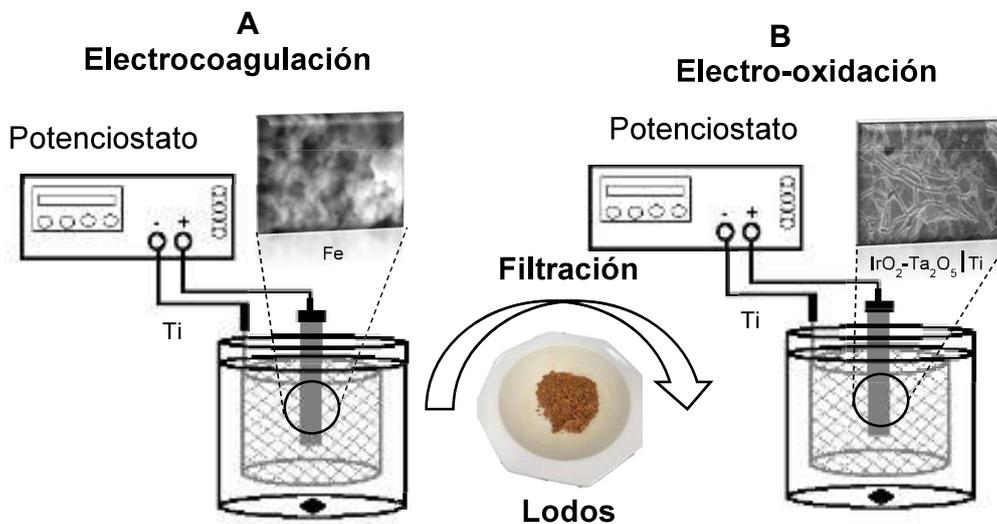


Figura 5. Acoplamiento de la EC (A) con la EO (B) para el tratamiento electroquímico de las aguas residuales proveniente de la HD.

3.1.3 Electro-oxidación de aguas residuales provenientes de HD

La EO del sobrenadante de aguas residuales sintéticas de HD con AMX se realizó, tras la EC, en una celda electroquímica de dos electrodos: IrO₂-Ta₂O₃/Ti (70:30; Ae = 251.67 cm², R = 18.5) [72], actuó como ánodo, y una malla de titanio desnudo como cátodo (Figura 5B). Durante las pruebas de 2 h con agitación continua a 150 rpm, se mantuvo una corriente constante de 10 mA, generando un potencial de celda de 3.0 V. Las dimensiones del electrodo fueron de Ø = 0.7 cm y h = 6 cm.

3.1.4 Acoplamiento de la EC y la EO

Una vez establecidas las mejores condiciones a nivel de laboratorio de la EC y EO, se realizó el acoplamiento de los procesos a nivel laboratorio, tal y como se muestra en la Figura 5. En la EC se utilizó como ánodo el electrodo de hierro o aluminio, mientras que en el EO se utilizó el electrodo IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30), con 60 mL de solución.

3.1.5 Caracterización de los electrodos

La caracterización electroquímica de piezas de hierro (8.027 g cm³ - densidad) y aluminio (2.7 g cm³ - densidad) se realizó insertando estos electrodos de trabajo (10 mm × 25 mm) en una celda de evaluación de material de placa 011951 (ALS-Japón) con un medio ácido (pH = 5) (0.47 cm² de área de contacto del electrolito) [100-101].

El electrolito ácido acuoso se desoxigenó previamente burbujeando N₂ ultrapuro (grado 4.8) durante 5 min, contenido en una celda de tres electrodos insertando un electrodo de Ag|AgCl 3M NaCl y un alambre de platino como electrodos de referencia y contraelectrodo, respectivamente. Antes de los experimentos, las piezas se pulieron con una lija Fandeli de grano 600, a base de SiC, serie A-99, y una microtela 40-7218 (PSA Buehler) impregnada con una suspensión acuosa a base de γAl₂O₃ (Micropolish II Buehler 40-6323-016, tamaño de partícula de 0.3 μm). Posteriormente, se desengrasaron en acetona (Karal, 99.5 % de pureza) con la ayuda de un baño ultrasónico de 42 kHz durante 10 min a temperatura ambiente.

Se desarrollaron gráficos potenciodinámicos y espectros de espectroscopía de impedancia electroquímica (EIS) utilizando un potenciostato-galvanostato Zahner IM6 conectado correctamente a la celda electroquímica. Los espectros EIS se obtuvieron mediante la aplicación simultánea de un potencial de C.C. (E_{dc}) igual al potencial de circuito abierto (OCP) de la celda y un potencial de C.A. sinusoidal con una amplitud |E_{ac}| de ±10 mV. La frecuencia de la perturbación sinusoidal se escaneó de 100 kHz a

50 mHz. Todos los experimentos electroquímicos se realizaron a 25 °C. Posteriormente, el circuito equivalente mostrado en la Figura 6 se ajustó a los espectros EIS experimentales utilizando Zview, versión 2.70, desarrollado por Scribner Associates, Inc., considerando R_s y R_p en serie, siendo la resistencia de la solución, y la resistencia a la polarización, respectivamente, y Q_{dl} representa la capacitancia de doble capa en las uniones del electrodo de trabajo con el electrolito que se calcularon empleando un ZCPE de elemento de fase constante (ecuación 22, donde $0 \leq \alpha \leq 1$ representa el exponente del elemento de fase constante) [102].

$$Z_{CPE} = \frac{1}{Q_{dl}(j\omega)^\alpha} \quad (22)$$

Los electrodos basados en hierro y aluminio se caracterizaron mediante espectroscopía Raman con un microscopio Raman DXR Thermo Scientific equipado con un láser de 780 nm (14 mW de potencia) y un objetivo de 10x (0.25 BD). Todos los espectros Raman se obtuvieron con una cuadrícula de 400 líneas/mm.

La difracción de rayos X (DRX) se realizó con un difractómetro Bruker AXS con 10° 2θ barridos de 10 a 100° a 24°C. La emisión de rayos X se realizó utilizando un microscopio electrónico de barrido (SEM-EDX, por sus siglas en inglés) JOEL, modelo JSM-5400 LV 10000X, empleando un voltaje de aceleración de electrones de 15 keV.

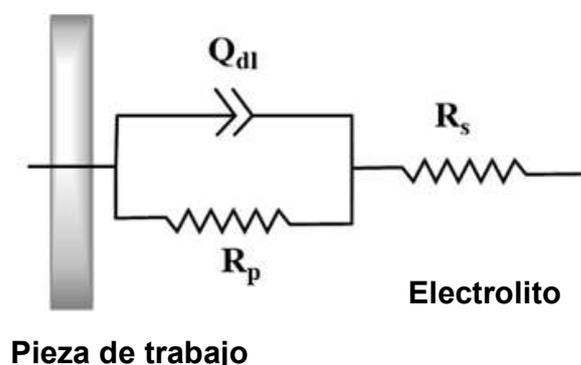


Figura 6. Circuito eléctrico equivalente ajustado computacionalmente a los espectros EIS de tipo Nyquist que se muestran en la Figura 15.

3.1.6 Caracterización de soluciones después de la EC y la EO

Antes y después de la EC y la EO (ya sea a nivel laboratorio o piloto), se midieron el pH, σ , SDT y SST de las muestras utilizando el equipo MM374-HACH. Para determinar la degradación de AMX, se midió el COT utilizando el equipo Shimadzu TOC-L. El equipo empleó el equipo de prueba HACH para determinar la DQO. El análisis de AMX se llevó a cabo mediante un sistema de cromatografía líquida de ultra rendimiento (UPLC, por sus siglas en inglés) H-Class Acquity (Waters®, Mildford, MA, EE. UU.) utilizando una columna C18 Waters UPLC BEH C18 (50 mm × 2.1 mm d.i., 1.7 μ m). El ácido fórmico al 0.1 %/acetonitrilo como fase móvil estaba en una proporción 90:10, utilizando un flujo de 0.3 mL·min⁻¹, manteniendo la temperatura de la columna a 30 °C, con un volumen de inyección de 10 μ L y tiempos de elución de 4 min. El sistema UPLC se acopló a una bomba cuaternaria, un muestreador automático refrigerado y un detector de arreglo de fotodiodos de longitud de onda extendida (detector PDA, Waters®, Mildford, MA, EE. UU.). Durante la detección de PDA, el sistema empleó una longitud de onda de 230 nm. Los datos cromatográficos resultantes se procesaron con el software “Empower3” (Waters®, Mildford, MA, EE. UU.). Las curvas de calibración se desarrollaron variando la concentración de AMX para el medio ácido utilizando concentraciones de: 0, 4, 6, 8, 10, 20, 40 y 60 mg·L⁻¹ de AMX, Figura 7.

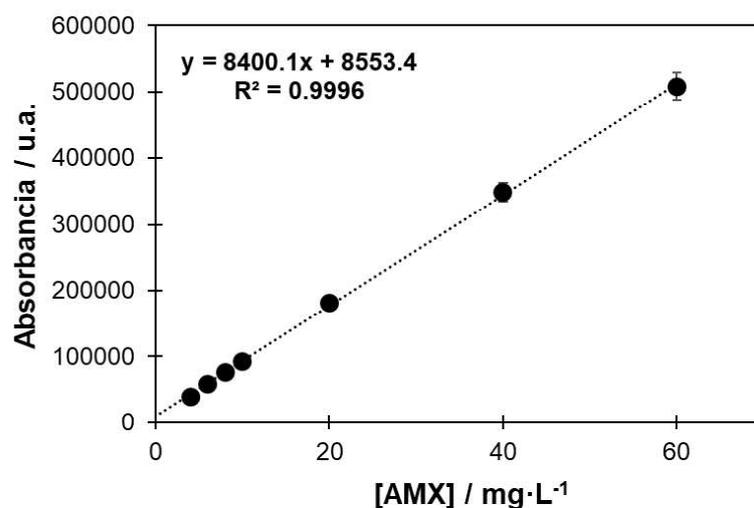


Figura 7. Curva de calibración para AMX utilizando UPLC-PDA en medio ácido.

La Tabla 4 resume los datos obtenidos para la curva de calibración utilizada para ajustar el comportamiento lineal. El coeficiente de correlación (R^2), el límite de detección (LD) y el límite de cuantificación (LC) del medio ácido (pH = 5) más AMX, donde σ es la desviación estándar del ruido y m es la pendiente.

Tabla 4. Ecuación, límite de detección (LD) y el límite de cuantificación (LC) se obtuvieron de las curvas de calibración de medios ácidos con AMX.

pH	Ecuación	R^2	LD (ppm)	LC (ppm)
5	$Y = 1814.7x + 3688.8$	0.9996	1.00×10^{-4}	4.0×10^{-4}

Asimismo, para las mediciones de DQO a nivel laboratorio y piloto se utilizó el reactivo de alta gama Plus DQO de Hach 200-15000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, y el reactor digital DRB200 de Hach, cuyas lecturas se obtuvieron con el colorímetro DR/890 de Hach.

3.1.7 Determinación de la eficiencia de remoción/degradación y consumo energético

Las siguientes ecuaciones se utilizaron para el cálculo de la eficiencia energética, eficiencia de remoción/degradación y consumo energético en cada una de las etapas de la experimentación, ya sea a nivel laboratorio o a nivel piloto.

Se estimó el porcentaje de eficiencia de remoción/degradación ($\% \eta$) de cada uno de los contaminantes presentes (AMX, PAR, KET, DQO, SST, SDT, DBO, etc.) en el agua residual sintética y real en las diferentes electrólisis utilizando la ecuación (23), donde C_i es la concentración inicial y C_f es la concentración final.

$$\% \eta = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100 \quad (23)$$

Además, se monitoreó el consumo de energía (ε) de la EC y EO en $\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$, con la ecuación (24) [94-96], donde I, U y t representan la corriente (en A), el voltaje de la celda (en V) y t = tiempo (en h), respectivamente, mientras que V representa el volumen de la solución tratada (en m^3 o en L).

$$\varepsilon = \frac{I \cdot U \cdot t}{V} \quad (24)$$

El consumo de energía de cada uno de los experimentos se calculó utilizando la ecuación (24) en litros. Además, se evaluó y calculó el consumo de energía por unidad de masa de COT (EC_{COT}) utilizando la ecuación (25), en la que, además de los parámetros descritos en la ecuación (24), $\Delta(\text{COT})$ representa el contenido de COT reducido y V_s está en m^3 [103,104].

$$EC_{COT} (\text{kWh}(\text{g COT})^{-1}) = \frac{E_{cell} I t}{V_s \Delta(\text{COT})} \quad (25)$$

3.2 Construcción y caracterización del sistema 2EC-EO

Durante la EC, se comparó el desempeño de ánodos de sacrificio de hierro y aluminio bajo condiciones de pH ácido y básico. Para la EC en medio ácido, se empleó un ánodo de hierro y un cátodo de malla de Ti, aplicando un potencial de celda de 3.0 V durante 60 min. Tras este proceso, la solución tratada fue filtrada para separar los precipitados generados. El sobrenadante resultante se sometió a EO, utilizando IrO₂-Ta₂O₅|Ti y un cátodo de malla de Ti, con una aplicación de corriente de 10 mA durante 120 min.

El desgaste del ánodo de hierro fue caracterizado mediante SEM-EDX, evidenciando su deterioro estructural. La eliminación de compuestos orgánicos, incluida la AMX, fue efectiva, como lo demostró la disminución de su concentración medida mediante HPLC-UV-Vis. En el análisis final, el sistema de tratamiento acoplado logró la eliminación completa de la AMX, además de una reducción significativa en la concentración de sales presentes en el agua tratada.

3.2.1 Análisis de voltamperometría cíclica

Las pruebas de laboratorio se realizaron en un medio ácido con un pH de 5.06 y una conductividad eléctrica de 227 mS·cm⁻¹. Se realizaron pruebas adicionales en un medio básico con un pH de 8.18 y una CE de 81.3 mS·cm⁻¹. Estas condiciones experimentales son similares a las descritas en la literatura para las aguas residuales representativa proveniente de HD [99]. Para estas pruebas, se eligieron electrodos de hierro y aluminio para la EC en presencia y ausencia de AMX, y electrodos de IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) para la EO de AMX. La caracterización electroquímica de las superficies en medios ácidos y básicos utilizando VC se muestra en la Figura 8. La prueba se realizó a temperatura ambiente (24 °C) y una velocidad de barrido de 100 mV·s⁻¹, utilizando una celda electroquímica convencional de tres electrodos: hierro (ϕ

= 0.8 cm), aluminio ($\phi = 0.5$ cm) e IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) ($\phi = 0.5$ cm) como electrodos de trabajo, alambre de Pt como contraelectrodo, y Ag|AgCl KCl sat como electrodo de referencia.

En condiciones ácidas, hierro y aluminio se solubilizaron, generando especies iónicas de Fe³⁺ y Al³⁺, como sugieren las ecuaciones (26-28). Esta solubilidad se evidencia al observar un pico de oxidación inferior a 0.1 μ A (a 0.2 y -0.4 V) frente a Ag|AgCl KCl sat. (Figuras 8A y 8B, respectivamente). Dado que estas especies no son catalizadores de AMX, se observó un cambio significativo en el potencial o la corriente cuando la molécula estaba presente.



Al exponer estos electrodos a pH básico, no se observó aumento de corriente en ninguno de estos materiales, con o sin AMX. La corriente generada en estos sistemas electroquímicos fue inferior a 0.05 μ A. Además, los iones hidróxido formados en el cátodo incrementaron el pH de las aguas residuales, lo que indujo la precipitación de iones metálicos, como hidróxidos correspondientes, y la coprecipitación con hidróxidos de hierro y aluminio, como se muestra en las ecuaciones (29-30):



La Figura 8C compara el VC utilizando el electrodo IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) en medios ácidos y básicos, de forma similar a los electrodos de hierro y aluminio. En este caso, se observó que el VC en medio alcalino acuoso mostró una corriente capacitiva menor y una corriente faradaica mayor que en medio ácido acuoso, observándose el par redox Ir²⁺/Ir⁴⁺ a 0.7 V vs. Ag|AgCl KCl sat. (ecuación (31)) [105] y el par redox Ir⁴⁺/Ir⁵⁺ a -0.2 V frente a Ag|AgCl KCl sat. (ecuación (30)). Este segundo par redox electro-oxida la AMX al aumentar la corriente en la misma posición de potencial en aproximadamente 0.5 μ A.



Los fundamentos teóricos de esta técnica electroquímica se encuentran en el Apéndice B.8.

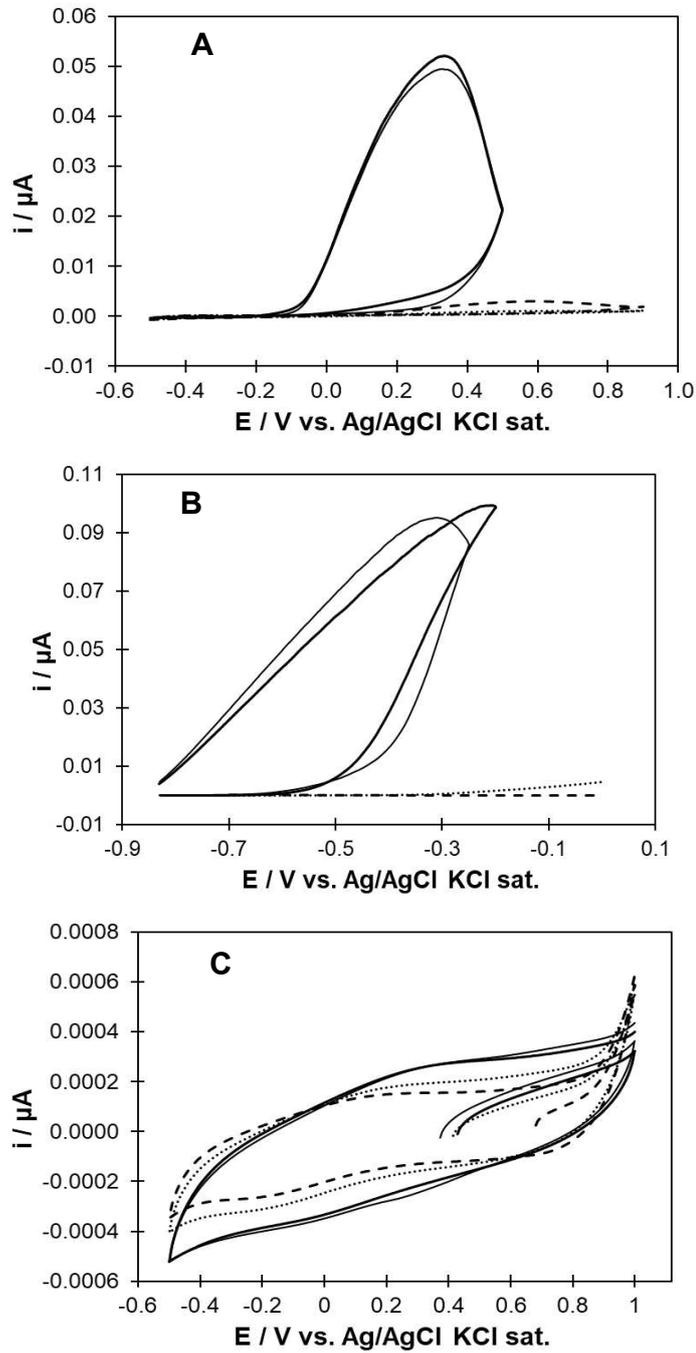


Figura 8. Voltamperogramas cíclicos obtenidos en condiciones ácidas (pH 5) y básicas (pH 8) con electrodos de hierro (A), aluminio (B) e $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ (70:30) (C), a 24 °C y $100 \text{ mV}\cdot\text{s}^{-1}$. La línea continua representa la VC realizada en el medio ácido con (—) y sin AMX (---); y la línea discontinua representa la VC realizada en el medio básico con (----) y sin AMX (- -).

3.2.2 Curvas de corriente-potencial (i-E) a corriente muestreada

Se construyeron curvas de corriente-potencial (i-E) a corriente muestreada con electrodos de hierro y aluminio para transformar un sistema potencioestático en uno galvanostático, y promover la electrólisis del agua por encima de 1.0 V durante la EC. La EC y la EO se realizaron inicialmente por separado, y los resultados obtenidos en la EC antes del acoplamiento sugirieron, el potencial de 3.0 V durante 60 min utilizando el electrodo de hierro durante la electrólisis, en medio ácido, esta fue la condición experimental más adecuada para la EC (Figura 9).

La Figura 9a muestra la respuesta del sistema, utilizando los electrodos de hierro y aluminio, en donde se observa que la corriente aumenta al incrementar el potencial aplicado en el medio ácido y básico. Este comportamiento se explica por la química de la solución de ambos electrodos, donde la solubilidad de los iones de aluminio y hierro se vio favorecida en pH ácido (Figura 9A). Al comparar los dos electrodos, el electrodo de hierro sufrió corrosión por picaduras (Figura 9A), mientras que el electrodo de aluminio se electrodisolvió casi por completo al aumentar el potencial (Figura 9A). La curva de polarización de estos ánodos indica la zona de control termodinámico, inferior a 0.5 V, seguida de la zona de control de mixto entre 1.0 y 3.0 V en pH ácido sin zona de control difusional. La ausencia de la zona de control difusional se debe a la solubilidad del aluminio y el hierro en Al^{3+} y Fe^{3+} , respectivamente, debido a la química de la solución de estos elementos [106].

A pH básico, la zona de control mixto se situó entre 1.0 y 3.0 V para el aluminio, debido a su característico comportamiento anfótero. Para el hierro, se situó entre 1.0 y 2.5 V, con una zona de control difusional después de 2.5 V por la precipitación constante de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ como lodo, al efectuarse el proceso de floculación – coagulación vía electroquímica. A partir de los datos experimentales y el análisis correspondiente, se observó que el hierro, a un potencial de 3.0 V, ofrece los mejores resultados para el tratamiento de este tipo de aguas residuales sintéticas provenientes de HD. Para los estudios posteriores, se utilizó únicamente el hierro como electrodo de trabajo durante la EC. Posteriormente, se filtró el lodo obtenido durante el análisis de aguas

residuales con AMX, y el sobrenadante se sometió a EO utilizando un electrodo de trabajo de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$. Estos electrodos se habían utilizado previamente con éxito para la degradación de AMX en un medio acuoso.

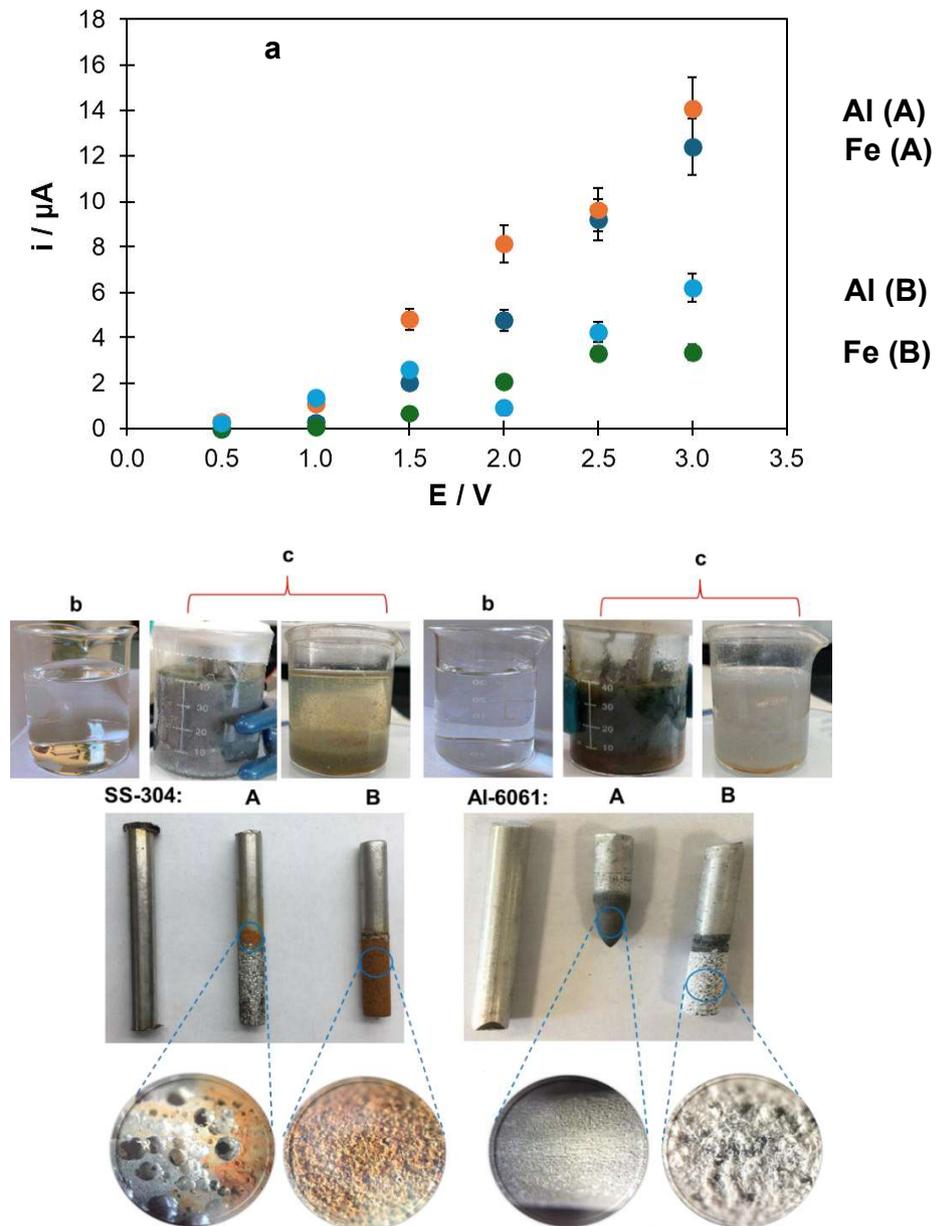


Figura 9. Curva de i - E a i muestreada (a) obtenida a partir de la electrólisis del medio utilizando los electrodos de hierro y aluminio en medio ácido (A) y básico (B), y las correspondientes soluciones antes (b) y después (c) de la electrólisis.

3.2.3 Análisis SEM-EDX y Raman

La Figura 10 muestra las micrografías de la superficie de los electrodos de hierro y aluminio en medio ácido y básico después de la electrólisis. En estas condiciones experimentales, se observa la porosidad de las superficies. En el experimento, en un medio rico en cloruros, el metal sufre corrosión por picaduras. Además, los resultados de EDX, en porcentajes atómicos, obtenidos para las superficies de los electrodos de hierro y aluminio en condiciones ácidas y básicas se muestran en la Tabla 5. Cabe destacar la presencia de Cl, O, Ca, Mg y N en estos resultados debido a la composición química de las aguas residuales de HD sintéticas.

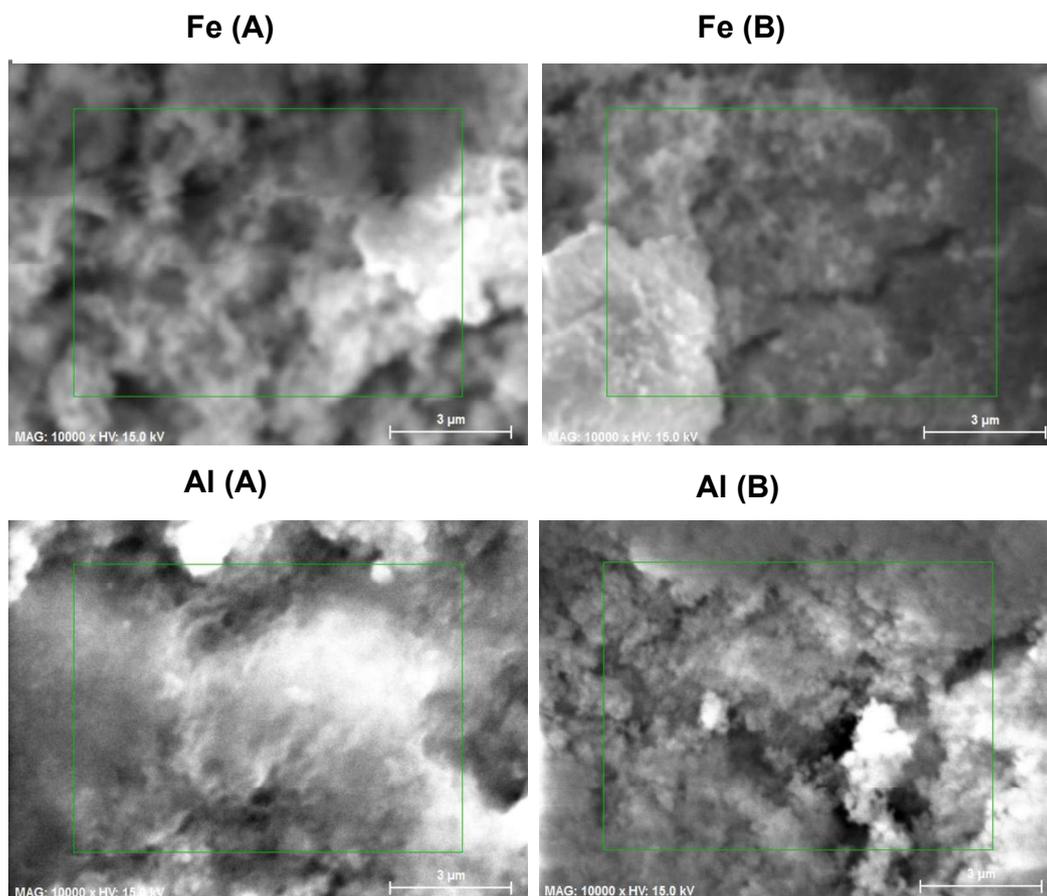


Figura 10. Imágenes de SEM a 10000x con 15 keV: electrodo de hierro y aluminio después de la EC en exposición a medios ácidos (A) y básicos (B).

Tabla 5. Análisis EDX (%) después de la EC de aguas residuales HD sintéticas en medios ácidos (A) y básicos (B) utilizando los electrodos de hierro y aluminio.

Superficie	Elemento (%)											
	Fe	Al	Ti	Cl	O	Ca	Mg	Na	Ta	Ir	Ru	C
Fe-A	22.06	-	-	3.90	72.66	0.28	0.75	0.35	-	-	-	-
Fe-B	15.72	-	-	0.05	77.24	0.07	0.21	6.71	-	-	-	-
Al-A	-	50.25	-	4.07	42.68	0.93	1.25	0.82	-	-	-	-
Al-B	-	11.76	-	1.84	68.02	0	0.21	18.17	-	-	-	-

El ánodo de $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5\text{Ti}$ utilizado durante el proceso de EO se preparó mediante un método de modificación electroforética previamente descrito [107-110]. El ánodo presenta una estructura morfológica agrietada con un contenido de elementos de 70.78 % de O, 25.06 % de Ti, 0.03 % de Ru, 0.37 % de Ta y 0.15 % de Ir (Figura 11). Esta distribución elemental promueve la formación de agentes oxidantes en la superficie del ánodo, lo que aumenta la eliminación electroquímica de moléculas orgánicas como PAR, AMX y KET. El ánodo se caracterizó mediante microscopía electrónica de barrido con detector de emisión de rayos X (SEM-EDX, por sus siglas en inglés) utilizando un microscopio JEOL (modelo JSM-5400 LV) con aumentos de 1000, 2000 y 5000x y un voltaje de aceleración de electrones de 15 keV. Los fundamentos teóricos de esta técnica se encuentran en el Apéndice B.2.

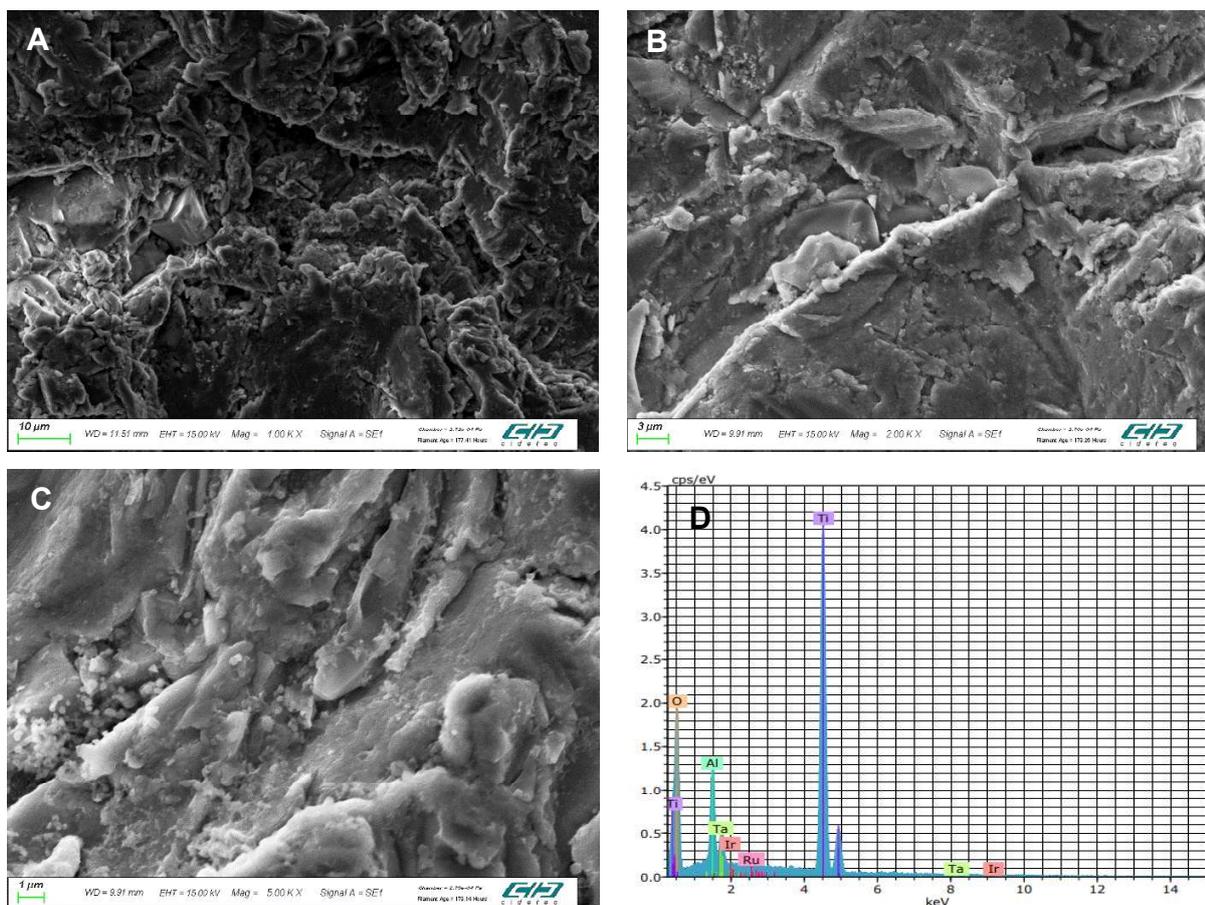


Figura 11. Análisis SEM-EDX del ánodo $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ con aumentos de 1000x (A), 2000x (B) y 5000x (C), con los resultados EDX correspondientes (D) obtenidos utilizando un voltaje de aceleración de electrones de 15 keV.

La Figura 12 muestra los resultados del análisis Raman, utilizando una longitud de onda de 532 nm, realizado en los electrodos de hierro (Figura 12A) y aluminio (Figura 12B) utilizados para la EC, así como los electrodos de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5$ (70:30) (Figura 12C) empleados en la EO, en donde se observaron picos correspondientes a 1500 cm^{-1} para (A) y (B) que están relacionados con la señal del electrodo desnudo (Fe/Al, línea azul). En ambos casos, cuando el electrodo se somete a medio ácido (línea verde), la señal de 1500 cm^{-1} disminuye hasta desaparecer cuando el electrodo se somete al medio básico (línea morada), esto último debido a la formación de una capa sobre el electrodo que, según el análisis EDX, puede ser óxidos metálicos. Tras el

proceso de EC (Figura 12A), aparecen señales entre 250 y 1000 cm^{-1} (ácido y básico) y entre 2750 y 3500 cm^{-1} en hierro. Estas señales se deben a los compuestos formados en la superficie de los electrodos. En el electrodo de aluminio (Figura 12B), las únicas señales observadas fueron entre 250 y 1000 cm^{-1} . El Raman del electrodo de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5$ (70:30) (Figura 12C) solo mostró una señal intensa entre 750 y 2250 cm^{-1} , aun sin observarse cambios en el electrodo, lo cual indica su estabilidad. Los fundamentos teóricos de esta técnica se encuentran en el Apéndice B.4.

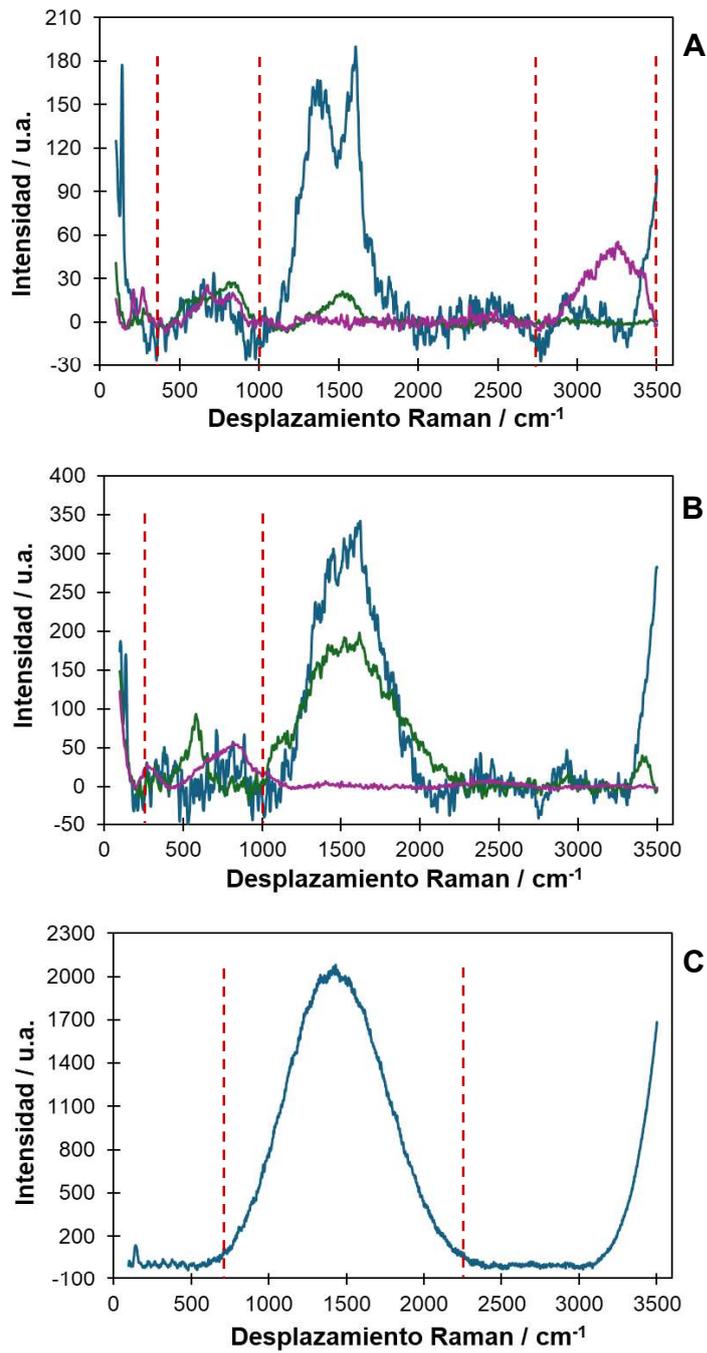


Figura 12. Espectros Raman obtenidos para electrodos basados en hierro (A), aluminio (B) e $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5$ (70:30). La línea azul representa la referencia de cada electrodo (A, B y C), la línea verde representa el espectro obtenido en medio ácido, mientras que la línea morada representa el espectro obtenido en medio básico.

3.2.4 Análisis de electrodisolución de los electrodos de sacrificio

Se realizaron gráficos potenciodinámicos para las piezas de trabajo de hierro (Figura 13A) y aluminio (Figura 13B) a una velocidad de barrido de potencial de $1 \text{ mV}\cdot\text{s}^{-1}$, completados después del análisis Tafel (Figura 14) de los datos utilizando el software de análisis Zahner XT versión 3.1.0. Los resultados se ajustaron después de los espectros EIS (Figura 15) con el circuito equivalente que se muestra en la Figura 15 (todos los parámetros ajustados se recopilaron en la Tabla 6). La Tabla 7 recopila los parámetros electroquímicos: el potencial de corrosión (E_{corr}), las pendientes anódicas (β_a) y catódica (β_c) para los electrodos. La densidad de corriente de corrosión (j_{corr} , ecuación 33), la velocidad de corrosión (C_{rate} , ecuación 34) [111], f_i , $A_{w,i}$ y z_i representan la fracción de peso, el peso atómico y los electrones de valencia para el elemento químico i -esimal reportado en la Tabla 8, respectivamente. Finalmente, ρ son las densidades para las piezas con $F= 96500 \text{ C}\cdot\text{mol}^{-1}$ el número de Faraday.

$$j_{\text{corr}} = \frac{1}{R_p} \cdot \frac{\beta_a |\beta_c|}{\beta_a + |\beta_c|} \quad (33)$$

$$C_{\text{rate}} = j_{\text{corr}} \cdot \frac{\sum_i \frac{f_i A_{w,i}}{z_i}}{F \rho} \quad (34)$$

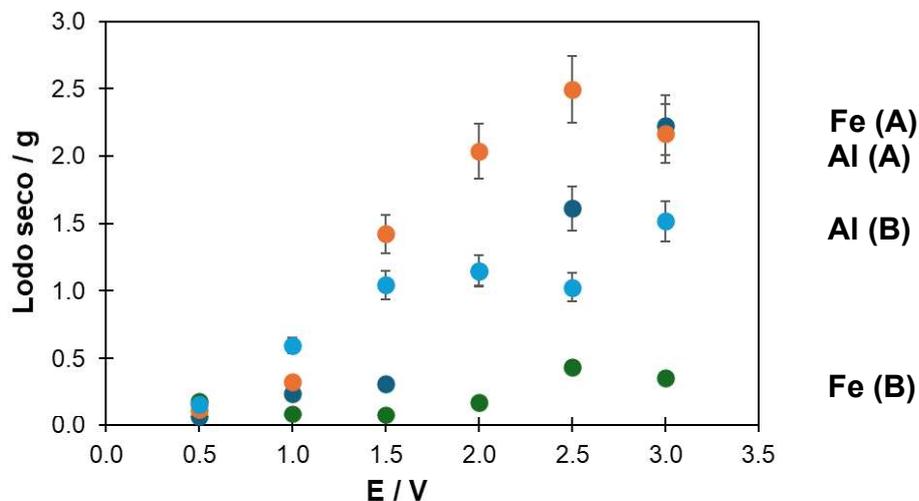


Figura 13. Generación de lodos mediante electrólisis en la EC utilizando el electrodo de hierro y aluminio en medio ácido (A) y básico (B).

Tabla 6. Parámetros electroquímicos obtenidos mediante el ajuste computacional del circuito equivalente mostrado en la Figura 6 a los espectros EIS mostrados en la Figura 15.

Elemento eléctrico	Pieza de trabajo	
	Fe	Al
R_s ($\Omega \text{ cm}^2$)	3.34 ± 0.04	3.37 ± 0.01
Q_{dl} ($\mu\text{F cm}^{-2} \text{ s}^{\alpha-1}$)	78.87 ± 0.71	24.33 ± 0.23
α	0.871 ± 0.053	0.901 ± 0.001
R_p ($\text{k}\Omega \text{ cm}^2$)	24.398 ± 0.912	3.849 ± 0.041
χ^2	0.00850	0.00087
$\Sigma(\text{error})^2$	0.74023	0.74023

Una comparación entre los gráficos potenciodinámicos obtenidos para las piezas de hierro (Figura 14A) y aluminio (Figura 14B) y los datos recopilados en la Tabla 7 indica que la j_{corr} para el aluminio ($6.914 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$; área = 0.47 cm^2) fue 7.6 veces mayor que para el hierro ($0.906 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$; área = 0.47 cm^2), lo que sugiere que la oxidación de los electrodos de aluminio será significativamente más rápida que la de los electrodos de hierro. Por lo tanto,

se puede observar en la Tabla 7 que la velocidad de corrosión (C_{rate}) calculada para las superficies de aluminio ($77.7 \text{ mm}\cdot\text{y}^{-1}$) es 8 veces mayor que para las superficies de hierro ($9.6 \text{ mm}\cdot\text{y}^{-1}$). Además, debido a que el E_{corr} para la pieza de trabajo de aluminio (-822 mV) es más catódico que para la pieza de trabajo hierro (-269 mV), es razonable esperar que la rápida oxidación de las superficies a base de Al produzca un recubrimiento de pasivación que inhibe fuertemente la disolución prolongada del aluminio en el electrolito [112]. Los fundamentos teóricos de la técnica de EIS se encuentran en el Apéndice B.7.

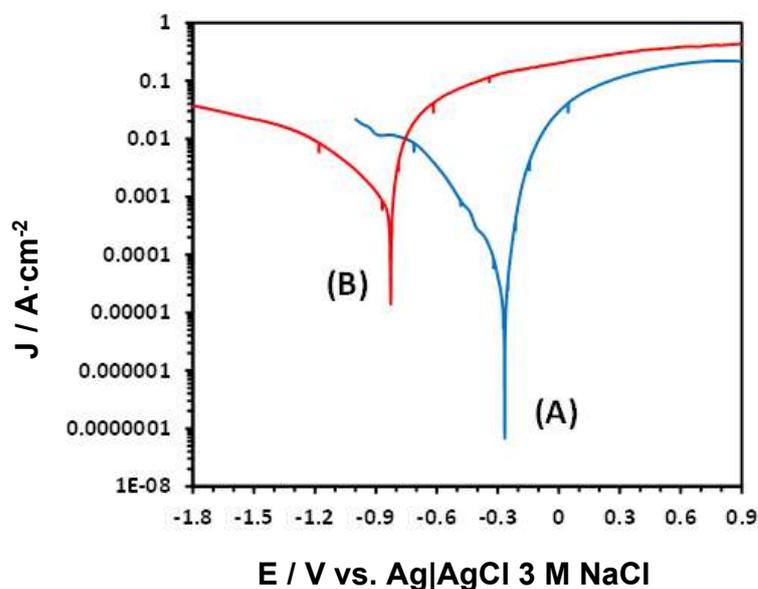


Figura 14. Gráficos potenciodinámicos para piezas de trabajo (A) de hierro y (B) aluminio en contacto con un medio ácido acuoso ($\text{pH} = 5$).

Tabla 7. Parámetros electroquímicos obtenidos mediante el ajuste computacional del circuito equivalente mostrado en la Figura 6 a los espectros EIS mostrados en la Figura 14.

Pieza de trabajo	E_{corr} (mV)	β_c (mV)	β_a (mV)	j_{corr} (mA cm^{-2})	C_{rate} (mm y^{-1})
Fe	-269	-59.1	35.3	0.906	9.6
Al	-822	-214.0	30.4	6.914	77.7

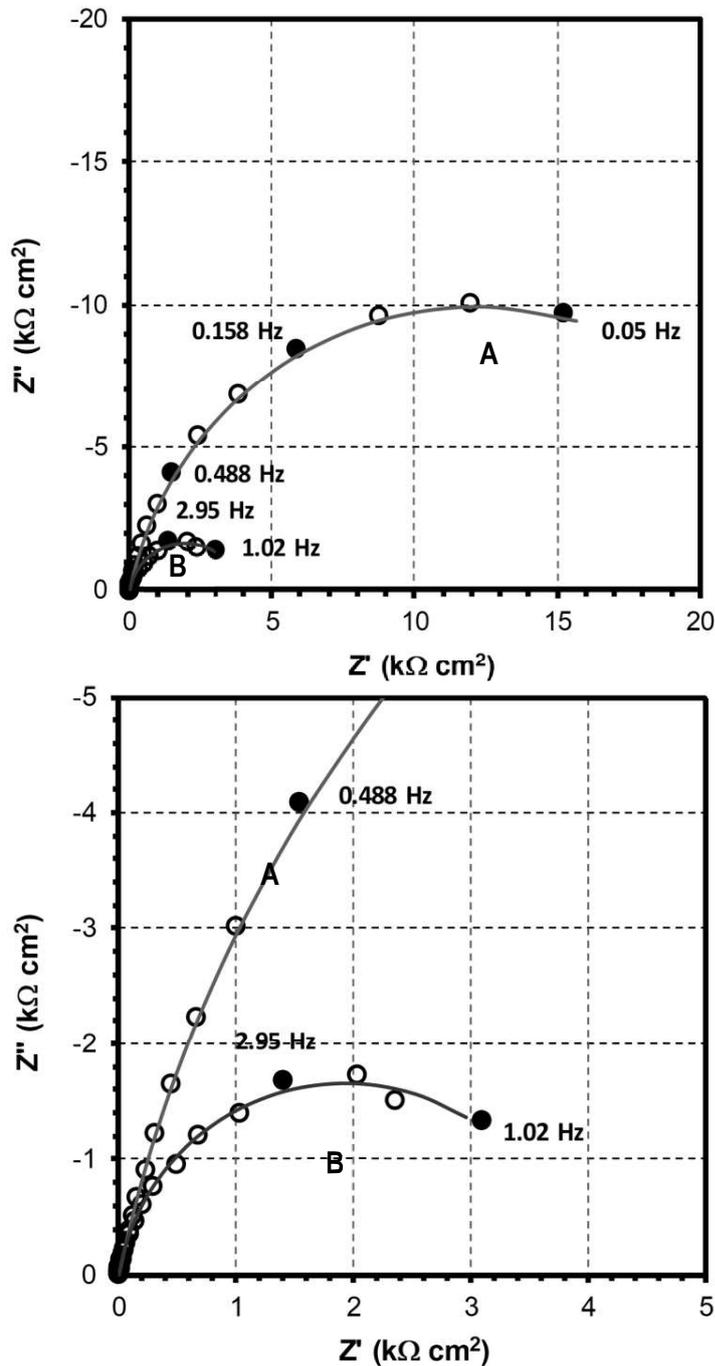


Figura 15. Espectros EIS de tipo Nyquist obtenidos para electrodos (A) de hierro y (B) aluminio en contacto con un medio ácido acuoso (pH = 5). Recuadro: primer plano obtenido en la ventana de frecuencias altas a medias para los mismos espectros EIS de tipo Nyquist. Las líneas continuas representan el ajuste computacional del circuito equivalente mostrado en la Figura 6 a los espectros experimentales (líneas discontinuas).

3.2.5 Cuantificación de radicales •OH y cloro residual

La Figura 16A muestra el gráfico correspondiente de cuantificación indirecta de los radicales •OH en función de la concentración de •OH a lo largo del tiempo en un medio ácido (pH = 5). Es importante observar que después de 15 min, disminuyó la concentración de •OH porque los radicales son consumidos por CU; después de 80 min de electrólisis, ya no fue necesario cuantificar los radicales •OH porque permanecieron constantes. Sin embargo, la concentración de CU cuantificada depende del medio y el pH. La cuantificación de radicales •OH también se realizó considerando AMX en el medio como una molécula contaminante bioactiva modelo. En este caso, cuando se incluyó AMX en el medio, se observó un desplazamiento a una concentración de 5 mM de CU, con una disminución de 1.3 a 1.2 u.a. Este resultado validó que AMX interviene en la cuantificación de radicales •OH porque estos radicales también participan en la degradación de AMX [113].

La Figura 16B muestra los resultados obtenidos a partir de la concentración de radicales •OH normalizados al área electroactiva del electrodo (0.0081 cm²) en función del tiempo. También se compararon los datos obtenidos con medios que contenían CU y medios suplementados con CU + AMX. En este experimento, las interacciones supramoleculares π - π de los anillos aromáticos de AMX y CU evitan el consumo de los radicales •OH electrogenerados en el electrodo de IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) con superficie modificada, lo que podría explicar el desplazamiento de la curva por encima de CU, como se muestra en la Figura 16C.

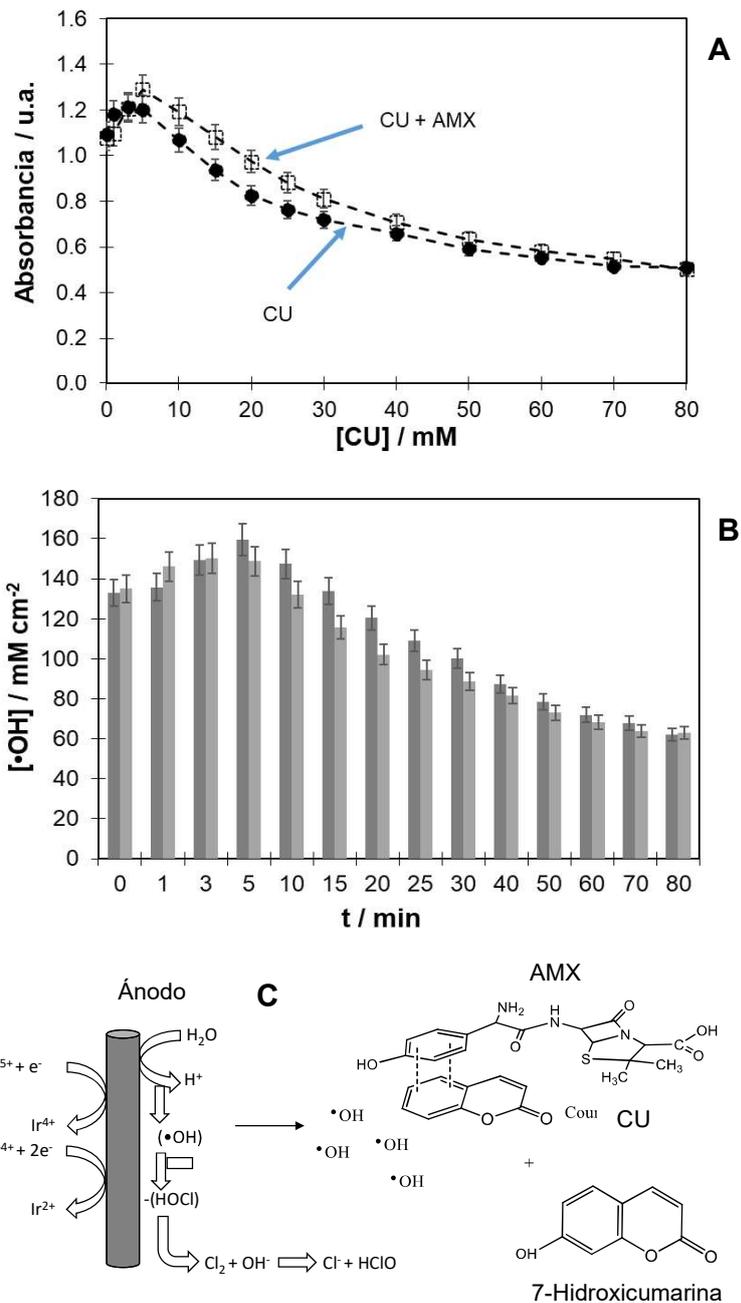
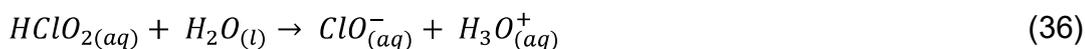
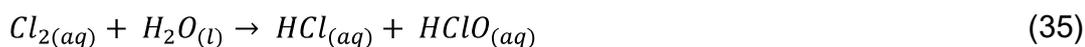


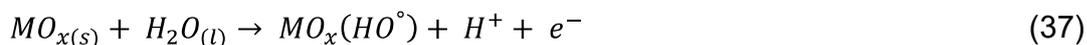
Figura 16. (A) Cuantificación de radicales •OH en medios ácidos con CU (cuadrado vacío) y CU + AMX (cuadrado completo); (B) Normalización de la concentración de radicales •OH con respecto al área electroactiva del electrodo; y (C) Esquema representativo de las interacciones supramoleculares de los anillos aromáticos de AMX y CU. Las líneas sobre los puntos experimentales en las Figuras 16A y 16B indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.

La Figura 16C muestra la producción de radicales $\bullet\text{OH}$ seguidos de cloro activo según el mecanismo descrito por García-Segura *et al.* [113]. Este mecanismo se adaptó utilizando un electrodo modificado con $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ con una relación en peso de 70:30, donde el catalizador es el IrO_2 presente en la superficie del electrodo, lo que ayuda a mejorar la producción de oxidantes, mientras el Ta_2O_5 funciona como conductor protónico, así como estabilizador del electrocatalizador. Durante este proceso, ambos radicales $\bullet\text{OH}$ se consumen para producir iones hipoclorito, que interaccionan con la cumarina para formar 7-hidroxycumarina. Como se mencionó anteriormente, cuando la molécula orgánica AMX está presente en el medio, su presencia suele afectar la reacción de la cumarina, dejando más radicales $\bullet\text{OH}$ libres. Sin embargo, estos materiales tienen una vida media extremadamente corta (en nanosegundos) y posteriormente forman agua. Por lo tanto, cuando se aplica el método correspondiente para la cuantificación, se observa una menor cantidad de cumarina mediante espectroscopia UV-Vis y, a su vez, se cuantifican menos radicales $\bullet\text{OH}$ debido a este fenómeno; González-Nava *et al.* [2] propuso la interacción supramolecular catión- π para esta reacción.

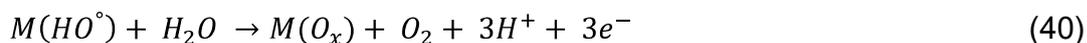
Posteriormente, se realizó la cuantificación de Cl_2 activo según la metodología indicada anteriormente. Esta cuantificación se realizó solo en aguas residuales sintéticas. Por lo tanto, debido a la concentración de sales en el medio, se observó un aumento considerable en la electrogeneración de Cl_2 activo; después de 15 min de electrólisis, se obtuvieron $18.41 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de radicales $\bullet\text{OH}$, mientras que, al mismo tiempo, se obtuvieron 23.065 g de Cl_2 . Cabe mencionar que, durante la electrólisis realizada a nivel de laboratorio y piloto, se observó un olor característico a Cl_2 , por lo que la oxidación de la materia orgánica presente en el efluente, con muestras de aguas residuales tanto sintéticas como reales, se realizó mediante oxidación indirecta mediada por Cl_2 activo seguido de interacciones de radicales $\bullet\text{OH}$. Ambas reacciones de oxidación compiten cerca del límite de evolución del oxígeno (a 1.3 V), provocando aproximadamente la oxidación de Cl_2 a HClO (ecuación 35) y un ion clorato (ecuación 36), esta última reacción parásita [113,114]:



Además, los radicales $\bullet\text{OH}$ adsorbidos heterogéneamente ($\text{MO}_x(\text{HO}\bullet)$) se generan en la superficie del ánodo (M) por la electrólisis del agua (ecuación 37) en medios ácidos ($\text{pH} = 5$), como se muestra en la Figura 16C [113,114].



En este sentido, los radicales $\bullet\text{OH}$ adsorbidos ($\text{MO}_x(\text{HO}\bullet)$) en la superficie del ánodo (M) generan un protón libre (H^+) en la solución mediante la oxidación del agua (ecuación 38), y los radicales $\bullet\text{OH}$ adsorbidos promueven la oxidación de compuestos orgánicos (R) en solución como CU y AMX (ecuación 39), con la correspondiente evolución de oxígeno. Sin embargo, la ecuación 40 no es una reacción muy probable debido a la pérdida de energía y la producción de radicales $\bullet\text{OH}$ durante la degradación de contaminantes orgánicos por recombinación [113-114].



Para la cuantificación del Cl_2 activo, se realizó electrólisis durante un máximo de 30 min (Figura 17), lo cual se consideró inicialmente. Sin embargo, según estudios previos realizados mediante UPLC, la electrólisis puede realizarse mediante EC o EO después de 15 min cada una. La Figura 17 muestra que la concentración de Cl_2 activo aumentó linealmente con el tiempo ($y = 0.1583x + 0.0167$, $R_2 = 0.9913$).

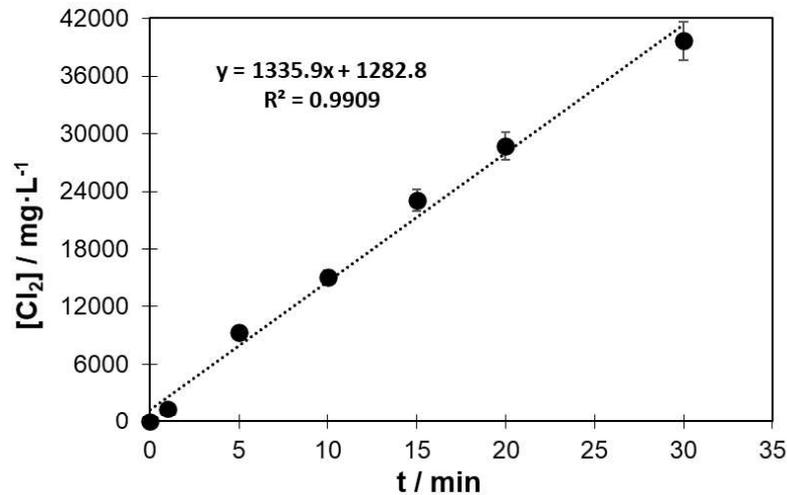


Figura 17. Cuantificación del cloro activo en función del tiempo en el medio sintético HD. Las líneas sobre los puntos experimentales en esta figura indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.

3.2.6 Cuantificación de radicales •OH.

Para cuantificar el desarrollo de radicales •OH durante el proceso de EO, se realizó una electrólisis con una concentración de 0.1 mM de cumarina (Sigma Aldrich, 99 %) en una solución ácida que contenía las sales descritas anteriormente como electrolito de soporte. Para estas pruebas, se aplicó una corriente de 10 mA, generando 2.8 V. Las pruebas se realizaron con agitación constante a 300 rpm durante 80 min. Este proceso utilizó ánodos de titanio de superficie modificada con una composición superficial del 70 % de IrO₂ y el 30 % de Ta₂O₅, este electrodo era cilíndrico sólido de 7 mm de diámetro externo, el cual se expuso a las soluciones correspondiente 5 cm, utilizando una malla de titanio como contraelectrodo con dimensiones de 10 y 5 cm de circunferencia por 6 cm de largo. La electroquímica fue un vaso de precipitados de un volumen de 100 mL.

Los resultados obtenidos de la electrólisis se normalizaron según la cantidad de radicales •OH generados por cm² de superficie. Esta normalización se determinó utilizando el área electroactiva calculada para el

electrodo modificado con $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$, que resultó ser de 0.0081 cm^2 . Este valor se calculó mediante el método de capacitancia descrito por Trasatti y Petrii [115]. La detección indirecta de los radicales $\bullet\text{OH}$ generados en la superficie se realizó mediante espectrofotometría UV-Vis con un equipo PerkinElmer Lambda XLS. La señal espectroscópica a 227 nm obtenida durante esta determinación indicó que cada molécula de cumarina (CU) reacciona con un radical $\bullet\text{OH}$ para producir 7-hidroxycumarina (ecuación 41). Para este fin, se construyó una curva de calibración de 0.1 a 0.01 mM de CU (para detectar radicales $\bullet\text{OH}$) a partir de la concentración de 7-hidroxycumarina observada a 227 nm , la cual se muestra en la Figura 18. La ecuación de calibración fue $y = 10.703x + 0.0729$, donde $y =$ absorbancia (u.a.); $x = [\text{CU}]$ (mM), que presentó una constante de ajuste con regresión lineal (R^2) de 0.9947 . Cada experimento se realizó por triplicado. Los fundamentos teóricos de la técnica de UV-Vis se encuentran en el Apéndice B.5.

(41)

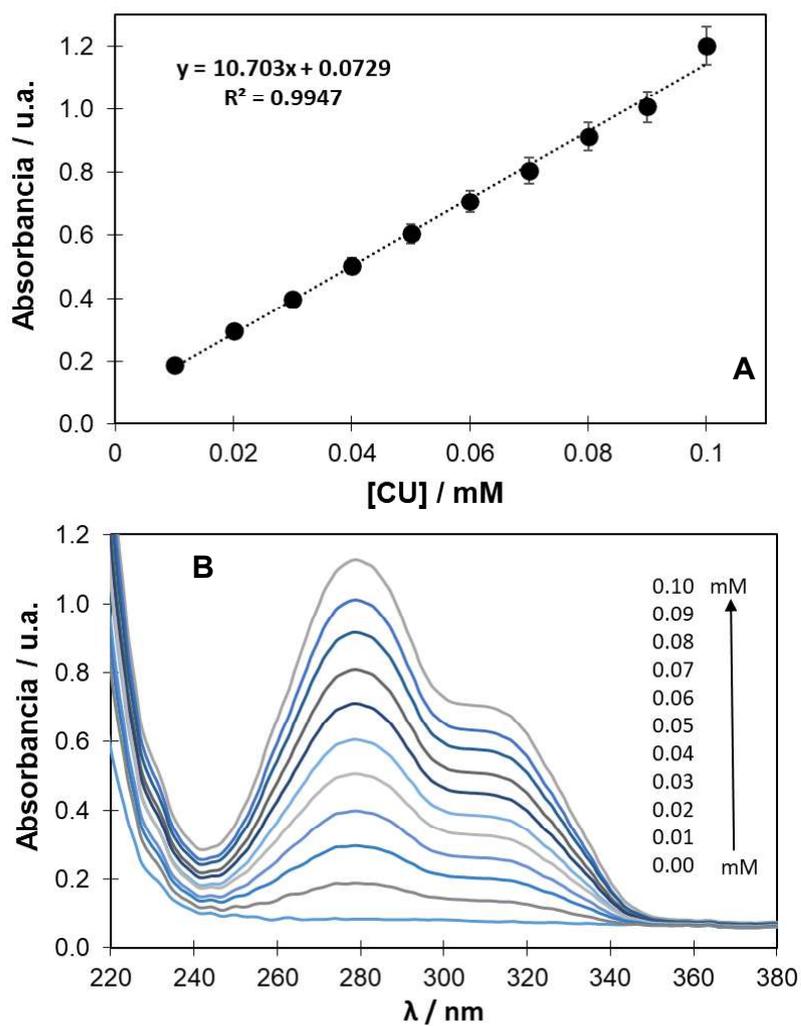
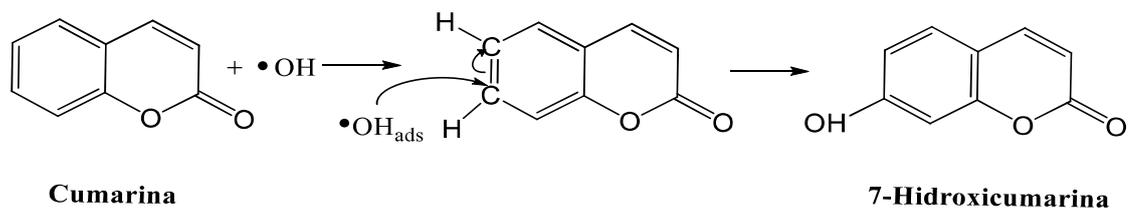


Figura 18. Curva de calibración para 0.1 a 0.01 mM de CU (A) en un medio ácido ($\text{pH} = 5$), obtenida a partir de los espectros UV-Vis correspondientes (B). Las líneas sobre los puntos experimentales en la Figura 18A indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos por triplicado.

3.2.7 Cuantificación de Cl₂ activo

La curva de calibración, mostrada en la Figura 19, se construyó con KMnO₄ (J.T. Baker, 99 %) a una concentración de 0.05 a 4 mg·L⁻¹ Cl₂ para cuantificar la cantidad de cloro activo (Cl₂) en el proceso de EO. Se preparó una solución tampón con Na₂HPO₄ (J.T. Baker, 99 %), KH₂PO₄ (J.T. Baker, 99 %) y EDTA (Sigma Aldrich, 99 %), tras lo cual se preparó una solución de sulfato de N,N-dietil-p-fenilendiamina (DPD). El DPD (J.T. Baker, 99 %) se mezcló con H₂SO₄ (J.T. Baker, 95.0-98 %) y se solubilizó en una relación molar de 1:3; esta mezcla se utilizó posteriormente como indicador de KMnO₄ y Cl₂, cuya reacción produjo un color rosa. La metodología utilizada para cuantificar el cloro residual se describió previamente en la Sección Experimental [116].

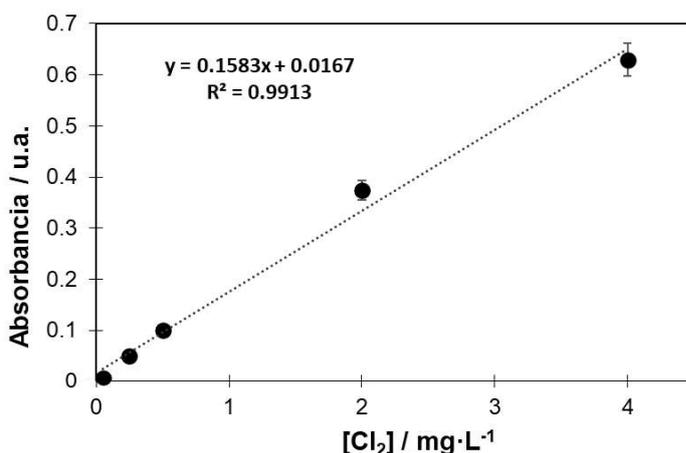


Figura 19. Curva de calibración del cloro activo en agua HD sintética. Las líneas sobre los puntos experimentales en esta figura indican la desviación estándar, obtenida a partir de los datos obtenidos por triplicado.

Para la cuantificación del Cl₂ activo formado por Cl₂, ácido hipocloroso y anión hipoclorito, se analizó la curva de calibración de 4 mg·L⁻¹ de KMnO₄ (J. T. Baker, 99.8 %) mediante espectroscopia UV-Vis a una longitud de onda (β) de 515 nm. Cada experimento se realizó por triplicado para la solución ácida, con el agua sintética HD descrita anteriormente. Para esta determinación, se utilizó un espectrofotómetro UV-Vis DR-600 de Hach.

3.3 Tratamiento del agua residual proveniente de la hemodiálisis incluyendo compuestos farmacéuticos utilizando el sistema 2EC-EO.

3.3.1 Tratamiento de aguas residuales de HD que contienen los compuestos farmacéuticos de PAR, AMX y KET utilizando la configuración 2EC-EO.

Para el análisis de los productos farmacéuticos seleccionados (PAR, AMX y KET), se utilizó agua residual de HD real (20 L), proporcionada por la Clínica Madrid (Querétaro, México). El agua residual de HD real se trató en reactores con una capacidad de 1 L en la configuración 2EC-EO, tanto sin productos farmacéuticos como con la adición de 30 mg·L⁻¹ de PAR, AMX o KET (Figura 20). Para el proceso de EC, se utilizó hierro como ánodo y una malla de Ti como cátodo; para EC1, se utilizaron $i = 0.67$ A, $E = 3.00$ V, $\text{pH} = 7.95$ y $\sigma = 11.94$ mS·cm⁻¹; y para EC2, se utilizaron $i = 1.92$ A, $E = 3.00$ V, $\text{pH} = 7.95$ y $\sigma = 11.94$ mS·cm⁻¹. En el proceso de EO, se utilizó IrO₂-RuO₂-Ta₂O₅/Ti como ánodo y una malla de Ti como cátodo, aplicando $i = 0.16$ A, $E = 2.50$ V, $\text{pH} = 7.19$ y $\sigma = 11.70$ mS·cm⁻¹. El volumen tratado en cada proceso fue de 1 L de agua real con 15 minutos de electrólisis. La distancia entre los electrodos de cada celda electroquímica para EC y EO fue de 1 cm.

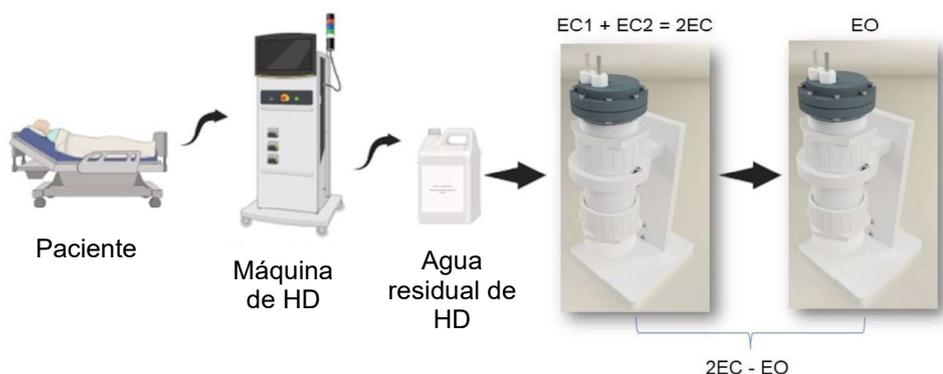


Figura 20. Representación del sistema de tratamiento de aguas residuales de HD con la configuración de 2EC-EO.

3.3.2 Caracterización de aguas residuales de HD sin y con presencia de PAR, AMX y KET antes y después del tratamiento por 2EC-EO.

Se analizaron AMX, KET y PAR en aguas residuales de HD sintéticas y reales mediante un sistema de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC-PDA, por sus siglas en inglés; Waters). El equipo consta de un sistema de bomba cuaternaria, un muestreador automático e inyector, un horno de columna y un detector de arreglo de fotodiodos (PDA). Para la separación de los compuestos, se utilizó una columna Luna 5 μ C18(2) 100A de 150 \times 3 mm, con una temperatura del horno de columna de 30 $^{\circ}$ C. Las muestras se mantuvieron a 15 $^{\circ}$ C en el muestreador automático antes de la inyección. Las fases móviles utilizadas fueron la fase A, agua de grado HPLC con ácido fórmico al 0.1 %, y la fase B, acetonitrilo al 100 %. El flujo de la fase móvil se mantuvo constante a 0.3 mL \cdot min $^{-1}$ y el volumen de inyección fue de 10 μ L. Para la elución de los compuestos, se utilizaron las siguientes condiciones de fase móvil: para PAR, una relación 90:10 (A:B) y un tiempo de retención de 4.1 min; para KET, una relación 55:45 (A:B) y un tiempo de retención de 5.6 min; y para AMX, una relación 85:15 (A:B) y un tiempo de retención de 2.9 min. La detección de estos fármacos se llevó a cabo utilizando el detector PDA a longitudes de onda específicas para cada compuesto: 243 nm para PAR, 313

nm para KET y 230 nm para AMX. Las curvas de calibración para cada fármaco se construyeron utilizando estándares de alta pureza de Merck (estándar secundario farmacéutico, 99 %). Las concentraciones utilizadas para las curvas de calibración fueron 1.56, 3.12, 6.25, 12.5, 25, 50 y 100 mg·L⁻¹ en agua de grado HPLC con ácido fórmico al 0.1 %. Los datos cromatográficos obtenidos fueron procesados mediante el software Empower3 (Waters), asegurando la correcta integración de picos en los tiempos de elución de 4.173 min (PAR), 5.657 min (KET) y 2.927 min (AMX) para la cuantificación del analito.

La fase móvil fue una mezcla sintética de HD preparada de acuerdo con la literatura [2-3,99], con la siguiente composición: 2.9466 mol·L⁻¹ NaCl (J.T. Baker, 98 %), 0.0737 mol·L⁻¹ KCl (J.T. Baker, 97 %), 0.0588 mol·L⁻¹ CaCl₂ (J.T. Baker, 98 %) y 0.0178 mol·L⁻¹ MgCl₂ (J.T. Baker, 98 %). Además, todas las soluciones antes y después de cada uno de los tratamientos se analizaron para pH y σ utilizando un medidor MM374-HACH. Para determinar la degradación del carbono orgánico total (COT) en las muestras, se utilizó un analizador de carbono Shimadzu TOC-L. Para monitorear la DQO de todas las muestras, se utilizó un equipo HACH portátil. El agua sintética HD solo se utilizó para crear curvas de calibración para los fármacos en cuestión para evitar interferencias. La Figura 21 muestra las curvas de calibración, ecuación de regresión lineal y coeficientes de correlación de: PAR ($Y = 0.0107x + 0.0581$; 0.9986), AMX ($Y = 0.0139x + 0.0583$; 0.977) y KET ($Y = 0.0121x + 0.0003$; 0.9998), respectivamente. Las ecuaciones de regresión lineal se utilizaron para calcular las concentraciones de cada muestra a diferentes tiempos de electrólisis en experimentos posteriores.

Por otro lado, todas las muestras obtenidas durante el tratamiento oxidativo se sometieron a análisis por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (UPLC-MS) utilizando un instrumento de triple cuadrupolo (LC/MS-8030, Shimadzu, Japón) para la identificación de los intermediarios de reacción de AMX, PAR y KET. La separación cromatográfica se logró en una columna Shim-pack XR ODS II C18 (3mm de diámetro interno x 100 mm de longitud, 2.2 μ m de tamaño de partícula), a temperatura de 35 °C. La fase móvil consistió en agua (disolvente A) y acetonitrilo (disolvente B), ambos acidificados con ácido fórmico al 0.1 %. La elución se realizó a una

velocidad de flujo de $0.5 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ utilizando el siguiente perfil de gradiente: 0-5 min, 5-50 % B; 5-8 min, 50-100 % B; 8-10 min y 100-5 % B.

La detección por espectrometría de masas se realizó en modo de ionización por electrospray (ESI) positiva. La fuente de iones operó a $400 \text{ }^\circ\text{C}$ con un voltaje capilar de 4.5 kV. Se realizó una monitorización de iones seleccionados (SIM) a una m/z de 366 y una adquisición de barrido completo en un rango de m/z de 100 a 500. El nitrógeno se utilizó como gas nebulizador ($3 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$) y como gas de secado ($15 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$).

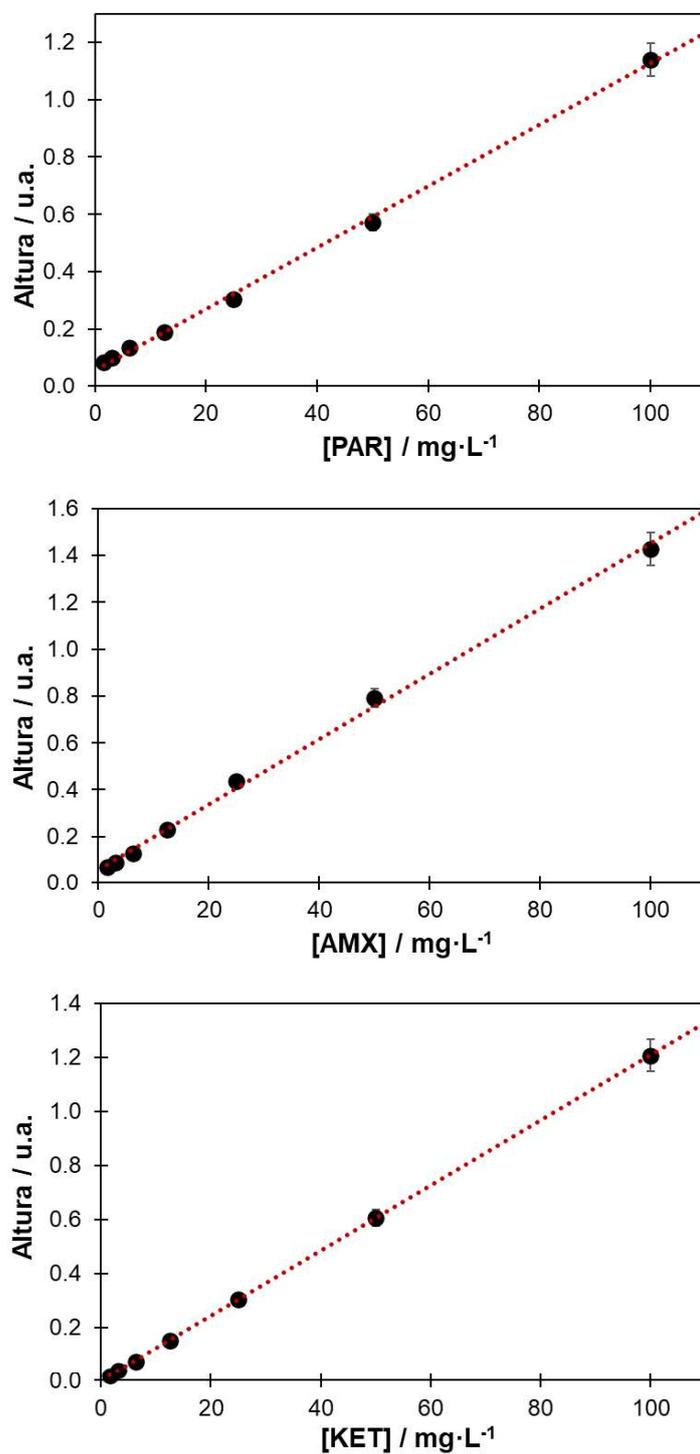


Figura 21. Curvas de calibración de PAR, AMX y KET a 1.56, 3.12, 6.25, 12.5, 25, 50 y 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, en aguas residuales HD sintéticas.

3.4 Tratamiento de aguas residuales de hemodiálisis mediante electrocoagulación y electro-oxidación a nivel piloto: modelación y simulación del sistema modular

3.4.1 Descripción del caso de estudio

En este capítulo, el modelado y simulación de una planta piloto (Figura 22) para el tratamiento de aguas residuales de HD se llevaron a cabo con el software GPS-X proporcionado por Hydromantis [98]. Las simulaciones utilizaron parámetros establecidos a nivel de laboratorio, según González-Nava *et al.* [2], en donde se modelaron las características fisicoquímicas del efluente de HD real obtenido de la Clínica Madrid en Querétaro, Qro., México. La Tabla 8 muestra los parámetros fisicoquímicos del efluente según lo requerido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 [117]. La Tabla 8 enumera los parámetros estándar necesarios y los obtenidos de la caracterización química del agua de HD real obtenida para el estudio con base en la literatura [21,38, 118]. En el software se ingresa la concentración de DQO del o los efluentes; la concentración de AMX, PAR, KET y otros medicamentos que puedan existir en el efluente ya están incluidos. Las concentraciones de fármacos en los efluentes hospitalarios variaron de $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$. Los parámetros considerados en esta simulación fueron seleccionados con base en la normativa mexicana, incluyendo: pH, T, MF, SS, SST, NT, FT, G y A, CF, HH, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn y CT. El primer paso para utilizar el software GPS-X fue modelar el tren de tratamiento, como se muestra en la Figura 22, que incluye los procesos unitarios y los procesos existentes/utilizadas en el software; posteriormente, se incorporó al software los datos de entrada de la Tabla 8 y se continuó con la simulación.

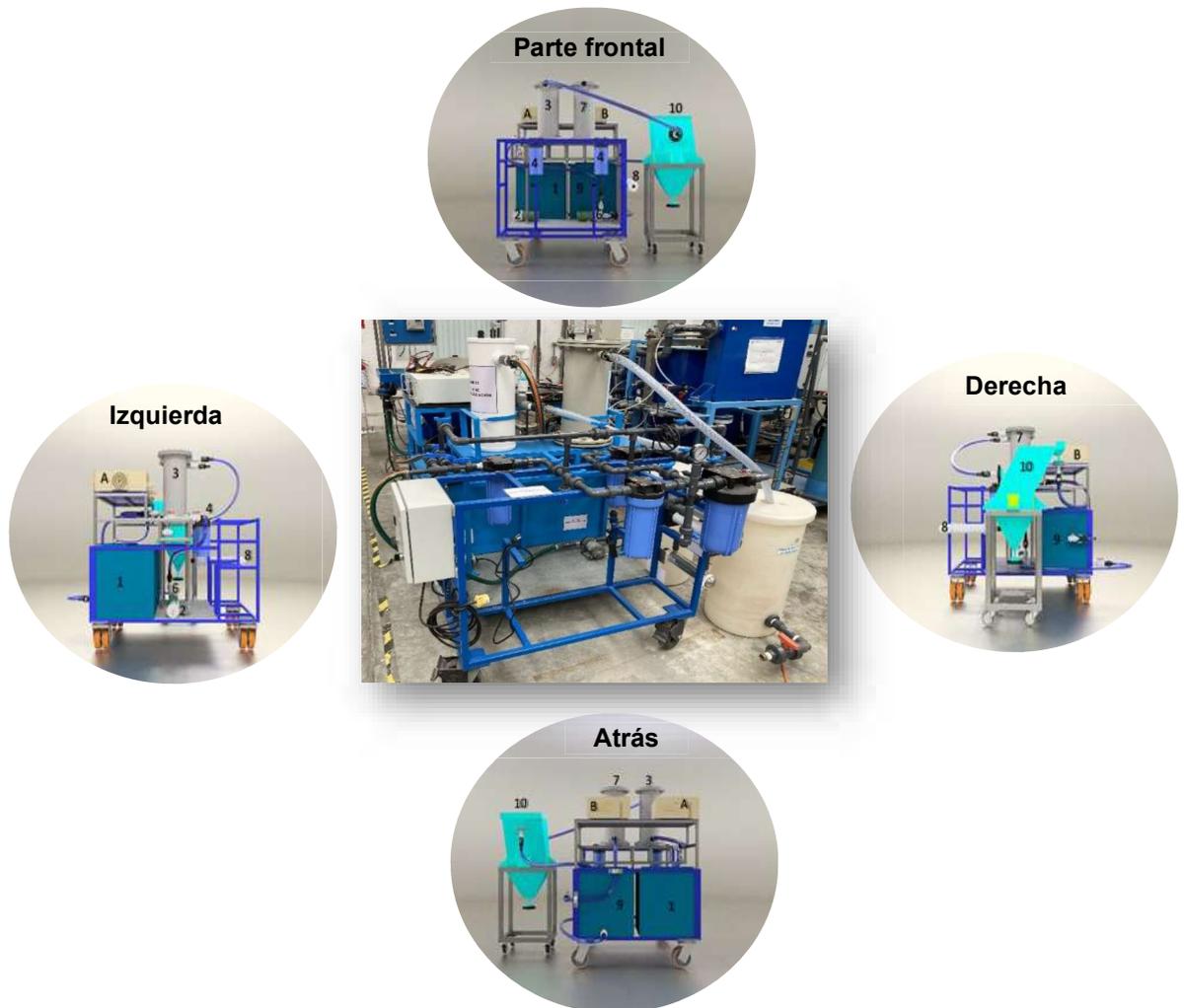


Figura 22. Planta piloto considerada para el modelado del tratamiento de aguas residuales de HD mediante el software GPS-X, que contiene el tanque de alimentación (1), la bomba 1 (2), el reactor de EC (3), el filtro (4), el sedimentador (5), la bomba 2 (6), el reactor de EO (7), la ultrafiltración (8) y el tanque receptor (9). Además, los rectificadores A y B corresponden a los reactores de EC y EO, respectivamente, ya que cada uno representa una vista diferente de la planta.

Tabla 8. Parámetros fisicoquímicos del efluente real de aguas residuales HD de la Clínica Madrid en Querétaro, Qro., México, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Parámetros	Unidades	Resultados	LMP	
			Riego agrícola	Suelo agrícola
pH	-	NE	5-10	5-10
T	°C	NE	NA	NA
MT	-	NE	A	A
SD	mL·L ⁻¹	ND	1.00	NA
SST	mg·L ⁻¹	26.50	150.00	NA
NT	mg·L ⁻¹	134.56	40.00	NA
FT	mg·L ⁻¹	3.04	20.00	NA
G y A	mg·L ⁻¹	ND	25.00	25.00
CF	NMP·100 m·L ⁻¹	ND	-	-
HH	HH·L ⁻¹	<0.20	1.00	1.00
As	mg·L ⁻¹	ND	0.20	0.20
Cd	mg·L ⁻¹	0.003	0.20	0.05
Cu	mg·L ⁻¹	0.09	4.00	4.00
Cr	mg·L ⁻¹	3.88	1.00	0.50
Hg	mg·L ⁻¹	0.00006	0.01	0.005
Ni	mg·L ⁻¹	2.98	2.00	2.00
Pb	mg·L ⁻¹	ND	0.50	5.00
Zn	mg·L ⁻¹	0.34	10.00	10.00
CT	mg·L ⁻¹	0.002	1.00	2.00

3.4.2 Descripción del diseño del proceso

En este estudio, se seleccionó y analizó la configuración del sistema modular de la planta piloto para el tratamiento de aguas residuales de HD con los parámetros mencionados. La configuración del reactor de EO en la planta piloto se tomó de los estudios realizados por Castro *et al.* [72]. El caudal de este reactor de 15 L fue de 2.6 L·min⁻¹, mientras que el caudal de 2 L·min⁻¹ en el reactor de EC se obtuvo experimentalmente en este trabajo con una distancia entre electrodos de 2.5 cm, considerando la disposición de electrodos para EC de hierro (A_g de 1570 cm²) | |Ti y para EO de IrO₂-Ta₂O₅ (70:30; A_g de 1570 cm²) | Ti |Ti utilizando Ti grado 2 y área.

El software GPS-X, utilizado para el análisis técnico y cualitativo, y CapdetWork son plataformas de modelado modulares, robustas y multipropósito para la simulación de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales. Con este software, se realizó un análisis cualitativo del diseño, la concentración de contaminantes a la salida y la eliminación en diferentes métodos de tratamiento de aguas residuales, utilizando datos de la biblioteca de modelos de carbono, nitrógeno y fósforo (cnplib) en modelos computacionales y la biblioteca completa de carbono, nitrógeno, fósforo y pH (mantis2lib) [98,119-120].

El agua sintética de HD que se preparó en este estudio se preparó siguiendo las condiciones sugeridas por González-Nava *et al.* [2,3]. La mezcla de tratamiento tuvo la siguiente composición: una solución ácida (pH = 5) con una conductividad eléctrica inicial (σ) de $137.7 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, y se añadieron $2.9466 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl (J.T. Baker, 98 %), $0.0737 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de KCl (J.T. Baker, 98 %), $0.0588 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCl_2 (J.T. Baker, 98 %) y $0.0178 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de MgCl_2 (J.T. Baker, 98 %) a la solución base de 100 L. La Tabla 9 muestra las condiciones experimentales para el tratamiento de agua sintética utilizando los sistemas modulares de EC y EO propuestos.

Las aguas residuales de HD reales se trataron con una solución obtenida de la Clínica Madrid utilizando el sistema modular EC y EO bajo las condiciones experimentales que se muestran en la Tabla 6. Estas condiciones de operación, que se utilizaron para todos los experimentos posteriores, se encontraron previamente como las condiciones de operación ideales. La corriente de 24 A utilizada en el reactor de EC para el agua sintética se debió a la cantidad de sales presentes, necesarias para mantener el potencial de celda objetivo de 3.0 V. Estos resultados se discutirán más adelante. A diferencia del agua sintética, la corriente utilizada en un reactor de EC con aguas residuales procedentes de la clínica disminuyó. Las aguas residuales clínicas resultantes exhibieron una conductividad eléctrica más baja, lo que indica una menor cantidad de sal. Dado que el software de modelado GPS-X incluye varios oxidantes intermedios generados en algunos procesos, es necesario cuantificar los radicales $\bullet\text{OH}$ y cualquier cloro activo (Cl_2) generado durante el proceso de EO.

Tabla 9. Condiciones experimentales para el tratamiento de aguas residuales procedentes de HD de muestras sintéticas y reales con sistemas modulares que contienen EC y EO.

Proceso	Volumen de reactor (L)	Electrodo	I (A)	E (V)	Electrólisis (min)	Flujo (L·min ⁻¹)	pH (Unidades)	σ (mS·cm ⁻¹)
Muestra sintética								
EC	15	Fe	24.00	3.00	15	2.00	6.94	126
EO	15	IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti (70:30)	1.19	3.00	15	2.40	6.36	154
Muestra real								
EC	15	Fe	1.11	3.00	15	2.00	7.11	9.84
EO	15	IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti (70:30)	1.97	3.00	15	2.40	8.13	6.54

3.5 Valorización de aguas residuales y lodos de hemodiálisis generados tras un proceso de oxidación avanzada

3.5.1 Valorización de aguas residuales de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA

Los 450 L de agua residual procedente de HD se obtuvieron de la Clínica Madrid, Querétaro, México, la cual fue tratada mediante el sistema 2EC-EO-CA (Figura 23); siguiendo esta configuración, el tratamiento de HD se realizó directamente en la Clínica, por lo que el prototipo fue transportado a las mismas instalaciones, tratando un volumen de agua residual indicado al inicio, proveniente directamente de la máquina de HD (Figura 23B) al tanque de almacenamiento (Figura 23, ST1) del prototipo, obteniendo así buenos resultados en el tratamiento mediante el sistema modular, con las condiciones de operación correspondientes (Tabla 10).

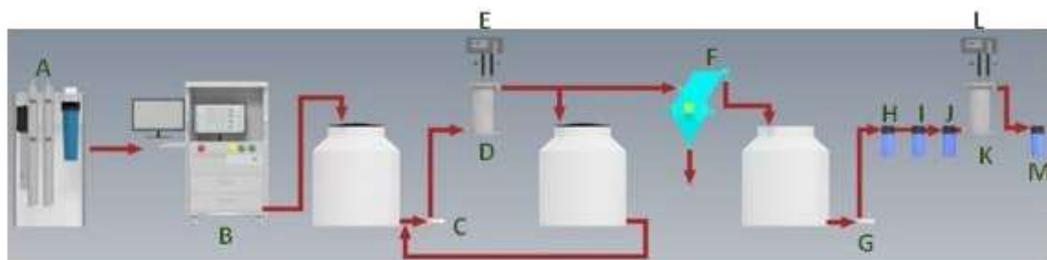


Figura 23. Diagrama del tratamiento de aguas residuales HD en la Clínica, que consta de una máquina de OI (A), máquina para HD (B), tanque de almacenamiento 1 (ST1), bomba 1 (C), reactor para EC (D), rectificador 1 (E), tanque de almacenamiento 2 (ST2), sedimentador Lamelar (F), tanque de almacenamiento 3 (ST3), bomba 2 (G), filtros de membrana de 20 μm (H), 10 μm (I) y 1 μm (J), reactor para EO (K), rectificador 2 (L) y filtro de CA (M).

Tabla 10. Condiciones experimentales de cada uno de los procesos del sistema 2EC-EO-CA para el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD, donde I = corriente, E = potencial y σ = conductividad eléctrica.

Proceso	Volumen (L)	Electrodo	I (A)	E (V)	Tiempo de electrólisis (min)	Flujo (L min ⁻¹)	pH	σ (mS cm ⁻¹)
EC	15.00	Fe	3.5	3.00	15.00	2.0	7.95	11.94
EO	15.00	IrO ₂ -Ta ₂ O ₅ Ti (70:30)	4.0	3.00	15.00	2.4	7.19	11.70
Filtración								
CA	-	-	-	-	-	2.4	-	-

Las aguas residuales provenientes de HD antes y después de su tratamiento fueron caracterizadas fisicoquímicamente de acuerdo con la NOM-003-SEMARNAT-1997 [121], determinándose DQO, pH, σ , SST, SDT, COT, DBO₅, dureza total, cloro libre, hierro, cobre, plomo, nitratos, nitritos, dióxido de cloro, compuestos cuaternarios de amonio, alcalinidad total y carbonato. Los lodos generados se analizaron de acuerdo con las NOM-052-SEMARNAT-2005 [122] y NOM-053-SEMARNAT-1993 [123] para determinar si presentaban características CRIT. Estos mismos lodos se caracterizaron de acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 [124], por lo que se evaluó su aprovechamiento ambiental.

3.5.2 Valorización de los lodos generados en el tratamiento de aguas residuales de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA

En el caso de los lodos (20 L de lodos húmedos) generados posterior a la caracterización del sistema 2EC-EO-CA con las NOM-052-SEMARNAT-2005, NOM-053-SEMARNAT-1993 y NOM-004-SEMARNAT-2002, se utilizó 1.05 g de lodo seco para verificar su valorización en la germinación de soya considerando lodos HD (LHD) que provienen de la EC del tratamiento del agua empleando el sistema 2EC-EO-CA, suelo control (SC) y peat-moss (PM).

El crecimiento de semillas de soya se realizó en una cámara de germinación (40 x 120 x 40 cm) con iluminación artificial (MAGG, model BL 1x39W T5, 37Wh) en condiciones de 8 horas de oscuridad y 16 horas de luz, como se ha realizado en el grupo de trabajo para la germinación de semillas [125-127]. Las semillas germinaron en tres sustratos diferentes: PM, SC y LHD. Para estas pruebas, se utilizaron 1.05 g de cada uno de los sustratos mencionados para el crecimiento de la soya. Las características del LHD (uno de los objetivos de análisis de este trabajo) se describen más adelante.

Se utilizó PM (*Sphagnum*) como sustrato para la germinación de semillas de soya y presenta las siguientes características: ofrece un ambiente húmedo y ácido, condiciones anaeróbicas y la acumulación de materia orgánica muerta. Además, este sustrato retiene nutrientes, ajusta el pH del suelo y mejora la germinación de las semillas al retener agua [128]. La muestra de suelo control (SC) se obtuvo de Tetepango, Hidalgo, México (20°09'07.9"N 99°11'43.4"O); el suelo era Leptosol no volcánico, proveniente de una plantación de higos, el cual se sondeó a partir de una capa superficial de aproximadamente 10-30 cm, y antes de su caracterización se eliminaron piedras y raíces. El suelo se caracterizó de acuerdo con la norma NOM-021-RECNAT-2000 [129]; según esta norma, el pH del suelo se determinó en H₂O desionizada y KCl 1 M con un pH-metro, la densidad de partículas (real) se cuantificó con el método del picnómetro y la materia orgánica se analizó mediante la oxidación del carbono orgánico mediante el procedimiento de Walkley y Black. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) y las bases intercambiables (Ca²⁺ y Mg²⁺) se determinaron mediante su extracción por sustitución con acetato de amonio y centrifugación, con posterior cuantificación mediante titulación volumétrica. El procedimiento de Olsen obtuvo la cantidad de fósforo soluble. Finalmente, la textura del suelo se caracterizó y clasificó mediante el método de Bouyoucos mediante tamizado y areómetro. Las características del SC se describen más adelante.

4

Resultados

4.1 Tratamiento electroquímico de agua residual sintética de hemodiálisis, efecto de productos farmacéuticos y rutas propuestas de degradación.

4.1.1 Introducción

La HD es un procedimiento extracorpóreo de reemplazo renal utilizado para eliminar impurezas y productos de desecho de la sangre en pacientes con insuficiencia renal. Este proceso requiere de grandes volúmenes de agua, que, si no se gestionan adecuadamente, pueden ser vertidos en sistemas de alcantarillado, contribuyendo a la contaminación del entorno acuático con compuestos orgánicos e inorgánicos.

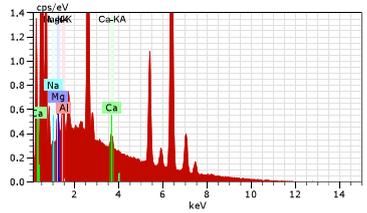
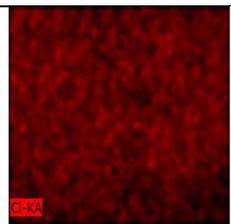
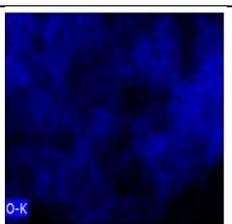
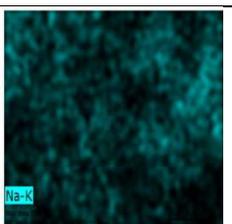
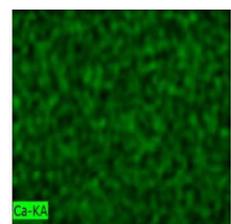
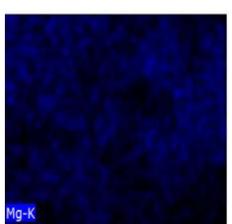
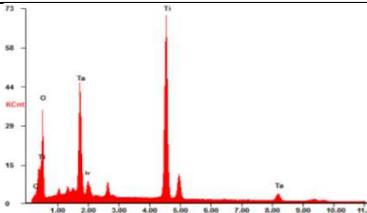
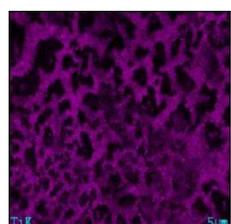
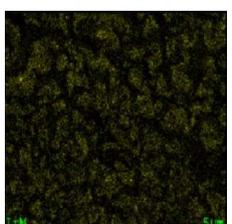
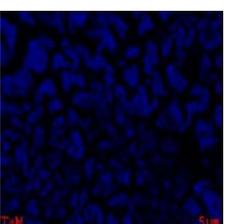
En esta sección, se utilizó agua sintética de hemodiálisis en condiciones ácidas y básicas, con la adición de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de AMX para simular la presencia de contaminantes orgánicos comúnmente presentes en aguas residuales hospitalarias. En esta etapa del proyecto, se llevaron a cabo pruebas de laboratorio aplicando una combinación secuencial de EC y electro-oxidación EO como estrategia de tratamiento.

4.1.2 Eliminación de AMX mediante EC acoplado a EO

Una vez realizado el tratamiento por EC, el sobrenadante se procesó posteriormente mediante un tratamiento EO utilizando un electrodo $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ (70:30). La Tabla 11 presenta las distintas superficies de los electrodos analizadas (primera columna), el espectro EDX obtenido (segunda columna) y, en las columnas posteriores, las imágenes obtenidas de un mapeo

químico realizado en hierro después de la EC en medio ácido, e IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) después de la EO. Durante el análisis EDX de hierro, los elementos considerados incluyen Cl (rojo), O (azul), Ca (verde), Mg (azul marino) y Na (azul turquesa). Estas imágenes indican la distribución superficial de estos elementos, es decir, dónde se incorporan estos iones a la superficie durante el proceso de EC. Del mapeo químico realizado en el electrodo IrO₂-Ta₂O₅|Ti, la distribución de los elementos en la superficie: Ti (fucsia), Ir (oliva) y Ta (azul oscuro).

Tabla 11. Mapeo SEM-EDX de la superficie de los electrodos de hierro luego de ser utilizados en EC y IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) en EO en medio ácido.

Superficie	Espectro	Cl	O	Na
Fe				
				
IrO₂- Ta₂O₅ Ti (70:30)				

De acuerdo con la Tabla 12, en el proceso de EC, las soluciones ácidas y básicas de HD preparadas inicialmente, con y sin AMX, resultaron en un pH constante de 8.0 (ligeramente básico), con una diferencia significativa en la corriente. Sin embargo, la EC mostró una diferencia significativa cuando varió el pH de las soluciones de HD. En el caso de la EC en medio ácido con y sin AMX en presencia del ánodo de hierro, la σ disminuye de 216.89 a 182.19 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ en promedio (34.7 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ de diferencia) al pasar de EC a EO. Por otro lado, al realizar la EC del ánodo de hierro en un medio básico, sin AMX, la conductividad eléctrica aumenta de 58.53 a 78.26 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (19.73 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ de diferencia). Sin embargo, al pasar de EC a EO, al incluir AMX en el medio de muestra, la conductividad eléctrica disminuye ligeramente de 81.3 a 78.26 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (diferencia de 3.04 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), lo que muestra el efecto coagulante de las especies $\text{Fe}(\text{OH})_n$ que ayudaron a eliminar las especies orgánicas (aquí AMX) en pH básico.

La eficiencia de remoción de AMX tras la EO en medio ácido fue del 86 ± 1.25 %, con un consumo de energía de $0.568 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$. Por otro lado, tras la EO con el electrodo de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ (70:30), la eficiencia de remoción fue del 100 %, con un consumo de energía de $500 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ (Tabla 12).

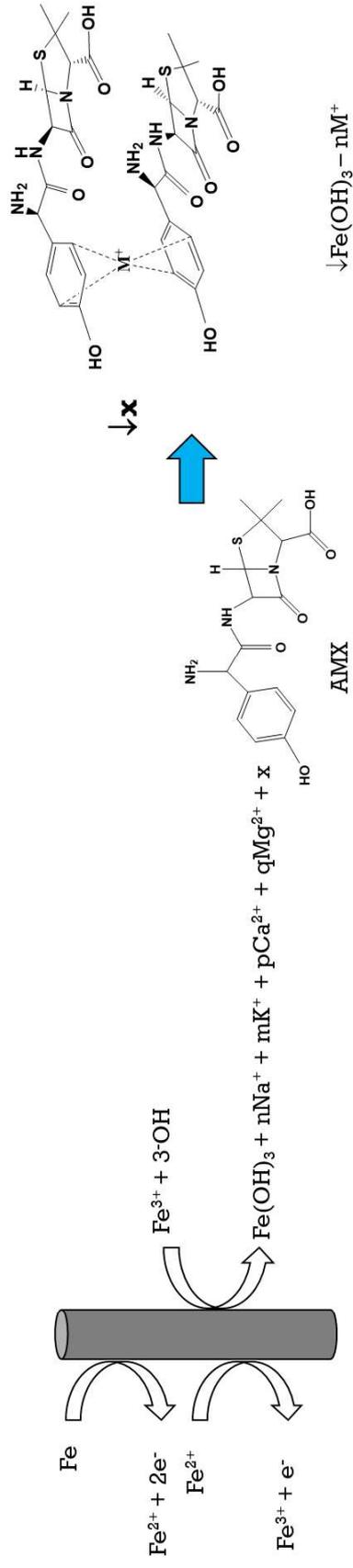
Tabla 12. Comparación de las propiedades: pH, σ , i , porcentaje de eficiencia de remoción (% η) y consumo de energía (E) después de EC (3 V, 1 h y 60 mL) y EO (3 V, 2 h y 60 mL) en aguas residuales sintéticas HD en medios ácidos sin y con 10 mg·L⁻¹ de AMX.

Solución	INICIAL						Electrocoagulación						Electro-oxidación		
	pH	σ (mS·cm ⁻¹)	pH	σ (mS·cm ⁻¹)	i (μ A)	% η_{AMX} E (kWh·m ⁻³)	pH	σ (mS·cm ⁻¹)	i (μ A)	% η_{AMX} E (kWh·m ⁻³)	pH	σ (mS·cm ⁻¹)	i (mA)	% η_{AMX} E (kWh·m ⁻³)	
HD	5.06±0.03	227±0.68	8.39±0.30	216.53±8.61	7.58 ±0.40	0	8.15±0.38	184.56±6.57	0				0		
	8.18±0.02	81.3±0.24	8.86±0.02	58.53±2.69	3.36±0.01	0	8.59±0.02	78.26±3.91	0				0		
HD + AMX	5.06±0.03	227±0.68	8.21±0.53	217.26±8.83	11.36±0.25	86±1.25 (0.568)	8.14±0.60	179.83±9.78	100 (500)			10			
	8.18±0.02	81.3±0.24	8.53±0.02	81.3±4.06	2.36±0.01	-	8.93±0.02	78.26±3.91	-				-		

Durante esta investigación, se desarrolló una ruta de reacción propuesta para la degradación de AMX (Figura 24A), basada en las diferentes sales presentes en el medio, durante el proceso de EC del electrodo de hierro a pH 5. La electrodisolución del ánodo de hierro creó una suspensión con un aumento de iones Fe^{3+} e impurezas salinas de aguas residuales sintéticas [130]. La EC ayuda a eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos, por lo que la AMX no experimentó ningún cambio estructural como parte de los sedimentos (en esta etapa la AMX únicamente se removió, pero no sufrió una degradación). Kaur *et al.* (2019) [131] observaron que la AMX podría interactuar con las sales presentes en el medio (como [AMX-M]), donde M son cualquiera de los diferentes cationes presentes en solución (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}); estos interactúan con AMX como [AMX-catión-AMX] acoplado el catión $\rightarrow \pi$ supramolecular de AMX [132]. En consecuencia, parte de la concentración de AMX se arrastró a los lodos.

Kaur *et al.* (2019) [131] informaron los posibles productos de la degradación de AMX en un medio acuoso y la vía potencial de degradación de fármacos para esta investigación. La degradación de la AMX durante EO por electrodos $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ se propone en la Figura 24B. Los diferentes productos de fragmentación de AMX se observaron a través de la posible protonación de AMX $[\text{M}^+\text{H}]^+$, después de lo cual, se formó el producto 1 (AF 1). AF 1 $[\text{M-NH}_3^+\text{H}]^+$ representa la división iónica de la molécula de AMX protonada. La apertura del anillo β -lactámico de AMX conduce a otros dos fragmentos, AF 2 y AF 3. Los cationes en la solución interactúan con la molécula de AMX $[\text{M}+\text{M}']^+$, donde M' son los cationes, como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . Además, durante la determinación mediante UPLC-PDA, los resultados de UV-Vis mostraron tres picos correspondientes a tres productos principales de degradación de AMX (ADP, Figura 24B). Las estructuras propuestas para ADP 1, ADP 2 y ADP 3 se muestran en la figura.

A



B

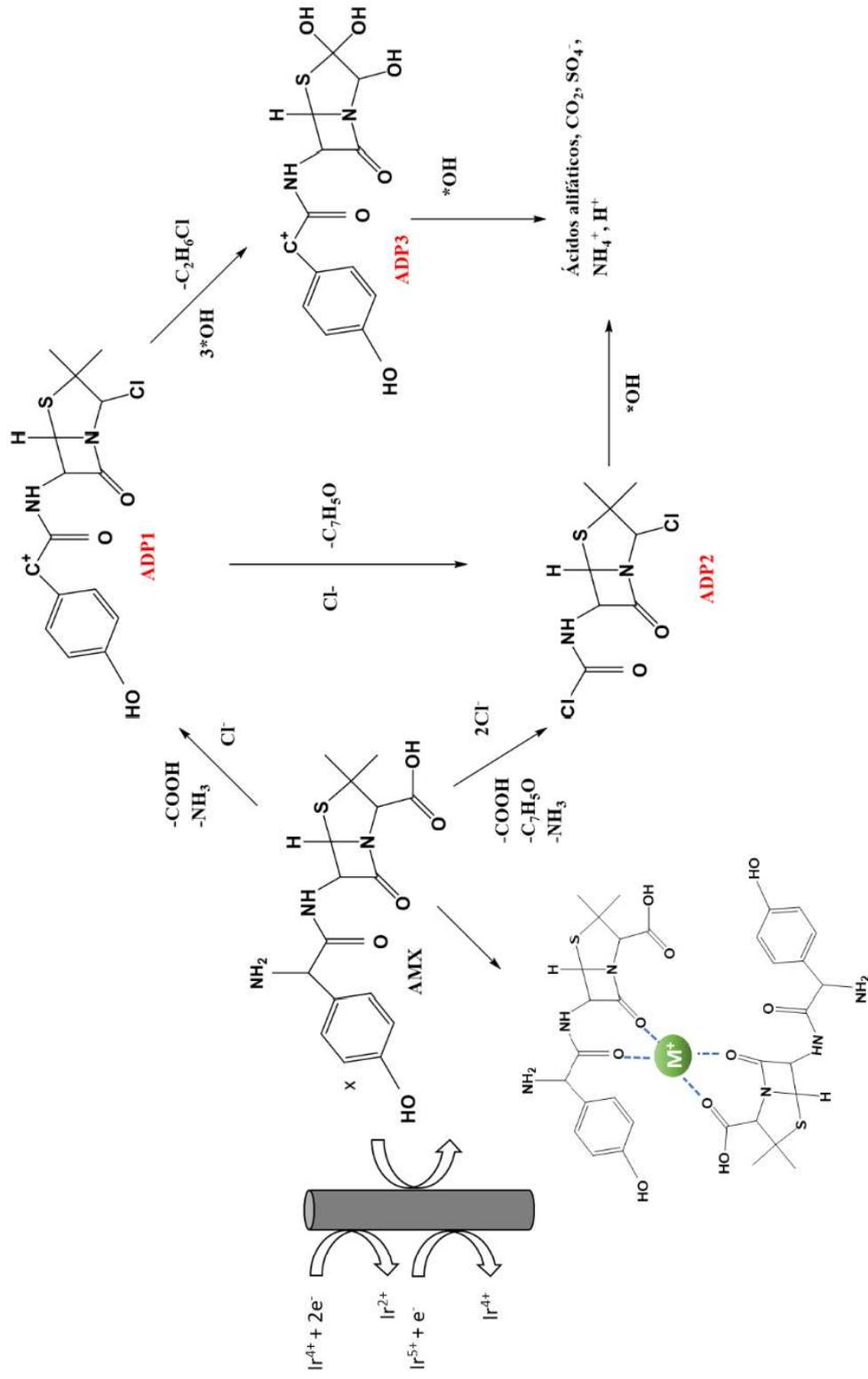


Figura 24. Propuesta de ruta de reacción de AMX a partir de agua sintética HD usando un electrodo de Fe después de EC (A), y mediante tratamiento con EO usando un ánodo de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$ después de EC usando un electrodo de hierro, ambos casos a pH 5.

Las reacciones que ocurren durante el proceso de EO son extremadamente complejas. Implican diversas especies oxidantes, como $\cdot\text{OH}$, HOCl y Cl_2 , que degradan los contaminantes orgánicos mediante oxidación directa o mediada. Con base en la información obtenida de los análisis de muestras mediante UPLC-PDA, se propuso la posible vía de reacción para la degradación de AMX (Figura 24B). El grupo funcional NH_3 podría ser atacado con cloro activo, lo que conduce a la descarboxilación de una molécula de AMX, resultando en la formación de un intermediario de reacción, ADP 1. La subsiguiente hidroxilación de ADP 1 por oxígeno activo, en forma de radical hidroxilo, generó otro producto de degradación, ADP 3. La sustitución de toda la fracción aromática de la molécula de AMX por cloro activo formó ADP 2.

Una ruta alternativa para la formación de ADP 2 también podría ser a través del ataque directo de iones Cl^- en la molécula de AMX, lo que conduce a la descarboxilación de una fracción aromática y un grupo amina. Un ataque posterior a estos productos de degradación, por especies de oxidación, conduciría a ácidos alifáticos e iones inorgánicos (SO_4^- y NH_4^+). Kaur *et al.* (2019) [131] han informado de la mineralización del AMX cercana al 48 % utilizando ánodos de Ti/RuO_2 , mientras que Frontistis *et al.* (2017) [133] y Ganiyu *et al.* (2016) [134] han informado del empleo de BDD y Ti_4O_7 como ánodos, respectivamente. El radical hidroxilo fisiosorbido en la superficie de estos ánodos no activos desempeña un papel crucial en la degradación y mineralización del antibiótico en ambos casos. En el presente estudio, el papel desempeñado por los clorooxidantes parece probable. El fundamento teórico del HPLC así como sus detectores se encuentran en el Apéndice B.9.

4.1.3 Conclusiones parciales

Se llevó a cabo un proceso híbrido de tratamiento de aguas residuales de HD, combinando EC y EO de manera secuencial. La EC se realizó empleando un electrodo cilíndrico de hierro ($\phi = 0.8$ cm) como ánodo y una malla concéntrica de Ti como contraelectrodo. Durante estos experimentos, se aplicó un potencial de celda de 3.0 V durante una hora de electrólisis a pH ácido (pH = 5.06, $\sigma = 227$ mS·cm⁻¹), logrando una eficiencia de remoción del contaminante (AMX) de 86 ± 1.25 % (pH = 8.21, $\sigma = 217.26$ mS·cm⁻¹, $i = 11.36$ μ A, $E = 0.568$ kWh·m⁻³).

Tras la EC, se requirió un proceso de filtración para la separación del lodo generado, compuesto principalmente por Fe(OH)₃ y el complejo [AMX-cación-AMX] generado (2.3 g), utilizando un sedimentador. Posteriormente, el sobrenadante fue tratado en una celda de EO para la eliminación de los residuos orgánicos, en particular la AMX remanente. En este paso, se empleó un diseño de celda similar al de la EC, sustituyendo el ánodo por IrO₂-Ta₂O₅|Ti (70:30) ($\phi = 0.5$ cm) para llevar a cabo la oxidación electroquímica del contaminante.

La EO se ejecutó bajo una corriente de celda continua de 10 mA durante 2h, alcanzando una eliminación completa de la AMX (100 %) (pH = 8.14, $\sigma = 179.83$ mS·cm⁻¹, $E = 500$ kWh·m⁻³). Durante el proceso, se identificaron los productos de reacción ADP 1, ADP 2 y ADP 3. Además, se observó una disminución en la concentración de cationes salinos (Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺), acompañada de la generación de gas Cl₂ en el electrodo. El volumen total de agua sintética tratada fue de 60 mL por cada experimento.

4.2 Tratamiento del agua residual proveniente de la hemodiálisis incluyendo productos farmacéuticos utilizando el reactor de 1L.

4.2.1 Introducción

En esta sección se presenta el estudio sobre la eliminación de los fármacos de PAR, AMX y KET, cada uno a una concentración de $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mediante un tratamiento secuencial compuesto por dos etapas de electrocoagulación y una de electro-oxidación: 2EC-EO.

El tratamiento de aguas residuales con una concentración inicial de $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAR mostró la mayor eficiencia de eliminación de COT y DQO, alcanzando valores de 73.54 % y 63.75 %, respectivamente; le siguieron los tratamientos con KET (56.06 % COT, 52.91 % DQO) y AMX (47.06 % COT, 45.94 %).

El consumo energético total, expresado en función del volumen tratado y la masa de COT eliminada, fue de $0.583 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ y $6.07 \text{ kWh}\cdot\text{gCOT}^{-1}$ para PAR, $1.38 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ y $3.47 \text{ kWh}\cdot\text{gCOT}^{-1}$ para KET, así como $1.354 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ y $9.48 \text{ kWh}\cdot\text{gCOT}^{-1}$ para AMX. Estos resultados sugieren que los analgésicos (PAR) y antiinflamatorios (KET) presentan una mayor susceptibilidad a la degradación electroquímica en comparación con los antibióticos (AMX), debido a la estabilidad molecular de estos últimos en solución. Asimismo, se determinó que el tiempo de electrólisis a 15 minutos con un potencial de celda de 3.0 V por etapa, fueron suficientes para la eliminación efectiva de los compuestos.

Finalmente, los resultados permitieron inferir posibles rutas de degradación de PAR, AMX y KET en las condiciones establecidas.

4.2.2 Tratamiento de aguas residuales de HD considerando productos farmacéuticos

La Figura 25 muestra los resultados más relevantes de COT, DQO, SST, pH, según la normatividad mexicana vigente (NOM-001-SEMARNAT-2021 [135]), σ y consumo de energía (CE) del tratamiento de aguas residuales de HD, considerando la remoción de PAR, AMX y KET en las condiciones de operación mencionadas en la sección 3.3.1. En ambos casos (AT y DT), las aguas residuales no contienen productos farmacéuticos añadidos. DT, AMX, PAR y KET contienen tres columnas, que representan los resultados de las dos etapas de EC seguidas de la etapa de EO (2EC-EO). Esta agua no puede descargarse ni reutilizarse porque la DQO y el COT están por encima de los LMP establecidos por la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, que son similares a los estándares internacionales de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura/Organización Mundial de la Salud (FAO/OMS) [136] para riego, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (DMA-UE) [137] y los estándares iraníes para reúso agrícola [138]. De acuerdo con estos estándares, para descargar o reutilizar el efluente tratado, debe cumplir con los LMP (valores instantáneos) de DQO = 210 mg·L⁻¹, SST = 84 mg·L⁻¹, COT = 53 mg·L⁻¹ y pH = 6 – 9 para descarga en ríos, arroyos, canales o drenes; para su uso en el riego de suelos en áreas verdes, debe cumplir con valores instantáneos de DQO = 84 mg·L⁻¹, SST = 42 mg·L⁻¹, COT = 21 mg·L⁻¹, pH = 6 – 9 [121], respectivamente. Por lo tanto, el agua AT cumple solo con los requisitos de los SST (Figura 25C) y de pH (Figura 25D), para su vertido o reutilización, pero no con los requisitos de COT (Figura 25A) y DQO (Figura 25B), que presentan valores superiores a los LMP correspondientes. La norma FAO/OMS para agua de riego (Italia) requiere solo una DBO de 5 – 45 mg·L⁻¹, fósforo total de 0 – 2 mg·L⁻¹, pH de 6 – 8.5 y SDT < 450 mg·L⁻¹. La norma de la Unión Europea EU-WFD establece los siguientes valores máximos permitidos: fósforo total de 0.1 a 1 mg·L⁻¹, nitrógeno total de 50 mg·L⁻¹, pH de 6 a 9, y SDT < 1000 mg·L⁻¹. Por otro lado, la norma iraní para

reutilización agrícola (IRAN) establece un valor de DQO de $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y un pH de 6 a 8.5. La normativa mexicana, en concreto la NOM-001-SEMARNAT-2021, es más rigurosa que las normas internacionales mencionadas.

Estudios previos han reportado que las aguas residuales de HD sin tratar presentan valores más altos de COT, DQO, SDT y SST que los reportados en este trabajo [2,3,11,16,35]. Para caracterizar el sistema sin compuestos farmacéuticos, las aguas residuales de HD sin fármacos (AT) se trataron con el sistema 2EC-EO. Los resultados en la Figura 27 indican que al final del tratamiento, se tuvo una disminución en COT de $454.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (60.19 % de remoción, Figura 25A), disminución en DQO de 779 mg L^{-1} (68.69 % de remoción, Figura 25B) y disminución en SDT de 0.34 ppt (EC1 = 6.53 ppt, EC2 = 6.24 ppt y EO = 6.38 ppt). Además, se registró un aumento en SST de $39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 25C), un aumento de pH en 1.37 (Figura 25D) y disminución en la σ de $0.59 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Figura 25E). El mayor consumo de energía (ecuación (24)) se observó en EC2 ($0.80 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), seguido de EO y EC1 (0.62 y $0.32 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente, Figura 25F); este comportamiento se observará incluso en trabajos previos después de escalar el sistema una vez establecidas las condiciones de operación y parámetros como densidad de corriente, contaminantes presentes y volumen tratado [3]. Bajo esta misma premisa, el consumo de energía también se calculó considerando solo COT (ecuación (25)); dado que se utilizó una matriz compleja (agua real), se consideró la materia orgánica degradada en el sistema 2EC-EO. Así, entre las diferentes etapas, el mayor consumo de energía se observó en EC2, con un valor de $4.46 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$, seguido de EC1 y EO, con valores de 1.80 y $1.65 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$, respectivamente.

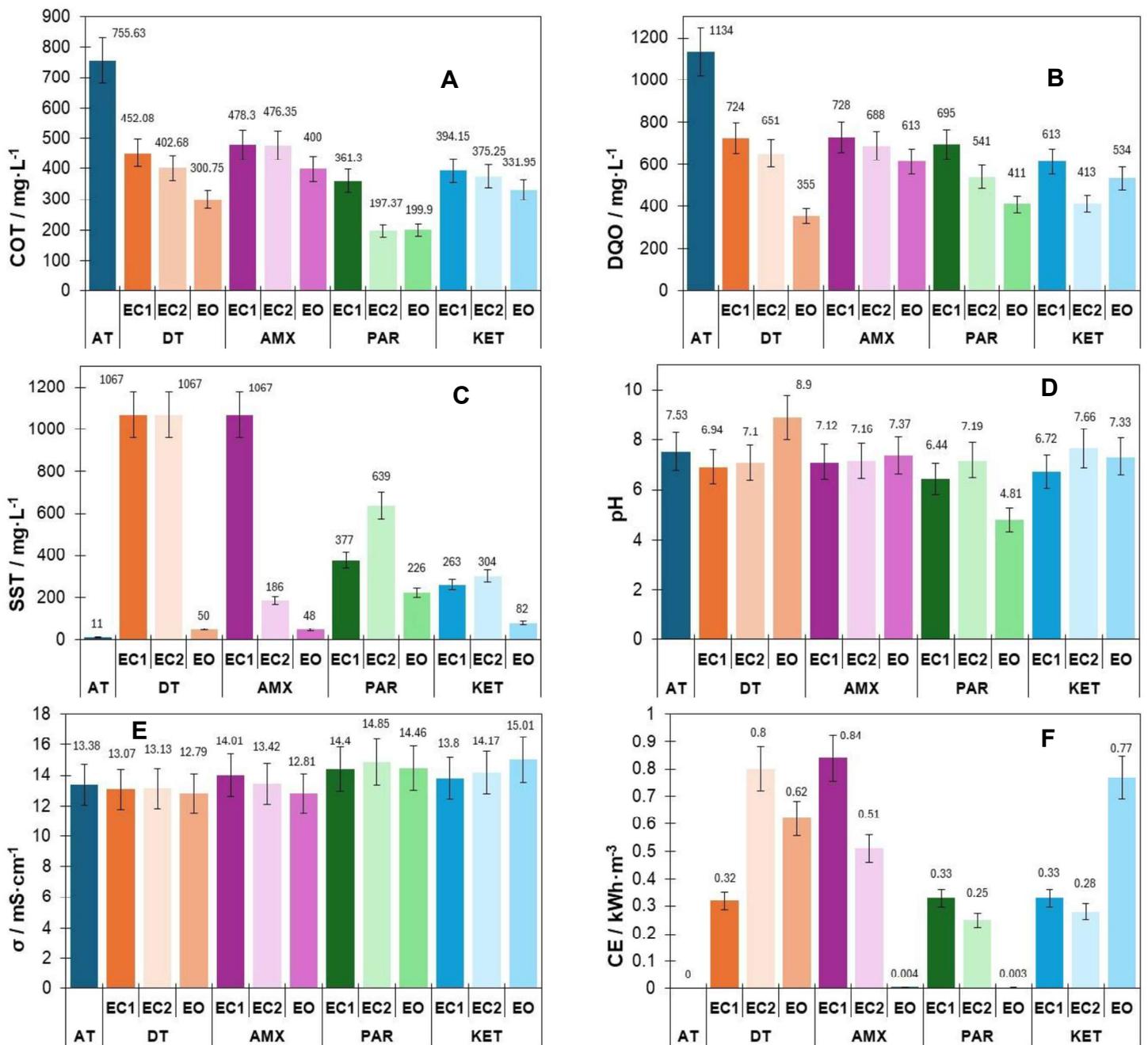


Figura 25. Representación gráfica de los resultados obtenidos del tratamiento de aguas residuales del HD con la configuración 2EC-EO de los parámetros (A) COT, (B) DQO, (C) SST, (D) pH, (E) σ y (F) CE, sin fármaco (DT) o con 30 mg·L⁻¹ de AMX, PAR y KET, bajo las siguientes condiciones: EC1 (Fe): $i = 0.67$ A, $E = 3.00$ V; EC2 (Fe): $i = 1.92$ A, $E = 3.00$ V y EO (IrO_2 - RuO_2 - Ta_2O_5): $i = 0.16$ A, $E = 2.50$ V.

Continuando con el análisis previo, para el tratamiento de aguas residuales de HD conteniendo $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de AMX, la eficiencia de remoción de COT en todo el sistema para AMX fue del 47 %, y la eficiencia de remoción de DQO fue del 46 %, Figuras 25A y 25B. Se observó un aumento en los SST, pero el valor no superó el LMP, Figura 25C, además de que el pH permaneció neutro, Figura 25D; el aumento con respecto al valor inicial fue de $37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. De igual manera, la σ disminuyó a $0.57 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, aunque la reducción no fue sustancial, Figura 25E. Este comportamiento se atribuye a la presencia de sales en el efluente, las cuales se derivan del proceso de preparación del agua de HD antes de que entre en contacto con el paciente [2,6,139]. El valor de SDT, en consonancia con los resultados de conductividad eléctrica, también disminuyó en 0.33 ppt (EC1 = 6.69 ppt, EC2 = 6.76 ppt y EO = 6.39 ppt). En cuanto al consumo de energía, EC1 presentó el mayor consumo ($0.84 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), seguido de EC2, y se observó un menor consumo para EO ($0.004 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), Figura 25F. Al igual que los parámetros previamente analizados, el EC_{COT} fue el más alto en EC1, seguido de EC2 y EO, con valores de 5.74, 3.72 y $0.02 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$, respectivamente.

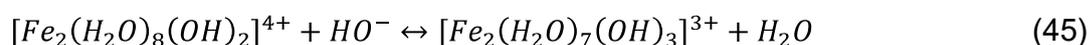
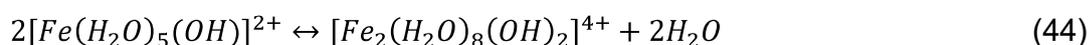
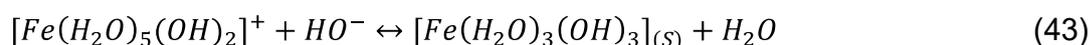
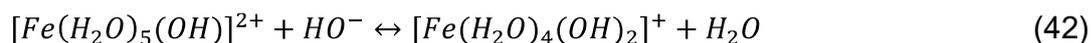
Bajo las mismas condiciones de análisis, para el tratamiento de PAR, la eficiencia global de remoción de COT fue del 74 % y la eficiencia de remoción de DQO fue del 64 % (Figuras 25A y 25B). En este caso, los SST estuvieron por encima del LMP y aumentaron en $226 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ con respecto al valor inicial, Figura 25C. Además, se observó acidificación del medio, ya que el pH disminuyó en la primera etapa de EC (1.09) y aumentó ($6.44 - 7.19 = 0.75$) en la segunda etapa de EC (debido a los productos de hidróxido formados en el medio); posteriormente, el pH disminuyó a 2.81 en el proceso de EO, lo cual se debe a la formación de especies de cloro activo electrogeneradas (Figura 25D). Otros trabajos reportan que la oxidación de la materia orgánica residual está mediada por el cloro activo electrogenerado en el sistema [2,3,140]. Además, se observó un olor característico durante el tratamiento. Aquí, hubo un aumento ($1.08 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) en σ debido a la degradación de contaminantes en el medio ya sea por especies oxidantes o por los adátomos que son electrogenerados en el medio en el proceso EC, Figura 25E. SDT también disminuyó en $0.5 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (EC1 = 7.19 ppt, EC2 = 7.42 ppt y EO = 7.22 ppt) debido a una mayor degradación de contaminantes. De manera similar, el mayor consumo de energía se observó en EC1 ($0.33 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), seguido de

EC2 ($0.25 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), y el menor consumo de energía se observó en EO ($0.003 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), que tuvo el valor más bajo entre todas las diferentes condiciones de EO listadas en la Figura 25F. Además, el EC_{COT} en la etapa EO ($3.14 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$) fue mayor que el de la etapa EO en otros casos con y sin presencia de fármacos, seguido de EC1 y EC2 (1.80 y $1.13 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$), respectivamente.

Finalmente, el tratamiento de aguas residuales con $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de KET reveló una eficiencia de remoción de DQO del 53 % y una eficiencia de remoción de COT del 56 %, lo que representa la segunda mayor eficiencia de remoción de DQO y COT después de las del tratamiento con PAR (Figuras 27B y 27A). El valor de SST cumple con el LMP para vertido (SST aumentó en $71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ con respecto al valor inicial), pero no con el LMP para reutilización (Figura 25C). El pH se mantuvo neutro y se observó un aumento de σ ($1.63 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$); el valor de σ fue el más alto de los tres tratamientos (proceso de EO), Figura 25E. En el caso de SDT, para esta etapa, se observó un aumento de 6.91 ppt EC1, seguido de 7.09 ppt EC2 y 7.49 ppt en el EO, esto se debe a que los contaminantes presentes se están degradando con la corriente aplicada de 0.16 A sin alcanzar la mineralización de los compuestos orgánicos presentes, de ahí los valores correspondientes de los otros parámetros ya discutidos en esta etapa. En general, se observó una mayor remoción en el tratamiento de aguas residuales que contienen PAR, pero los valores del efluente aún estaban por encima de los LMP. Por lo tanto, sería necesario agregar un sistema de filtración por membrana o carbón activado al sistema después del paso de EO para reducir aún más los valores de los parámetros discutidos aquí, como se informó anteriormente [3,19]. En este caso, el proceso con mayor consumo de energía fue EO ($0.77 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), seguido de EC1 ($0.33 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$) y EC2 ($0.28 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$), Figura 25F. Además, se observó un CE_{COT} más alto en la etapa EC1, con un valor de $1.95 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$, seguido de EC2 y EO (1.50 y $0.02 \text{ kWh}\cdot(\text{g COT})^{-1}$), respectivamente.

El principio para la eliminación de contaminantes presentes en aguas residuales en los procesos de EC1-EC2 para las diferentes etapas (AT, PAR, AMX y KET), el comportamiento observado en la Figura 25 (pH, SST, σ , COT y DQO), así como los SDT y CE, a lo largo del tratamiento para las etapas

mencionadas es, como ya se mencionó, a la desestabilización de los contaminantes en forma coloidal o disuelta debido a los adátomos de hierro electrogenerados durante la aplicación de potencial de celda de 3.0 V (EC1 y EC2) y corriente de 0.67 A (EC1) y 1.92 A (EC2), respectivamente; este principio se representa en las ecuaciones (42-45) [3].



A medida que aumenta el pH, estas especies hidroxiladas (ecuaciones (42-45)) se transforman en especies polinucleares-amorfas insolubles con valencia cero que precipitan, provocando la coagulación *in-situ* por barrido. Generalmente, este mecanismo funciona mejor para eliminar la materia orgánica coloidal disuelta cuando la neutralización de la carga desestabiliza las partículas. Los detalles involucrados en el proceso pueden llegar a ser muy complejos, incorporando fenómenos electrostáticos, adsorción/desorción, fuerzas estéricas e incluso efectos hidrodinámicos [3], por lo que, al tratarse de una matriz real y compleja debido a sus componentes, la eliminación se realiza de todo lo que la contiene (materia orgánica (biodegradable o no biodegradable) e inorgánica) y la adición de fármacos. La estabilidad de las moléculas influye considerablemente en su degradación o remoción, es por ello por lo que al utilizar analgésicos (PAR) y antiinflamatorios (KET) estos son menos estables y se observó una mejor remoción de COT (Figura 25A) y DQO (Figura 25B), además de las interacciones que puedan existir con las sales de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ [2], por lo que el consumo de energía para removerlos es menor en comparación con compuestos más estables (AMX), Figura 25F. Por otro lado, los compuestos β-lactámicos o antibióticos son más estables y la remoción o ruptura de su estructura requiere de mayor energía aplicada al sistema para removerlos, por lo que se observó una menor remoción de COT y DQO (Figuras 25A y 25B), además de que la interacción entre el anillo aromático y las sales presentes en el medio fue que se logró remover [2]. En

general, los SST (Figura 25C) para los tres fármacos fueron más altos en estas dos etapas (EC1 y EC2) debido a las reacciones ocurridas (ecuaciones 42-45) y a la naturaleza del sistema para generar flóculos con contaminantes atrapados. Por otro lado, tanto σ (Figura 25E) como los SDT también se ven afectados por las ecuaciones 42-45 y por la descomposición de la materia orgánica presente con el ataque de especies altamente oxidantes, como se describe en la Sección 4.2.3.

4.2.3 Mecanismos propuestos de degradación de PAR, AMX y KET

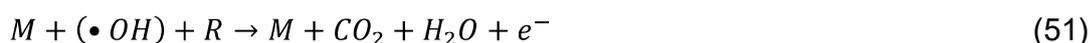
Los pacientes que reciben tratamiento de HD también padecen infecciones o enfermedades que se desarrollan a partir de la deficiencia renal. Dependiendo del tratamiento o la enfermedad, los pacientes reciben medicamentos por vía oral o intravenosa; en este trabajo, se determinaron las posibles vías de degradación de los productos farmacéuticos PAR, AMX y KET. Como se mencionó en trabajos centrados en el tratamiento de aguas residuales, dependiendo de la composición de la solución sintética o real, se pueden electrogenerar especies altamente oxidantes bajo este mismo esquema, como radicales $\cdot\text{OH}$ y cloro activo residual (HOCl) [2,103,141-146]. En este estudio, se propusieron las vías de degradación considerando aguas residuales sintéticas de HD compuestas por cloruros de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , la composición se describe en la sección de metodología.

Se utilizaron óxidos de metales de transición en la composición del ánodo para EO ($\text{IrO}_2\text{-RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$, Figura 11), debido a su capacidad para facilitar la oxidación de moléculas orgánicas a través de $\cdot\text{OH}$ y HOCl ; dependiendo de la composición de la solución, esta oxidación ocurre a través de las reacciones (46-48), con la competencia de $\text{M}(\cdot\text{OH})$ [142]. Este sistema facilita la degradación acelerada de compuestos orgánicos [8,34,36-38], donde M representa el material del ánodo (p. ej., $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ en este estudio).





En el proceso de EO, las reacciones anódicas (49-51) generan agentes oxidantes como $\cdot OH$ y $M(\cdot OH)$, mientras que en la reacción catódica (52) solo se produce la evolución de hidrógeno (H_2) y la generación de iones hidroxilo (HO^-). $M(\cdot OH)$ es el radical hidroxilo electrogenerado en M, y R es un contaminante orgánico en la solución [142,144]. En este caso, solo se consideran las rutas de degradación PAR, AMX y KET.



El NaCl se utiliza como electrolito en numerosos estudios electroquímicos [2,105,144], al igual que el KCl, el $MgCl_2$ y el $CaCl_2$; en algunos estudios con electrodos BDD, se ha observado que una mayor cantidad de NaCl reduce la eficiencia de degradación [142].

La Figura 26 muestra la ruta de degradación de PAR propuesta sobre el ánodo $IrO_2-RuO_2-Ta_2O_5|Ti$ en aguas residuales de HD sintéticas; la ruta se modificó a partir de la referencia [140,147], donde todo el mecanismo está mediado por radicales $\cdot OH$, estos se electrogeneraron aplicando una $i = 0.16$ A y un $E = 2.50$ V. PAR se determinó por UPLC-MS en este estudio; su señal se detectó a una longitud de onda de 243 nm con un tiempo de retención de 4.1 min (Figura 27A). Durante la degradación de PAR, se pueden producir ácidos carboxílicos, benzoquinona e hidroquinona como intermediarios (Figura 26), según la literatura [140,147,148]. Según el cromatograma (Figura 27A), después de 15 min de electrólisis, la concentración de PAR disminuyó en un 100 %. La hidroquinona es uno de los intermediarios clave producidos a través de la escisión del puente isopropilideno [147]. Posteriormente, se puede

observar el ácido carboxílico resultante de la escisión del anillo aromático. Se consideró la vía de degradación de la hidroquinona, ya que se habían detectado previamente hidroquinona y ácido carboxílico durante el tratamiento con EO [9]. Además, se han identificado once intermediarios de la degradación de PAR después del EO, incluyendo tres compuestos aromáticos, siete ácidos carboxílicos y acetamida, que se forman mediante la generación *in-situ* de radicales $\cdot\text{OH}$ [104,147,148].

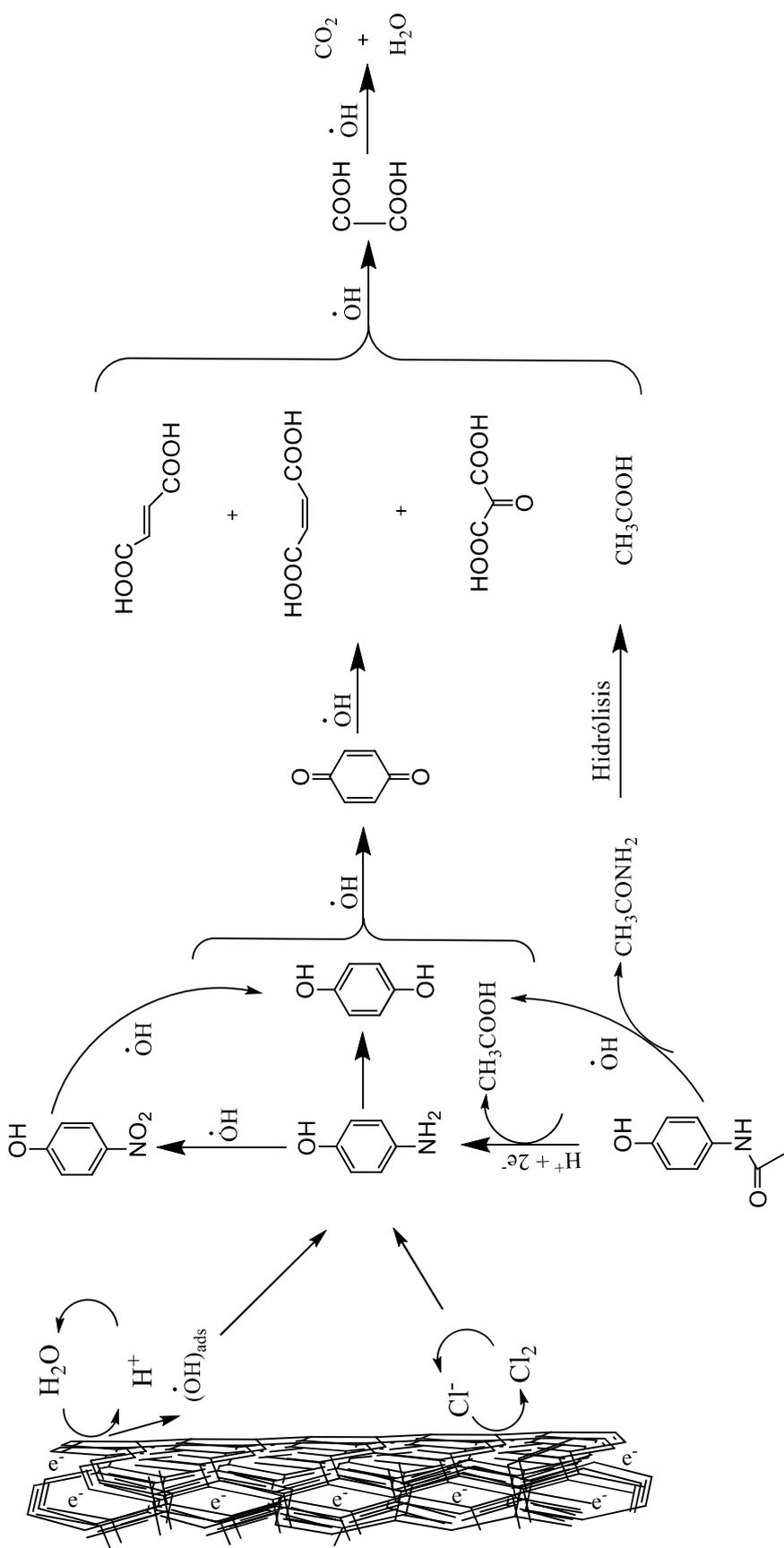


Figura 26. Ruta de degradación propuesta para PAR sobre el ánodo IrO₂-RuO₂-Ta₂O₅/Ti, $i = 0.16$ A y $E = 2.50$ V. Los intermedios de reacción se identificaron con UPLC-MS.

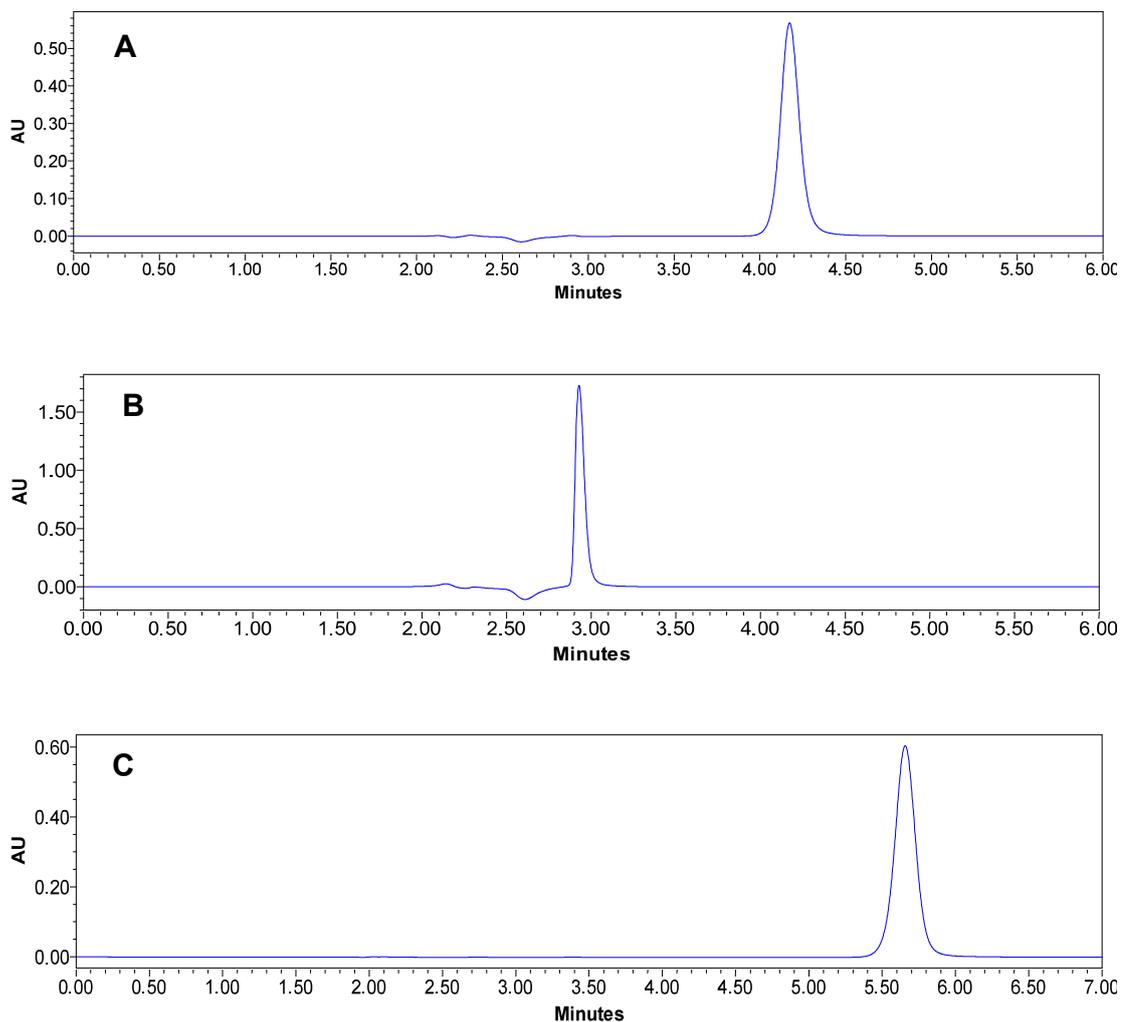


Figura 27. Cromatogramas UPLC–MS de PAR (A), AMX (B) y KET (C) antes del tratamiento con el sistema 2EC-EO.

El tratamiento de AMX con EO difirió significativamente según el electrolito utilizado (Figura 28). En este estudio, el AMX se identificó mediante UPLC–MS; su señal se detectó a una longitud de onda de 230 nm con un tiempo de retención de 2.9 min (Figura 27B). En medios clorados, la degradación del AMX se produce principalmente a través de reacciones mediadas por especies de cloro activo, como el hipoclorito (ClO^-) y el cloro molecular (Cl_2). La oxidación inicial se produce en el anillo β -lactámico y la estructura tiazólica, lo que favorece la formación de compuestos clorados intermedios [2].

Posteriormente, estos derivados sufren hidrólisis y oxidación progresiva, generando fragmentos con grupos carbonilo y carboxilo que finalmente conducen a la mineralización [131]. La cloración de los intermedios puede modificar su reactividad y persistencia en solución, lo que sugiere diferencias en el tiempo de degradación en comparación con los de otros electrolitos [149].

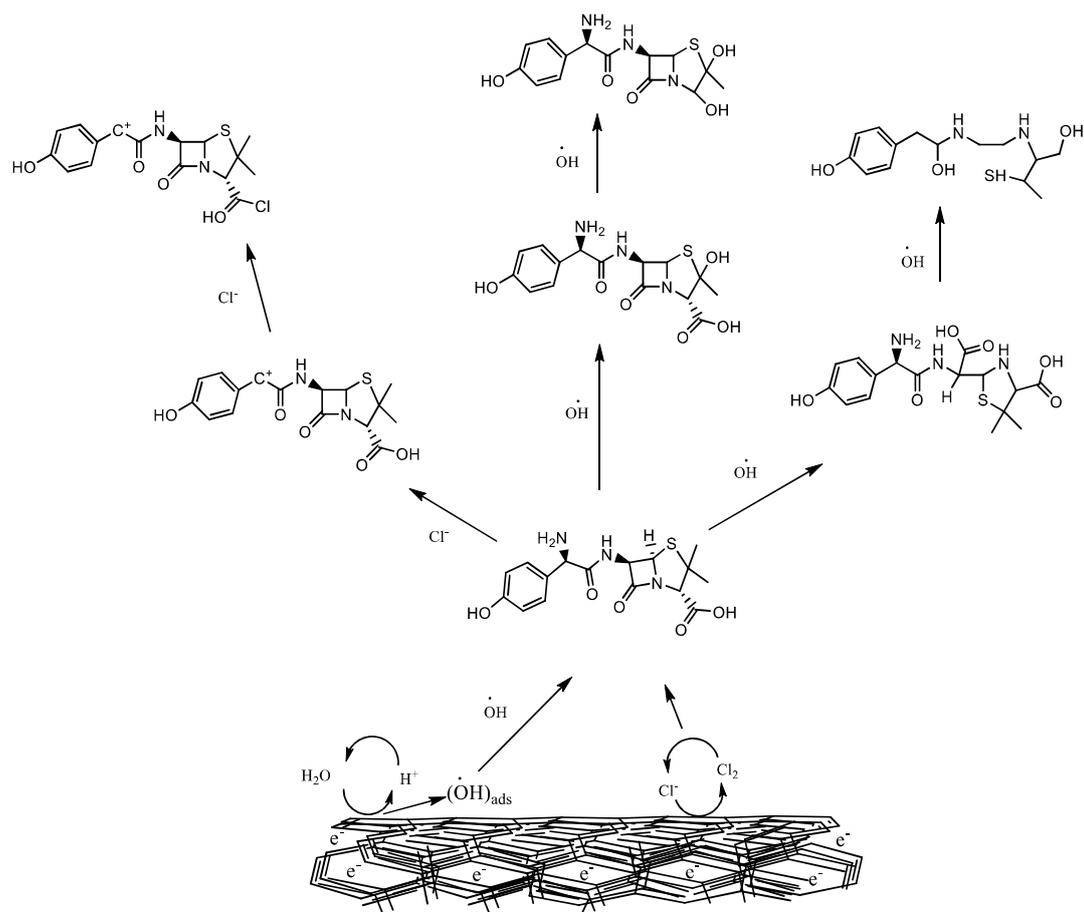


Figura 28. Ruta de degradación propuesta para AMX sobre el ánodo $\text{IrO}_2\text{-RuO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5/\text{Ti}$, $i = 0.16 \text{ A}$ y $E = 2.50 \text{ V}$. Los intermediarios de reacción se identificaron con UPLC-MS.

Las vías de degradación de KET dependen del electrolito utilizado en el sistema EO (Figura 29). KET fue identificado por UPLC-MS en este estudio; su señal fue detectada a una longitud de onda de 313 nm con un tiempo de retención de 5.6 min (Figura 27C). En medios clorados, la degradación de KET está dominada por la acción del ácido hipocloroso (HClO) y las especies

cloradas generadas en el ánodo. Inicialmente, KET sufre una oxidación primaria, que facilita la activación del anillo aromático y su posterior ataque por especies de cloro. Este proceso favorece la formación de compuestos clorados intermedios, seguido de reacciones de apertura de anillo promovidas por HClO [151]. La evolución de estos intermedios conduce a la formación de estructuras dicarboxiladas antes de su fragmentación progresiva en especies de menor peso molecular, lo que sugiere una degradación parcial antes de la mineralización completa [152-154].

Estas vías de degradación confirman que el EO es un proceso viable para la remoción de PAR, AMX y KET en solución acuosa, y que la selección del electrolito juega un papel clave en la vía de degradación predominante. Si bien la disminución en el COT y la DQO observada en las Figuras 27A y 27B, respectivamente, no solo está vinculada a la molécula sino a todos los parámetros contenidos en las aguas residuales de la matriz real, el monitoreo de la degradación de los fármacos con UHPL-MS ya no fue posible observarlos más allá de los 15 minutos de electrólisis, por lo que el COT y la DQO remanentes para alcanzar un valor aceptado por las regulaciones mexicanas actuales o las mencionadas en este trabajo es posible debido a los compuestos recalcitrantes formados durante la degradación de contaminantes, ya sea de productos farmacéuticos que no se contemplan en este estudio y que se desconoce su contenido en las aguas residuales.

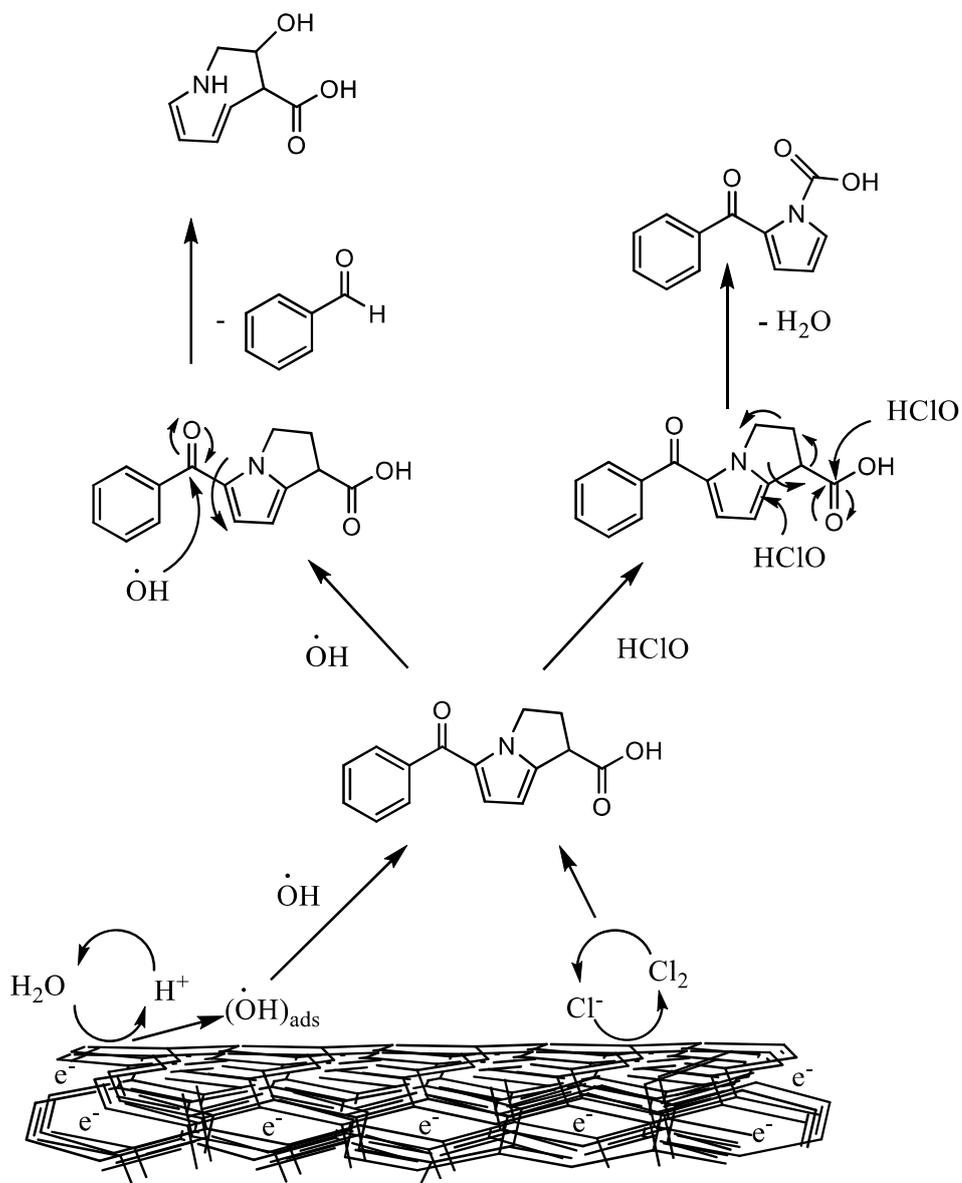


Figura 29. Ruta de degradación propuesta para KET sobre el ánodo IrO₂-RuO₂-Ta₂O₅/Ti, $i = 0.16$ A y $E = 2.50$ V. Los intermediarios de reacción se identificaron con UPLC-MS.

4.2.4 Conclusiones parciales

Las aguas residuales procedentes de HD, con y sin la adición de 30 mg·L⁻¹ de PAR, AMX y KET, fueron tratadas mediante una configuración secuencial de dos etapas de EC seguida de una EO: 2EC-EO, para lo cual, se aplicó un tiempo de electrólisis de 15 minutos por etapa, un periodo significativamente menor en comparación con tratamientos biológicos o electroquímicos previamente reportados para el tratamiento de aguas reales a nivel de laboratorio.

Los valores iniciales de los parámetros evaluados COT, DQO, SST y pH superaron los LMP establecidos por la norma NOM-001-SEMARNAT-2021, los cuales fueron comparables con los estándares internacionales definidos por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura/Organización Mundial de la Salud (FAO/OMS) para riego, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (DMA-UE), y el estándar iraní para reúso agrícola. No obstante, al finalizar el tratamiento, los valores de COT y DQO, independiente de la presencia de productos farmacéuticos, permanecieron por encima de los LMP, lo que impidió la descarga o reutilización del agua tratada.

Es así como este estudio demostró la eficiencia del sistema 2EC-EO para el tratamiento de aguas reales proveniente de HD, considerando la presencia de productos farmacéuticos, en donde se observó que los compuestos menos estables, como PAR y KET, fueron degradados con mayor eficacia en comparación con AMX, cuya estabilidad molecular dificultó su eliminación.

El análisis detallado y la discusión de los datos experimentales, junto con su comparación con la literatura, permitieron dilucidar las posibles vías de degradación de AMX, PAR y KET, resaltando la importancia del medio de degradación y las especies oxidantes electrogeneradas.

4.3 Tratamiento de aguas residuales de hemodiálisis mediante electro-coagulación y electro-oxidación a nivel piloto: modelación y simulación del sistema modular

4.3.1 Introducción

El tratamiento de HD en clínicas especializadas dentro de hospitales genera un impacto significativo en la calidad ambiental del agua debido a la descarga de aguas residuales contaminadas. Entre los principales problemas identificados se encuentran variaciones en la conductividad eléctrica, presencia de cargas bacterianas peligrosas, toxicidad por metales pesados, contenido total de cianuro, y huevos de parásitos helmintos.

Esta investigación implementó un sistema modular basado en EC y EO, evaluado a nivel de laboratorio y en un sistema piloto, para el tratamiento de aguas residuales generadas por HD. Se utilizaron muestras sintéticas y reales, obtenidas de una clínica local. Los resultados demostraron que los sistemas híbridos mejoraron diversos parámetros fisicoquímicos, logrando reducciones del 49 % en la σ , eliminación de SST en un rango de 27 % a 100 %, disminución del 49 % en la DQO, y remoción de cationes y aniones en un intervalo del 96 % al 100 %. Asimismo, se alcanzó un pH final de 8.13, cumpliendo con los estándares establecidos por las normas mexicanas correspondientes.

Con base en los resultados experimentales, se modeló el sistema de tratamiento propuesto utilizando el software GPS-X, concluyéndose que la configuración modular de EC-EO-CA es eficaz para el tratamiento de aguas residuales de HD.

4.3.2 Tratamiento del agua residual de HD y caracterización con la NOM-001-SEMARNAT-1997, NOM-002-SEMARNAT-1996, NOM-003-SEMARNAT-1997, y NOM-052-SEMARNAT-2005

El tratamiento de aguas residuales de HD, considerando efluentes sintéticos con las características descritas anteriormente, se llevó a cabo bajo las condiciones experimentales que se incluyen en la Tabla 9. La Figura 30A muestra las diferentes etapas del tratamiento de efluentes utilizando EC y EO; NT es agua sin tratar, con un pH inicial de 6.51 y $\sigma = 137.7 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; tras 15 min en el reactor EC, el pH aumentó a 6.94 y σ disminuyó a $126 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ con un $\beta = 300 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$. El agua EC se envió posteriormente a un sedimentador Lamelar, según el análisis realizado con conos Imhoff (Figura 30B), y tras 8 min de sedimentación, precipitaron 50 mL de la muestra de 200 mL utilizada para esta prueba; el tiempo de sedimentación en el sedimentador Lamelar fue menor que el tiempo necesario para la electrólisis en el reactor EC. Cabe destacar que el uso de agua sintética genera una cantidad significativa de lodos. El sobrenadante se pasó por filtros de 20, 10 y 5 μm para eliminar los sólidos remanentes tras la sedimentación. El agua filtrada se trató con EO utilizando un ánodo de $\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ (70:30), donde se llevó a cabo la oxidación de la materia orgánica según lo sugerido por las ecuaciones (49-52), cuya oxidación fue mediada por radicales activos Cl_2 e $\cdot\text{OH}$. Durante este proceso, el pH disminuyó a 6.36, σ aumentó a $154 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ y $\beta = 91.28 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$. El precipitado durante el tratamiento con EO se muestra en la Figura 30A. El volumen tratado de la solución sintética HD fue de 100 L; la eficiencia energética se calculó mediante la ecuación 24; debido a la alta salinidad del medio sintético, no fue posible realizar estudios de DQO, COT, toxicidad y DBO_5 tras las pruebas.

En el tratamiento clínico de HD, las muestras de aguas residuales de la clínica Madrid en Santiago de Querétaro, México, se trataron con las condiciones descritas en la Tabla 9, al igual que las muestras sintéticas, para validar el proceso de HD que combina CE y EO, se utilizaron 120 L de aguas residuales de origen clínico en estos experimentos. Las condiciones iniciales

fueron un pH de 6.7, similar al del agua sintética, pero $\sigma = 12.53 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ fue más de un orden de magnitud menor que el del agua sintética.

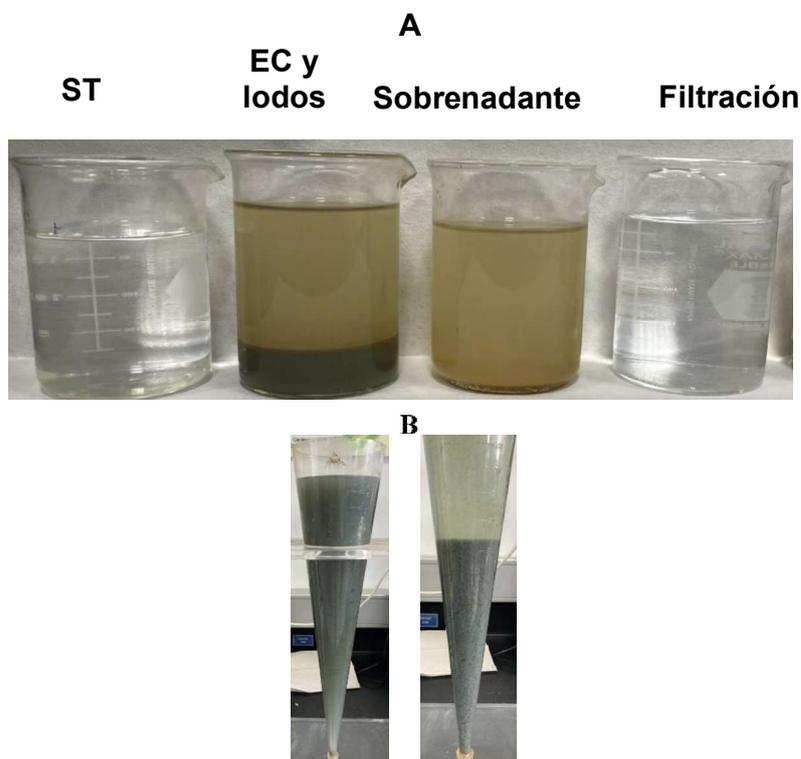


Figura 30. (A) Imágenes representativas observadas durante el tratamiento sintético de aguas residuales HD, y (B) el análisis realizado con conos Imhoff. ST = sin tratamiento.

Después del proceso de EC y 15 min de electrólisis, el pH aumentó de 6.7 a 7.11 unidades, y σ disminuyó de 12.53 a $9.84 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ con $\beta = 13.95 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$. El agua electrocoagulada se envió entonces al sedimentador Lamelar, y después de 8 min, se observó una pequeña cantidad de lodos sedimentados. En este sentido, las aguas residuales clínicas reales no producen cantidades significativas de lodos, probablemente debido a la disminución de las cargas de sal. Posteriormente, el sobrenadante pasó al sistema de filtración, pero el agua permaneció turbia; después del tratamiento con EO, el pH aumentó de 7.11 a 8.13, con una disminución en σ de 9.84 a $6.54 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Además, a nivel de laboratorio, se realizaron análisis de agua cruda con una concentración de COT de $772.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y una DQO de $2457.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Estos dos parámetros no se midieron al final del tratamiento en el laboratorio; sin embargo, las aguas residuales provenientes de HD en clínicas se enviaron a un laboratorio certificado donde se realizó la caracterización fisicoquímica de acuerdo con las NOM-001-SEMARNAT-1997 [117], NOM-002-SEMARNAT-1996 [155], y NOM-003-SEMARNAT-1997 [121]. El lodo generado después de la caracterización de la norma NOM-052-SEMARNAT-2005 se utilizó para verificar las características CRIT de la EC, es decir, sus propiedades corrosivas, reactivas, inflamables y tóxicas, o de disposición posterior [122].

La NOM-001-SEMARNAT-1997 estableció los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los recursos hídricos nacionales en México. Asimismo, la NOM-002-SEMARNAT-1996 estableció los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, y la NOM-003-SEMARNAT-1997 estableció los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reutilizan en servicios públicos. Las Tablas 13, 14 y 15 muestran los resultados obtenidos de la caracterización del efluente real obtenido durante el tratamiento con el acoplamiento de EC y EO con base en las NOM-001-SEMARNAT-1997, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997; se compararon los resultados obtenidos del acoplamiento del modelo EC-EO-CA con varios métodos existentes en la literatura.

Tabla 13. Parámetros fisicoquímicos, resultados y eficiencia (η) del tratamiento de aguas residuales de HD que involucra el acoplamiento de EC y EO utilizando la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Parámetros	Unidades	AT	DT	LMP		η (%)
				Riego agrícola	Suelo agrícola	
pH	-	NE	NE	5-10	5-10	-
T	°C	NE	NE	NA	NA	-
MF	-	NE	NE	A	A	-
BOD ₅ Total	mg·L ⁻¹	-	-	-	-	-
SS	mL·L ⁻¹	ND	ND	1	NA	-
SST	mg·L ⁻¹	26.50	19.30	150	NA	27
NT	mg·L ⁻¹	134.56	97.44	40	NA	28
FT	mg·L ⁻¹	3.05	22.92	20	NA	-
G y A	mg·L ⁻¹	ND	ND	25	25	-
CF	NMP·100 mL ⁻¹	ND	ND	-	-	-
HH	HH·L ⁻¹	<0.20	<0.20	1	1	<0.20
As	mg·L ⁻¹	ND	ND	0.20	0.20	-
Cd	mg·L ⁻¹	0.004	ND	0.20	0.05	100
Cu	mg·L ⁻¹	0.098	ND	4	4	100
Cr	mg·L ⁻¹	3.89	0.002	1	0.50	99.90
Hg	mg·L ⁻¹	0.0001	ND	0.01	0.005	100
Ni	mg·L ⁻¹	2.98	0.002	2	2	99.90
Pb	mg·L ⁻¹	ND	ND	0.50	5	ND
Zn	mg·L ⁻¹	0.34	0.003	10	10	99
CT	mg·L ⁻¹	0.002	ND	1	2	100

Tabla 14. Parámetros fisicoquímicos, resultados y eficiencia (η) del tratamiento de aguas residuales de HD que involucra el acoplamiento de EC y EO utilizando la NOM-002-SEMARNAT-1996.

Parámetros	AT	DT	LMP		η (%)
			Riego agrícola	Suelo agrícola	
pH	NE	NE	5.5-10	NA	-
T	NE	NE	40	NA	-
MF	NE	NE	A	NA	-
DBO ₅ Total	-	-	-	-	-
DQO	-	-	-	-	-
SS	ND	ND	10	Descarga	-
SST	26.50	NE	125	Descarga	100
NT	-	-	-	-	-
FT	-	-	-	-	-
G y A	ND	ND	100	Descarga	-
CF	-	-	-	-	-
HH	-	-	-	-	-
As	ND	ND	1	Descarga	-
Cd	0.003	ND	1	Descarga	-
Cu	0.094	0.003	20	Descarga	96.50
Cr	ND	ND	1	Descarga	-
Hg	ND	ND	0.02	Descarga	-
Ni	2.92	ND	8	Descarga	-
Pb	ND	ND	2	Descarga	-
Zn	0.34	0.004	9	Descarga	98.94
CT	0.002	0.001	2	Descarga	50

Tabla 15. Parámetros fisicoquímicos, resultados y eficiencia (η) del tratamiento de aguas residuales HD que involucra el acoplamiento EC y EO utilizando la NOM-003-SEMARNAT-1997.

Parámetros	AT	DT	LMP	Descarga	η (%)
pH	-	-	-	-	-
T	-	-	-	-	-
MF	NE	NE	A	-	NE
DBO ₅ Total	1512	768	30	No descarga	49
SS	-	-	-	-	-
SST	26.50	19.30	30	Descarga	27.16
NT	-	-	-	-	-
FT	-	-	-	-	-
G y A	ND	ND	15	Descarga	ND
CF	ND	ND	1000	Descarga	ND
HH	<0.20	<0.20	5	Descarga	<0.20
As	ND	ND	0.20	Descarga	100
Cd	0.003	ND	0.20	Descarga	100
Cu	0.092	ND	4	Descarga	100
Cr	3.793	ND	1	Descarga	100
Hg	ND	ND	0.01	Descarga	100
Ni	2.901	0.002	2	Descarga	99.90
Pb	ND	ND	0.50	Descarga	-
Zn	0.338	0.003	10	Descarga	99
CT	0.001	ND	2	Descarga	100

En la Tabla 16 se comparan los resultados obtenidos (eficiencias) de Gökkus *et al.* [32], quienes encontraron las mejores condiciones para reducir las concentraciones de DQO y FT mediante la optimización de los parámetros de pH, densidad de corriente y tiempo de contacto en el tratamiento de aguas residuales de una planta de esterilización de desechos médicos mediante EC, en donde el método de diseño de parámetros de Taguchi y ANOVA (Minitab) para determinar la efectividad de ciertos parámetros, demostró un porcentaje de remoción de 52.04 % de DQO y 100 % de FT.

Gökkus *et al.* [32] también aplicaron el proceso electro-Fenton (EF) al mismo efluente, estudiando la remoción de COT, NT y FT en el tratamiento de aguas residuales de una planta de esterilización de residuos médicos y determinando el cátodo de producción de H_2O_2 , vital para el proceso EF. Las condiciones experimentales empleadas incluyeron una configuración de ánodo de platino y cátodo de grafito de la celda electroquímica para la oxidación Fenton, obteniendo así una eficiencia de remoción del 46.3 % de COT, 27.7 % de NT y 63.1 % para FT con un pH inicial de 2, una corriente de 700 mA, $75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Fe^{2+} y un flujo de aire de 0.2 L^{-1} , donde se observa una disminución de estos parámetros hasta alcanzar los 450 min de electrólisis.

Cabe mencionar que las eficiencias de remoción de contaminantes presentes en aguas residuales de HD, según algunos de los parámetros aquí comparados, son superiores a los valores reportados en la literatura utilizando el sistema modular propuesto (EC-EO-CA) en este trabajo. Además, se observó que trabajar a pH ácido (5 y 2, respectivamente) favorece la remoción de contaminantes presentes en aguas residuales tanto de aguas residuales hospitalarias como proveniente de HD. Por otro lado, Jallouli *et al.* [19], llevaron a cabo el tratamiento siguiendo un tren similar al del trabajo en cuestión, quienes demostraron que el acoplamiento de los procesos EC-EO y la posterior adsorción con CA favorece la reducción de la DQO y FT hasta en un 100 % y 83 %, respectivamente, después de 100 min de electrólisis utilizando electrodos de Al para EC y electrodos de Pt para EO.

Continuando con los procesos unitarios que se utilizan en el tratamiento de aguas residuales, Mahdavi *et al.* [20] acoplaron sistemas de coagulación y ultrafiltración (C-UF) para el mismo efluente (aguas residuales HD) trabajando a pH neutro, quienes lograron una disminución del 54 % en la DQO con el acoplamiento, considerando los casos encontrados para la posible reutilización del mismo efluente. Asimismo, mediante el uso de procesos biológicos, Morales *et al.* [21] utilizaron un reactor biológico aerobio fijo (FABR) y obtuvieron muy buenos resultados. Las eficiencias de remoción de DBO_5 , DQO, SST, G y A fueron superiores al 96 %, por lo que estos parámetros se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana vigente. Cabe señalar que este tipo de tratamiento tarda hasta 90 días en alcanzar las eficiencias antes mencionadas; por lo tanto, tomar en

cuenta la cantidad de líquido generado por el tratamiento no lo hace viable ni práctico para la instalación de este proceso en las mismas instalaciones.

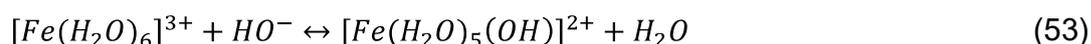
Las aguas residuales hospitalarias son una matriz compleja que contiene una amplia gama de contaminantes ambientales tóxicos; por lo tanto, Ouarda *et al.* [31] trataron aguas residuales hospitalarias con EO y observaron una eliminación de contaminantes farmacéuticos de hasta un 54 % utilizando ánodos de diamante dopado con boro (BDD). Para la mayoría de los parámetros mostrados en la Tabla 16, utilizando el sistema acoplado EC-EO-CA en este trabajo, donde el CA es carbón activado, las eficiencias obtenidas son superiores a las ya reportadas, mientras que otras son inferiores a estos valores. Sin embargo, observar el número de ciclos de electrólisis y la disposición de los electrodos en el EO hizo que nuestro sistema fuera competitivo en varios aspectos. Por otro lado, pocos trabajos realizados a nivel laboratorio o a escala se utilizan para modelar o simular los sistemas y evaluar su posible escalamiento para el tratamiento de efluentes mayores a los ya considerados en las respectivas investigaciones. GPS-X y Minitab son algunos de los paquetes de softwares más utilizados para optimizar estos procesos.

Tabla 16. Comparación de los parámetros de operación y eficiencias (η) obtenidos a nivel piloto, y los ya reportados en la literatura considerando experimentos realizados a nivel de laboratorio, así como a escala, considerando aguas residuales hospitalarias (HWW, 1) y aguas residuales provenientes de hemodiálisis (HD, 2), donde (*) = datos experimentales.

Parámetros	Este trabajo, HD	EF ¹ [10]	EC ¹ [11]	EO ¹ [33]	FABR ² [7]	EC-EO-CA ² [9]	C-UF ² [32]
Programa de modelación/simulación	GPS-X 8.0	*	Minitab 15.0	*	*	*	*
Arreglo de electrodos en EC	Fe Ti	-	Al Al	-	-	Al Al	-
Distancia Inter-electrodo en EC [=] cm	2.50	-	0.50	-	-	3	-
Tipo de ánodo en EO	IrO ₅ -Ta ₂ O ₅ Ti	Pt grafito	-	Nd BDD	-	Pt	-
pH	5	2	5	-	-	7	7
PA [=] %	100	-	-	50	-	-	-
DBO ₅ [=] %	49	-	-	-	97.54	-	-
DQO [=] %	75	-	-	-	97.61	100	54
SS [=] %	**	-	52.04	-	-	-	-
SST [=] %	100	-	-	-	97.42	-	-
NT [=] %	28	27.70	-	-	-	83	-
FT [=] %	-	63.10	100	-	-	-	-
G y A [=] %	100	-	-	-	96.29	-	-
Tiempo de electrólisis (EC y EO) [=] min	30	450	-	120 (EO)	90 días	100	-
Metales pesados y metales [=] %	100	-	-	-	-	-	-
COT [=] %	100	-	-	-	-	-	-

En cada caso, el pH observado en los tratamientos se determinó con un sistema modular considerando aguas residuales sintéticas y reales, que presentaron valores iniciales de pH muy similares (7.8). Los aumentos de pH durante la EC se debieron a la generación de hidróxidos de hierro, lo que incrementó el pH del medio. En el caso de los iones de hierro, las moléculas de agua coordinadas dependen en gran medida de la carga del catión (estado de oxidación 2+ o 3+). Por lo tanto, los complejos férricos son más ácidos que los ferrosos. Por consiguiente, la hidroxilación, es decir, la sustitución de moléculas de agua por aniones hidroxilo, ocurre a diferentes valores de pH en estos complejos. A temperatura ambiente, la hidroxilación del Fe²⁺ en agua comienza aproximadamente a 7.0, mientras que la del Fe³⁺ comienza a pH 4-5 [156].

Los complejos hidroxilados no son estables como especies monoméricas en solución; por lo tanto, se condensan por sustitución nucleófila causada por los ligandos hidroxilo. En el caso de los complejos hexa-agua ($[Fe(H_2O)_6]^{3+}$), la condensación se produce eliminando una molécula de agua y formando puentes hidroxilo (mecanismo de condensación, ecuación 53).



Las ecuaciones de la EC se muestran en las ecuaciones (42-45) [157].

A medida que aumenta el pH, estas especies hidroxiladas se transforman en especies insolubles polinucleares-amorfas con valencia cero que precipitan, causando coagulación por barrido. Generalmente, este mecanismo funciona mejor para eliminar materia orgánica coloidal y disuelta cuando la neutralización de la carga desestabiliza las partículas. Los detalles involucrados en el proceso pueden volverse muy complejos, incorporando fenómenos electrostáticos, adsorción/desorción, fuerzas estéricas e incluso efectos hidrodinámicos [158].

Considerando los mecanismos descritos en las ecuaciones (53 y (42-45)), se propone que los contaminantes presentes se desestabilizan al utilizar un electrodo de sacrificio de Fe con un contraelectrodo de malla de Ti. Si el organismo de un paciente contiene medicamentos (como AMX, vitamina C, PAR, multivitamínicos, loperamida, metamizol sódico, KET, o hidrocortisona), parte de las aguas residuales se excreta durante el tratamiento y, por lo tanto, se arrastra en el lodo. La ventaja de la EC es que elimina gran parte de la materia orgánica, incluyendo medicamentos, metales y metales pesados.

Las Tablas 13, 14 y 15 muestran que, en el caso de la DBO₅, estos parámetros no se cumplieron, ya que estaban por encima del LMP (772.5 mg·L⁻¹). Para esta investigación, la DBO₅ se eliminó mediante recirculación en la EC o al final de la EC. En el proceso de laboratorio, a diferencia de la simulación simple, los SST cumplieron con la norma desde el principio. Sin embargo, las eficiencias de eliminación de SST de las tres técnicas sugeridas fueron del 27 %, 100 % y 100 %, respectivamente (según lo sugerido por las

simulaciones). Durante el tratamiento con EO, la materia orgánica presente en el efluente, que se considera un contaminante médico emergente, se oxida por el Cl₂ activo y posteriormente por los radicales $\cdot\text{OH}$, como se ha informado previamente [114]. Se generaron compuestos organoclorados a una concentración de 0.00454 mg·L⁻¹ PECT cuando se probó empleando la NOM-052-SEMARNAT-2005, lo que podría aumentar la toxicidad para el ambiente. La concentración de huevos de Helmintos se mantuvo por debajo de 0.2 HH·L⁻¹ para este tipo de agua después del tratamiento. Otro posible problema que aumenta la toxicidad de las aguas residuales tratadas es la presencia de metales y metales pesados en el efluente. La presencia de estos contaminantes depende de la salud del paciente entrante (actividades diarias) que se está tratando. Durante la caracterización fisicoquímica encontramos que en el efluente estaban presentes cadmio, cobre, mercurio, níquel y zinc [159,160].

Tras el tratamiento con el sistema modular propuesto, se eliminaron los metales y metales pesados. Los cianuros totales incluyen cianuros orgánicos, iones de cianuro libres, complejos de cianuro y cianuro ligado a metales simples (excepto el cianuro en complejos de cobalto), los cuales se eliminaron entre un 50 y un 100 % según la normativa vigente. Dado que el proceso de HD remueve impurezas y residuos de la sangre, no se encontraron arenilla, aceites, coliformes fecales ni sólidos sedimentables. Asimismo, se realizó la caracterización fisicoquímica (CRIT) correspondiente al lodo obtenido tras la etapa de EC del proceso, según lo exige la NOM-052-SEMARNAT-2005. Tras esta caracterización, el lodo no presentó ninguna característica CRIT, tal como se observa en la Tabla 17 Parte A, los resultados generales obtenidos del análisis CRIT, donde el pH de los lodos es neutro con un valor de 7.18, no presentan corrosividad, reactividad, inflamabilidad y no son tóxicos para el ambiente debido a que los LMP de los parámetros observados en la Tabla 17 Parte B están por debajo de los valores según la NOM-052-SEMARNAT-2005. En la Tabla 17 Parte B, los resultados que consideraron dicha norma mostraron la presencia de constituyentes inorgánicos (bario lixiviable) y orgánicos semivolátiles como *m* y *p*-Cresol y Cresol (suma de isómeros). En ambos casos, los valores encontrados están por debajo del LMP establecido por la norma. Además, no se detectaron As³⁺, Cd²⁺, Hg²⁺, Ag²⁺, Pb²⁺, benceno ni clorobenceno, mientras que se observaron concentraciones de Ba y Cr en el lodo de 0.0430 y 1.5830 mg·L⁻¹, respectivamente. Cabe mencionar que no

se detectó bario en el afluente, según las Tablas 13, 14 y 15, sin embargo, el cromo fue uno de los metales pesados detectados a la entrada con un valor de 3.793 mg·L⁻¹ y a la salida de los lodos se observó una cantidad de 1.5830 mg·L⁻¹, por lo que este valor está por debajo de los LMP presentados en la Tabla 17 parte B. Bajo esta misma premisa, los cianuros totales, a la entrada, se contabilizaron en 0.001 mg·L⁻¹ y a la salida de los lodos aumentaron con un valor de 0.157 mg·L⁻¹, por lo que posiblemente en el proceso de EC (electrólisis) aumentan debido a la concentración de contaminantes en los coágulos (lodos).

Tabla 17. La Parte A corresponde a las generalidades del análisis CRIT realizado en el lodo obtenido por EC con las características que definen si el residuo es peligroso. La Parte B son los parámetros fisicoquímicos obtenidos del análisis CRIT de lodos de tratamiento de aguas residuales de HD por la EC de acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-2005.

Parte A

Parámetro	Numeral (NOM-052-SEMARNAT-2005)	Alcance	Características que definen a un residuo como peligroso	Resultados
Corrosividad	7.2.1	A	pH menor o igual a 2.0 o pH menor o igual a 12.5.	7.18
	7.2.2	A	pH menor o igual a 2.0 o pH menor o igual a 12.5.	No aplicable
	7.2.3	A	Corroe el acero a una velocidad de 6.35 mm/año o más.	No aplicable
Reactividad	7.3.1	B	Se enciende en menos de 5 minutos.	No es inflamable
	7.3.2	B	Reacciona espontáneamente y genera gases inflamables en cantidad superior a 1 L·kg ⁻¹ de residuo por hora.	No reacciona
	7.3.3	B	Genera calor.	No genera calor
	7.3.4	A	Genera más de 250 mg HCN·kg ⁻¹ .	No genera
Inflamabilidad	7.6.1	A	Genera más de 500 mg H ₂ S·kg ⁻¹ .	No genera
	7.6.2	B	Temperatura inferior a 60.5 °C.	Mayor a 60.5 °C
	7.6.3	B	Provoca incendio a 25 °C	No aplicable
	7.6.4	C	Arde a 25 °C y 101.3 kPa.	No aplicable
Toxicidad para el ambiente	7.5.1	C	Contribuye más que el aire a la combustión de otros materiales.	No aplicable
		A	Resultados mayores al LMP de la Tabla 2 de la NOM-052-SEMARNAT-2005.	Menores a los LMP

Parte B

Parámetro	Método	Unidades	Resultado	D	LMP mg·L ⁻¹ PECT	LDM mg·L ⁻¹ PECT	LPC mg·L ⁻¹ PECT
Constituyentes inorgánicos (metales)							
Arsénico lixiviable	US EPA 6010D- 2018	mg·L ⁻¹ PECT	ND	1	5.0	0.0039	0.020
Bario lixiviable	US EPA 6010D - 2018	mg·L ⁻¹ PECT	0.0430	1	100	0.002	0.020
Cadmio lixiviable	US EPA 6010D- 2018	mg·L ⁻¹ PECT	ND	1	1.0	0.002	0.020
Cromo lixiviable	US EPA 6010D- 2018	mg·L ⁻¹ PECT	1.5830	1	5.0	0.002	0.020
Mercurio lixiviable	US EPA 7470A- 1994	mg·L ⁻¹ PECT	ND	1	0.2	0.0002	0.001
Plata lixiviable	US EPA 6010D- 2018	mg·L ⁻¹ PECT	ND	1	5.0	0.002	0.020
Plomo lixiviable	US EPA 6010D- 2018	mg·L ⁻¹ PECT	ND	1	5.0	0.0027	0.020
Selenio lixiviable	US EPA 6010D- 2018	mg·L ⁻¹ PECT	ND	1	1.0	0.0061	0.020

Componentes orgánicos semivolátiles							
<i>m</i> - y <i>p</i> - Cresol	US EPA 8270E 2018	mg·L ⁻¹ PECT	0.1547	2.5	200	0.0269	0.08
Cresol (suma de isómeros)	US EPA 8270E 2018	mg·L ⁻¹ PECT	0.1547	1	200	NA	NA

4.3.3 Modelación y simulación del tren de tratamiento con el software GPS-X

El diseño y modelado de una planta real para el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD se realizó utilizando las bibliotecas completas GPS-X, que incluían información sobre carbono, nitrógeno, fósforo y pH (mantis2lib). La Figura 31 muestra que el modelo propuesto se construyó de forma similar a la planta piloto mostrada en la Figura 22. El modelo de simulación consideró un flujo de entrada de aguas residuales de HD (estados del código). El sistema incluyó las bombas predeterminadas # 1 y # 2, dosificación química (añadir metal), un clarificador secundario circular (simple1d), un filtro de membrana (empírico), dosificación de lodos predeterminada, un proceso de oxidación avanzada (predeterminado), un filtro de membrana (empírico) y descarga predeterminada; se emplearon modelos

matemáticos predeterminados para cada proceso unitario. Los parámetros de salida de la simulación incluyeron caudal, SST, SSV, DBO₅, DQO, amoníaco, nitrógeno (N), N de nitrito/nitrato, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno total (NT), fósforo-fosfato (PO₄-P), fósforo total (FT) y alcalinidad.

En el sistema modular de la planta piloto, se consideraron e incluyeron los reactores de EC y EO, como se muestra en la Figura 31. Sin embargo, el software GPS-X funcionó de forma diferente. En su lugar, la biblioteca de software considera la dosificación de productos químicos y los procesos de oxidación avanzada; se seleccionaron estos métodos para aproximarlos al proceso experimental, como se mencionó anteriormente. Los procesos empleados son complejos e involucran contaminantes en aguas residuales provenientes de HD. No obstante, el uso de modelos genéricos de GPS-X es una forma práctica de visualizar los costos operativos totales de una planta de tratamiento a escala industrial. En la Tabla C1 del Apéndice C.1., se encuentran resumidos los modelos matemáticos empleados en la modelación y simulación de la planta piloto.

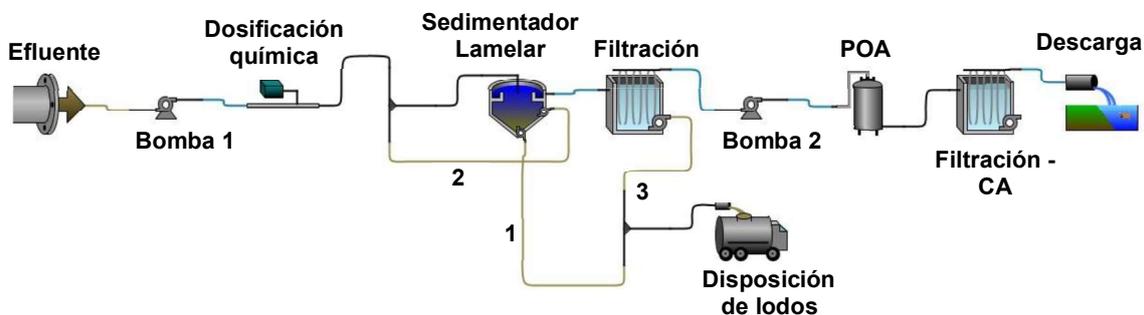


Figura 31. Propuesta y diseño una planta de tratamiento de aguas residuales proveniente de HD utilizando el software GPS-X, considerando la dosificación química en lugar de EC y procesos de oxidación avanzada (POA) en lugar de EO.

Las líneas (1) y (3) corresponden a los lodos generados por el sedimentador Lamelar y el proceso de filtración, respectivamente. La línea (2) en el flujo de la bomba que se integra con el proceso de sedimentación, conecta con el flujo del proceso de coagulación química y, a su vez, ingresa de nuevo al sedimentador Lamelar.

Los valores predeterminados de los parámetros estequiométricos y cinéticos en GPS-X se utilizaron inicialmente para la simulación del modelado de la planta de tratamiento de aguas residuales de hemodiálisis (PTARHD). Los diversos factores (parámetros del modelo), incluidos el caudal, SST, SSV, cDBO₅ soluble, cDQO₅ soluble, DQO, nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato, NKT soluble, NT, ortofosfato, FT, oxígeno disuelto, acetato, propionato, metanol, carbono orgánico soluble total, COT, alcalinidad y pH, se ajustaron a los parámetros medidos en las entradas reales (Tabla 5), y los demás parámetros se modificaron en función de las pruebas de laboratorio. Estos últimos conjuntos incluyeron los siguientes: conductividad eléctrica, coagulante de cloruro férrico que simula el coagulante que se genera *in-situ* durante la electrocoagulación, pH, SDT, SST y FT. El método de Runge-Kutta-Fehlberg proporciona la configuración de simulación numérica del sistema integrado (2), con un número inicial de pasos de integración de 50 y un tamaño máximo de paso de integración de 0.1 d. La Tabla 18 muestra los resultados obtenidos de la simulación utilizando la disposición de la Figura 30 para el agua sintética. Para estudiar este proceso, el estudio comenzó con un caudal de entrada de 2 L·min⁻¹ para coincidir con los estudios piloto. Además, se consideró que el reactor de EO tenía un caudal de 2.4 L·min⁻¹; este caudal se obtuvo en un estudio previo durante el tratamiento de aguas residuales con AMX [72].

Tabla 18. Resultados obtenidos del modelado y simulación del sistema de tratamiento de agua procedente de HD con agua sintética.

Parámetros	Unidades	Agua residual*	Descarga de agua*	Descarga de lodos**
Flujo	L.min ⁻¹	2.00	1.93	0.07
SST	mg.L ⁻¹	224.53	0.56	24724.13
SSV	mg.L ⁻¹	168.39	0.14	6436.85
DBO ₅	mg.L ⁻¹	221.76	58.19	4920.37
DQO	mg.L ⁻¹	430.00	81.24	10905.56
Amoníaco - N	mgN.L ⁻¹	25.00	25.00	25.00
Nitrito - N	mgN.L ⁻¹	-	-	-
Nitrato - N	mg.L ⁻¹	-	-	-
TKN	mgN.L ⁻¹	40.00	25.01	497.93
NT	mgN.L ⁻¹	40.00	25.01	497.93
PO ₄ -P Soluble	mgP.L ⁻¹	8.00	8.00	8.00
PT	mgP.L ⁻¹	10.00	8.00	72.14
Alcalinidad Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	0.00	5.25	5.25
pH	-	5.00	7.00	7.00

Los datos iniciales de los parámetros del modelo se obtuvieron experimentalmente en laboratorio o durante la caracterización de la planta piloto con el volumen de agua de descarga del tratamiento de agua sintética, eliminando el 99 % de los SST y SSV. En la simulación se observaron varios parámetros que no se pudieron medir en laboratorio ni en el piloto para el agua sintética proveniente de HD, como la DBO₅ y la DQO. Como se muestra en la Tabla 19, estos valores disminuyeron considerablemente, obteniendo eficiencias del 74 % y el 81 %, respectivamente, considerando el agua real. Además, el pH a la salida aumentó a 7, por lo que no fue necesario considerar un postratamiento con reactivos químicos para la neutralización. Esta comparación es favorable para el tratamiento realizado en el piloto (fue similar al obtenido experimentalmente).

Tabla 19. Resultados obtenidos del modelado y simulación del sistema de tratamiento de agua proveniente de HD con agua real, donde (-) = datos no mostrados.

Parámetro	Unidades	Agua residual	Descarga de agua	Descarga de lodos
Flujo	L·min ⁻¹	2.00	1.90	0.10
SST	mg·L ⁻¹	1082.95	1.38	32955.92
SSV	mg·L ⁻¹	1007.15	0.91	21759.24
cDBO ₅	mg·L ⁻¹	1267.28	468.78	16378.56
DQO	mg·L ⁻¹	2457.20	714.29	35860.24
DQO Soluble	mg·L ⁻¹	842.82	-	-
N - Amoniacal	mgN·L ⁻¹	25.00	25.00	24.90
N - Nitrito	mgN·L ⁻¹	-	-	-
N - Nitrato	mgN·L ⁻¹	-	-	-
NTK	mgN·L ⁻¹	134.56	26.30	2215.28
NT	mgN·L ⁻¹	134.56	26.30	2215.28
PO ₄ -P Soluble	mgP·L ⁻¹	1.50	1.50	1.50
PT	mgP·L ⁻¹	3.00	1.50	31.78
Alcalinidad Total	mgCaCO ₃ ·L ⁻¹	0.74	1.27	1.27
pH	-	6.70	7.00	7.00

En cuanto a la descarga de lodos, se observó un caudal menor. Cabe destacar que, durante este proceso, el desgaste del electrodo de sacrificio (SS-604) durante el proceso de electrolisis (EC) contribuyó a desestabilizar los contaminantes presentes, promoviendo su eliminación mediante la formación de coágulos, provenientes de los flóculos que se formaban en el cátodo. Por esta razón, la concentración de SST observada en la descarga de lodos fue mayor. La descarga de agua tratada contiene sólidos de menor tamaño, por lo que la reutilización directa del efluente podría ser posible, ya que cualquier contaminante aguas abajo se reduce significativamente o se elimina.

A la salida, tanto el agua tratada como el lodo vertido presentaron un pH neutro, lo cual representa una ventaja, ya que no se necesitarán reactivos para cumplir con los requisitos de pH del vertido. La cantidad de PO₂-P soluble y fósforo total en el lodo vertido fue mayor que en el agua tratada. Este comportamiento podría indicar que el lodo puede utilizarse como fertilizante o mejorador del suelo con nutrientes beneficiosos, lo cual también se observó al

tratar las aguas residuales de origen clínico con el sistema modular. Sin embargo, la cantidad de fósforo en el medio de vertido aumentó con respecto a la cantidad inicial de fósforo en las aguas residuales. El agua de dializado utiliza compuestos de fósforo, y al pasar por los reactores de EC y EO, estas moléculas se descomponen, creando fosfatos cuyo contenido aumenta tras el tratamiento. La concentración de nitrógeno amoniacal se mantiene prácticamente constante a la entrada del efluente y en las dos salidas, sin observar nitratos ni nitritos en la entrada. Al igual que el nitrógeno amoniacal, el NTK y NT permanecen constantes, lo que sugiere que los datos deben ser refinados en el simulador, ya que algunos de ellos corresponden aproximadamente a los obtenidos a nivel práctico.

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales clínicas provenientes de HD fueron similares a los observados en el tratamiento del sistema modular, como se muestra en la Tabla 5. El caudal de entrada se mantuvo constante con las mismas conexiones, y operaciones unitarias que el sistema general. Es importante comentar que, el caudal de salida de lodos es menor cuando se utilizan aguas residuales sintéticas para la simulación. Los SST y SSV en la entrada fueron 1082.95 y 1007.15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente; estas mismas disminuciones de parámetros se observaron en la salida de agua tratada, con el modelado y la simulación sugiriendo una eliminación del 99.9%. Además, durante estas pruebas se observó que hubo un aumento significativo en la salida de lodos debido a la acumulación de sólidos de los contaminantes realizada por coagulación/floculación. A la entrada, los NTK y los NT se relacionan precisamente con los encontrados en el agua de descarga, con una disminución del 80.5%.

Al igual que en la simulación de aguas residuales sintéticas provenientes de HD, las unidades de pH observadas en esta sección se mantuvieron neutras; algo similar se observó al tratar efluentes reales de pacientes de hemodiálisis. El pH ácido inicial ayuda a liberar algunos iones/átomos de la superficie del electrodo en el sistema EC y, por lo tanto, ayuda a desestabilizar los contaminantes. Este proceso también ayudó a la formación de hidróxidos de Fe(II) y Fe(III), ya que se observó que el agua electrocoagulada contenía lodos de color verdoso al final de este proceso. Posteriormente, el Fe(II) sufre una oxidación a Fe(III), lo que hace que los lodos adquieran un color rojizo. Uno de los objetivos de esta investigación fue reutilizar el agua tratada en las

mismas instalaciones, ya sea una planta piloto (sistema electroquímico) como la propuesta en esta investigación o un sistema más pequeño que se pueda instalar, evitando así el vertido del agua residual procedente de HD directamente a la red de alcantarillado urbano.

Como se mencionó anteriormente, las aguas residuales provenientes de HD pueden tener un impacto negativo significativo en el ambiente debido a su alta salinidad, turbidez y DQO, así como el riesgo resultante de esta descarga a los cuerpos de agua sigue siendo poco explorado; sin embargo, la descarga directa en los ecosistemas acuáticos sigue siendo un área importante de preocupación debido al impacto potencialmente ecotóxico en la biota acuática receptora; por ello, se necesita una descarga cero de fluidos, aunque este concepto es poco común en HD. Sin embargo, se pueden utilizar diferentes métodos para lograr una descarga cero, pero es necesario determinar las condiciones que favorezcan esta propuesta. Para ello, existe una amplia gama de usos potenciales para el agua rechazada y el agua tratada proveniente de HD en entornos hospitalarios, donde esta última debe cumplir con los valores establecidos en la normatividad mexicana vigente (NOM-001-SEMARNAT-2021). De esta manera, las oportunidades de reutilización incluyen la descarga del inodoro, la limpieza del jardín, el enfriamiento del agua para esterilizadores y la ebullición [16]. Por otra parte, como se observa en los análisis realizados a los lodos, al no presentar características CRIT (NOM-052-SEMARNAT-2005), se propone que estos materiales sean utilizados como mejoradores de suelos por su conductividad eléctrica y parámetros como se muestra en la Tabla 17.

Por otro lado, de lo observado y de los resultados obtenidos, Model Developer es una herramienta que permite a los usuarios de GPS-X crear y editar sus propios modelos. Este desarrollo utiliza el formato de matriz de modelos para su especificación, empleando el formato estándar reportado en la literatura sobre modelado de aguas residuales. El modelo utilizado en la simulación del sistema en este estudio fue la Biblioteca Integral de Modelos Bioquímicos de Planta Completa Mantis2. El modelo Mantis2 en GPS-X es un modelo bioquímico integral de planta completa que permite a los usuarios analizar diferentes configuraciones de plantas de tratamiento de aguas residuales para la eliminación biológica de DBO, nitrógeno y fósforo, la recuperación de recursos (biogás, estruvita) y el tratamiento de aguas

residuales mediante el proceso de desamonificación. Las principales características del modelo incluyen [161]:

- ❖ Un único conjunto de variables de estado para los procesos líquido (lodos activados) y sólido (digestión anaeróbica).
- ❖ Procesos de nitrificación y desnitrificación en dos etapas.
- ❖ Desnitrificación metilotrófica en un sustrato externo como el metanol.
- ❖ El proceso ANAMMOX (oxidación anaeróbica de amonio).
- ❖ Precipitación de Al, Fe, Ca, Mg y PO_4 en las corrientes líquidas y de lodos.
- ❖ Estimación del pH tanto en las corrientes líquidas como sólidas.
- ❖ Balance de masa elemental para DQO, C, N y P, y otros componentes inorgánicos, como Ca, Mg y K.

El modelo utiliza un conjunto de 48 variables de estado (21 solubles + 27 particuladas) y 56 reacciones biológicas, químicas y físicas. Las ecuaciones algebraicas para estimar el pH y la alcalinidad están implementadas en el modelo. También se incluyen las reacciones de precipitación química para la precipitación de $CaCO_3$, $MgHP_3$, $CaPO_3$, $AlPO_3$, $FePO_3$ y estruvita.

4.3.4 Conclusiones parciales

El sistema modular de EC seguido de la EO demostró una alta eficiencia en el tratamiento piloto de aguas residuales procedentes de HD, tanto sintéticas como clínicas (100 L de cada una), según los valores de remoción obtenidos al final del proceso. La modelación del sistema de tratamiento y su simulación con el software GPS-X mostraron una concordancia significativa con los resultados experimentales obtenidos en pruebas piloto a escala laboratorio. Los modelos se ajustaron utilizando los parámetros del sistema piloto, y observaron que los resultados de simulación fueron prácticamente equivalentes para ambos tipos de aguas residuales analizadas.

A partir de la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales clínicas, comparada con los LMP establecidos en las normas NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997, se identificó una disminución de la conductividad eléctrica y una baja generación de lodos. Además, se logró la eliminación de metales, metales pesados, cianuros totales, SST y SSV. Sin embargo, la concentración de DBO₅ excedió los LMP, lo que impide la reutilización del agua tratada en las instalaciones. Para mitigar este problema, se está evaluando una segunda etapa de EC y la filtración con carbón activado posteriormente a la EO como alternativas complementarias. Por otro lado, la caracterización CRIT de los lodos generados, basada en la NOM-052-SEMARNAT-2005, no reveló problemas que impidan su aprovechamiento, lo que sugiere su posible uso como acondicionador de suelos.

La aplicación del sistema EC-EO, modelado con GPS-X, demostró su utilidad en el diseño y simulación de plantas de tratamiento a escala. No obstante, para mejorar la precisión en la simulación, será fundamental optimizar los modelos contenidos en GPS-X si se integran procesos electroquímicos dentro del simulador.

Con los resultados obtenidos en este estudio, el siguiente paso de la investigación consiste en evaluar la viabilidad de implementar el sistema EC-EO-CA en una clínica que ofrece sus servicios de HD, con el objetivo de reutilizar el agua tratada en servicios internos y aprovechar los lodos en el crecimiento de plantas dentro de las mismas instalaciones.

4.4 Valorización de aguas residuales provenientes de la HD y lodos generados con el sistema 2EC-EO-CA

4.4.1 Introducción

En esta sección, se presenta el tratamiento de aguas residuales generadas por HD en una clínica mediante el proceso de oxidación avanzada, basado en una configuración secuencial de 2EC-EO-CA. El proceso se implementó directamente en la Clínica Madrid, Querétaro.

La versatilidad de los procesos electroquímicas permitió alcanzar una eficiencia superior al 70%, considerando los parámetros y LMP establecidos por la norma mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, la cual regula la calidad de las aguas residuales tratadas para su reutilización en servicios públicos. Asimismo, los valores obtenidos fueron comparados con estándares internacionales como los de la FAO/OMS para agua de riego y la normativa de Estados Unidos para el riego municipal. En términos de remoción de contaminantes, el sistema logró reducciones de hasta un 71.25% de la DQO, 72.56% en el COT, 0.26% en la conductividad eléctrica, 17.93% en la DBO, 3.35% en los SDT, y 98.75% en los SST, entre otros.

Además, se evaluó la viabilidad de reutilización de los lodos generados tras el proceso 2EC-EO-CA, correspondientes a un volumen de aguas residuales proveniente de HD de 450 L. La caracterización de estos lodos se llevó a cabo siguiendo los criterios de las normas NOM-004-SEMARNAT-2002, NOM-052-SEMARNAT-2005 y NOM-053-SEMARNAT-1993, comparando los resultados con normativas de Estados Unidos, Brasil y Colombia. En este estudio, se comprobó que el lodo no presenta

características CRIT, lo que lo convierte en un material adecuado para su reutilización en actividades antropogénicas y ambientales.

Como parte de esta investigación, además de tratar el agua residual proveniente de HD con el sistema 2EC-EO-CA, se evaluó la aplicación del lodo obtenido (1.05 g) en la germinación de semillas de soya (LHD - Lodos de hemodiálisis), comparando los resultados con otros sustratos de suelo control.

4.4.2 Valorización de aguas residuales provenientes de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA

Las aguas residuales provenientes de HD de la Clínica Madrid (Querétaro, México) se trataron mediante el proceso de oxidación avanzada basado en 2EC-EO-CA a nivel piloto (Figura 23). El prototipo cuenta con un tanque de almacenamiento de agua residual proveniente de HD de 450 L (ST1), un tanque de almacenamiento de agua electrocoagulada de 450 L (ST2), un tanque de sedimentación de 200 L (clarificador Lamelar) (Figura 23F), un tanque de almacenamiento de sobrenadante (ST3), un reactor para EO (Figura 23K), un filtro de CA (Figura 23N), una fuente de alimentación para el reactor para EC (Figura 23E), una bomba de alimentación de 1 GPM para el reactor para EC (Figura 23C), una bomba de alimentación de 1 GPM para el reactor para EO (Figura 23G), un reactor para EC (Figura 23D), filtración por membrana de 20 μm (Figura 23H), 10 μm (Figura 23I) y 1 μm (Figura 23J), y una fuente de alimentación para el reactor para EO (Figura 23L). Además, el tratamiento de agua residual proveniente de HD requiere agua de OI (Figura 23A), de la cual un porcentaje entra directamente a la máquina HD (Figura 23B). Por lo tanto, el tratamiento comienza con los componentes del prototipo mencionados en el texto anterior.

El tratamiento 2EC-EO-CA comenzó con la recolección de aguas residuales de una de las máquinas para HD de la Clínica Madrid, la cual tenía un caudal de $500 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. Una vez llenado el tanque de almacenamiento (ST1), se encendió la bomba para alimentar el reactor para EC de 15 L a un caudal de $2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Posteriormente, se llenó el reactor para EC, se apagó la

bomba y se encendió el rectificador a un potencial constante de 3.0 V. Las aguas residuales de la máquina para HD se dejaron electrocoagular con un tiempo de electrólisis de 15 minutos para la primera etapa. Una vez transcurrido el tiempo de electrólisis, se encendió la bomba para mover el líquido interno del reactor para EC y transferirlo al tanque de almacenamiento de agua electrocoagulada (ST2). Los pasos anteriores se siguieron hasta que aproximadamente 450 L de agua electrocoagulada estuvieron disponibles en el tanque de agua electrocoagulada (ST2). Para la segunda etapa del EC, se realizó nuevamente el EC del agua almacenada en el tanque de agua electrocoagulada (ST2), encendiendo la bomba y llenando el reactor para EC con los primeros 15 L de agua residual tratada con la primera etapa de EC, se apagó la bomba, con un tiempo de electrólisis de 15 minutos. Una vez transcurrida la EC de los primeros 15 L, se encendió nuevamente la bomba para trasladar el agua tratada de la segunda etapa del EC al tanque de sedimentación (clarificador Lamelar); este proceso se repitió hasta que el tanque de sedimentación estuvo a la mitad de su capacidad para enviar el agua clarificada al tanque de almacenamiento de agua clarificada (ST3); cabe mencionar que el tiempo de sedimentación ocurre a los 8 minutos, por lo que los lodos generados en el EC se pueden retirar con la ayuda de una válvula inferior del tanque de sedimentación. Cuando se obtuvo aproximadamente la mitad del volumen del tanque de almacenamiento de agua clarificada, se encendió la bomba para pasar primero por los filtros de membrana de 20 μm , 10 μm y 1 μm , y de ahí, fue al reactor para EO hasta llenarse a 15 L; cuando el reactor para EO estuvo lleno, se apagó la bomba B-200 y se encendió la fuente de alimentación a un potencial de 3.0 V. El tiempo de electrólisis en el reactor fue de 15 minutos por cada 15 L. Una vez finalizado el tratamiento de los primeros 15 L de aguas residuales de HD, se encendió la bomba para desplazar el líquido del reactor para EO, y el agua tratada pasó por el filtro de CA.

Los resultados obtenidos de esta prueba se pueden ver en la Tabla 20, donde se presentan todos los resultados del análisis fisicoquímico de los parámetros seguidos durante el tratamiento 2EC-EO-CA. Este análisis se realizó en el AR, de las aguas residuales provenientes de HD AT, el proceso de EC, el proceso de EO y después del tratamiento mediante CA; por lo tanto, se consideraron los valores obtenidos y se compararon con los LMP de la NOM-003-SEMARNAT-1997 y con las regulaciones internacionales de la

FAO/OMS [162,163]. Además, la misma tabla también muestra la η de forma global. Estos valores de parámetros, según las normas internacionales (regulaciones de la FAO/OMS y de EE. UU.), corresponden a la reutilización de agua tratada para riego. En general, considerando la normativa mexicana o internacional para el tratamiento y la reutilización de este recurso hídrico, es importante destacar algunos beneficios de la reutilización de aguas residuales tratadas [162,163]:

- ❖ Contribuye a la conservación de los ecosistemas acuáticos.
- ❖ Ayuda a prevenir la sobreexplotación de los recursos hídricos naturales.
- ❖ Minimiza la contaminación y protege la calidad del agua.
- ❖ Reduce los costos operativos relacionados con el suministro de agua.
- ❖ Crea la oportunidad para desarrollar tecnologías innovadoras.

AR de la OI presentó todos los parámetros por debajo del LMP considerado en la NOM-003-SEMARNAT-1997; por esta razón, se considera agua limpia, y la Clínica Madrid la está valorizando, reutilizándola en el sector de servicios de la misma Clínica, como el uso en sanitarios y riego de jardines. Por otro lado, el agua residual proveniente de HD presentó una DQO ($1783.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), DBO₅ ($419.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), COT ($550.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y SST ($161 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), que se encuentran por encima del LMP y no es posible descargarlos ni reutilizarlos en las mismas instalaciones; además, presenta un pH ácido (6.2) con una σ de $11.73 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, y contiene metales pesados, esto último manteniéndose por debajo del LMP, a diferencia del tratamiento previo ya reportado [3], donde estos metales pesados se mantuvieron por encima del LMP antes de recibir tratamiento alguno. En consecuencia, el agua AT se sometió al tratamiento 2EC-EO-CA, donde el proceso de EC mostró cambios en los parámetros iniciales de AT: el pH se neutralizó (7.95) sin necesidad de añadir reactivos que lo provocaran en el agua inicial; esto fue posible a los hidróxidos formados durante el tratamiento de EC [3]. El COT y la DQO después del EC disminuyeron un 90.95 % y un 54.36 %, respectivamente. Además, la σ aumentó debido al desgaste del ánodo de sacrificio, lo que incrementó las especies solubles en el medio [2,3]. Respecto a los SST, estos se incrementaron debido a los contaminantes, los cuales, por desestabilización

de cargas eléctricas ocasionada por el tratamiento, formaron coágulos y flóculos que ocasionaron un incremento en la determinación de los SST, como se reportó anteriormente [2,3]. Debido a la naturaleza del agua y al tratamiento, también se obtuvieron la dureza total ($250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitratos ($50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitritos ($10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), cloro total ($0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), alcalinidad total ($180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), carbonato ($120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y compuestos de amonio cuaternario (QUAT/QAC, $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Si bien cada paciente es único y los tratamientos (producción de concentrado, duración de la sesión, insumos, etc.) no pueden estandarizarse, estos parámetros confirman que el agua es muy valiosa y atractiva para su uso en riego, debido a algunos micronutrientes que se observan en la dureza y alcalinidad totales, así como en los nitratos y nitritos. Asimismo, esta cantidad de cloro presente puede favorecer el proceso posterior a la electrogeneración de cloro, que, como se ha observado [2,3], puede estar mediada por el cloro residual, y los radicales $\cdot\text{OH}$ [2].

En el proceso de EO, se observó una disminución de la DQO y el COT de hasta un 6.92 % y un 15.53 %, respectivamente, así como una disminución significativa de los SST de hasta un 95.03 %, debido a que, al pasar de un reactor a otro, el agua electrocoagulada pasa por un sedimentador Lamelar en el que precipita el lodo generado y el sobrenadante pasa por filtros de 20, 10 y 1 μm . Los SST disminuyeron ligeramente de la EC a la EO, ya que, durante el proceso de EO, los contaminantes restantes en el efluente se destruyen o transforman debido a oxidantes electrogenerados, como los radicales $\cdot\text{OH}$ y el cloro residual [2]. Al final del tratamiento, al pasar por filtración de CA, la eficiencia de remoción global de todo el sistema fue de 71.25 % DQO, 72.56 % COT, 0.26 % σ , 17.93 % DBO_5 , 3.35 % SDT, 98.75 % SST, 50 % dureza total, 50 % QUAT/QUA, 50 % alcalinidad total y 50 % carbonatos. En comparación con otros sistemas electroquímicos y biológicos, estos valores de remoción obtenidos en este trabajo proporcionan la guía para una mayor exploración y mejora del prototipo. Para metales pesados, aunque todos estuvieron por debajo del LMP de la NOM-003-SEMARNAT-1997, el níquel fue el que tuvo un aumento debido al uso del ánodo de sacrificio de hierro que lo contiene, lo cual se ha reportado previamente [2,3].

Tabla 20. Análisis fisicoquímico de AR, AT, 2EC, EO y AC; considerando los valores obtenidos y comparándolos con el LMP de la NOM-003-SEMARNAT-1997 y la eficiencia del proceso (η). Promedio mensual; **Grupo expuesto; ***Municipal, consumidores, público, y ***Municipal.

Parámetros	Unidades	AR	AT	2EC	EO	AC	NOM-003-SEMARNAT-1997 (LMP) [14] *	FAO/WHO estándar** [22,23]	U.S. estándar*** [24]	η (%)
pH	-	7.82	6.20	7.95	7.19	7.52	NI	Descarga	-	-
σ	mS.cm ⁻¹	0.76	11.73	11.94	11.70	11.47	NI	-	7.3-7.7	0.26
COT	mg.L ⁻¹	ND	550.45	214.93	181.54	151.00	NI	-	2.520	72.56
DQO	mg.L ⁻¹	18.00	1783.33	814.00	757.67	512.67	NI	No descarga	-	71.25
DBO	mg.L ⁻¹	ND	419.40	-	-	344.19	30.00	No descarga	5-45	110-400
SDT	mg.L ⁻¹	437	5.97	5.95	5.83	5.77	NI	Descarga	<450	250-850
SST	mg.L ⁻¹	4	161.00	1067.00	8.00	2.00	30.00	Descarga	-	98.75
Dureza total	mg.L ⁻¹	0	50.00	250.00	120.00	25.00	NI	-	-	50.00
Cloro libre	mg.L ⁻¹	0	-	-	-	-	NI	-	-	-
Nitrato	mg.L ⁻¹	0	-	50.00	50.00	10.00	NI	-	-	-
Nitrato	mg.L ⁻¹	0	-	10.00	10.00	1.00	NI	-	-	-
MPS	mg.L ⁻¹	0	-	-	-	-	NI	-	-	-
Cloro Total	mg.L ⁻¹	0	0.50	0.50	3.00	0.50	NI	-	-	-
Fluoruro	mg.L ⁻¹	0	-	-	-	-	NI	-	-	-
Ácido cianúrico	mg.L ⁻¹	0	-	-	-	-	NI	-	-	-
Dióxido de cloro	mg.L ⁻¹	0	-	-	25.00	-	NI	-	-	-
QUAT/QAC	mg.L ⁻¹	0	10.00	20.00	20.00	5.00	NI	-	-	50.00
Alcalinidad Total	mg.L ⁻¹	0	80.00	180.00	120.00	40.00	NI	-	-	50.00
Carbonato	mg.L ⁻¹	0	80.00	120.00	120.00	40.00	NI	-	-	50.00
T	°C	25.00	-	-	-	-	NI	-	-	-
MF	mg.L ⁻¹	-	Ausente	-	-	Ausente	NI	Descarga	-	-
NT	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	NI	-	-	-
FT	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	NI	-	0-2	-
CF	NMP -100mL ⁻¹	-	-	-	-	-	1000.00	-	≤103	-
HH	HH L ⁻¹	-	<1.00	-	-	<1.00	5.00	Descarga	-	-
G y A	mg.L ⁻¹	-	<5.07	-	-	<5.07	NI	-	-	-
As	mg.L ⁻¹	-	0	-	-	0	0.20	Descarga	-	-
Cd	mg.L ⁻¹	-	<0.08	-	-	<0.08	0.20	Descarga	-	-
Cu	mg.L ⁻¹	-	<0.05	-	-	<0.05	4.00	Descarga	-	-
Cr	mg.L ⁻¹	-	<0.11	-	-	<0.11	1.00	Descarga	-	-
Hg	mg.L ⁻¹	-	0	-	-	0	0.01	Descarga	-	-
Ni	mg.L ⁻¹	-	0.14	-	-	1.35	2.00	Descarga	-	-
Pb	mg.L ⁻¹	-	<0.15	-	-	<0.15	0.50	Descarga	-	-
Zn	mg.L ⁻¹	-	<0.07	-	-	<0.07	10.00	Descarga	-	-

4.4.3 Valorización de los lodos generados en el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD mediante el sistema 2EC-EO-CA

Durante el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD realizado en la Clínica Madrid con el sistema 2EC-EO-CA, se generaron lodos en el proceso de EC debido a la desestabilización de los contaminantes presentes en los átomos electrogenerados por el ánodo de sacrificio de hierro. Por ello, se analizó una muestra de lodos obtenida en el tanque de sedimentación Lamelar durante el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD con el sistema 2EC-EO-CA. Los análisis correspondientes de estos lodos se centran en determinar sus características de corrosividad, reactividad, inflamabilidad y toxicidad ambiental (CRIT) mediante los procedimientos y parámetros contemplados en la NOM-052-SEMARNAT-2005 y la NOM-053-SEMARNAT-1993.

Los resultados de las pruebas realizadas y su comparación con el LMP establecido por la NOM-052-SEMARNAT-2005 se resumen en la Tabla 21, en donde el pH del lodo era de 9.1 y no supera los 12.5. Por lo tanto, el lodo obtenido no era corrosivo, no reaccionó espontáneamente, no se inflamaba ni generaba calor, y no era tóxico para el ambiente. En general, el lodo no presentaba características CRIT.

Tabla 21. Resumen de los resultados del análisis realizado a una muestra de lodos obtenidos del tratamiento de aguas residuales de la Clínica Madrid, comparado con la NOM-052-SEMARNAT-2005, donde A = disposición metodológica oficial y límite máximo permisible numérico, B = disposición metodológica propia y límite máximo permisible cualitativo, y C = declaración con base en información proporcionada por el generador y/o la naturaleza del residuo.

Parámetro	Numeral (NOM-052-SEMARNAT-2005)	Alcance	Características que definen a un residuo como peligroso	Resultado
Corrosividad	7.2.1	A	pH menor o igual a 2 o pH menor o igual 12.5	9.1
	7.2.2	A	pH menor o igual a 2 o pH menor o igual a 12.5	No aplicable
	7.2.3	A	Corroe el acero a una velocidad de 6.33 mmyr ⁻¹ o más.	No aplicable
Reactividad	7.3.1	B	Se enciende en menos de 5 minutos.	No es inflamable
	7.3.2	B	Reacciona espontáneamente y genera gases inflamables en cantidad superior a 1 LKg ⁻¹ de residuo por hora.	No reacciona
	7.3.3	B	Genera calor	No genera calor
	7.3.4	A	Genera más de 250 mg HCN Kg ⁻¹	No genera calor
	7.3.4	A	Genera más de 500 mg H ₂ S Kg ⁻¹	No genera calor
	7.6.1	A	Temperatura inferior 60.5°C	Mayor a 60.5°C
Inflamabilidad	7.6.2	B	Provoca incendio a 25°C	No aplicable
	7.6.3	C	Arde a 25°C y 101.3 kPa	No aplicable
	7.6.4	C	Contribuye más que el aire a la combustión de otros materiales	No aplicable
	7.5.1	A	Resultados mayores al LMP de la Tabla 2 de la NOM-052-SEMARNAT-2005.	Menores a los LMPs

Bajo esta misma premisa y siguiendo las normas antes mencionadas, la Tabla 22 resume los resultados obtenidos de la detección y cuantificación de metales lixiviables como bario, cromo, plata y plomo, de los cuales se observó una pequeña cantidad que permanece por debajo del LMP, mientras que arsénico, cadmio, mercurio, y selenio no se detectaron (ND) en la muestra de lodo, mediante la NOM-053-SEMARNAT-1997. Asimismo, también se afirma que el lodo no tiene compuestos bencénicos y mucho menos clorobenceno que es tóxico para la biota acuática receptora y al contacto humano, por lo que es seguro manipularlo y poder proponer su uso, lo cual se discutirá más adelante.

Tabla 22. Resumen de los resultados del análisis realizado a una muestra de lodos del tratamiento de aguas residuales provenientes de HD de la Clínica Madrid, comparado con la NOM-053-SEMARNAT-1997.

Parámetro	Unidades	Resultados	LMP (mg.L ⁻¹ PECT)
Componentes inorgánicos (metales)			
Arsénico lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	ND	5.00
Bario lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	0.974	100.00
Cadmio lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	ND	1.00
Cromo lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	0.812	5.00
Mercurio lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	ND	2.00
Plata lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	0.156	5.00
Plomo lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	0.022	5.00
Selenio lixiviable	mg.L ⁻¹ PECT	ND	1.00
Componentes orgánicos volátiles			
Benceno	mg.L ⁻¹ PECT	ND	0.50
Clorobenceno	mg.L ⁻¹ PECT	ND	100.00
Cloroformo	mg.L ⁻¹ PECT	ND	6.00

Además, en la Tabla 25 se comparan los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica de los lodos obtenidos en el proceso de EC mediante la NOM-004-SEMARNAT-2002, la cual considera ocho metales esenciales en lodos y biosólidos, los cuales son arsénico, cadmio, cobre, cromo, níquel, plomo, zinc y mercurio, como se puede observar, todos los elementos considerados por esta Norma se encuentran por debajo del LMP, esto apoya los resultados obtenidos con la NOM-052-SEMARNAT-2005, donde se menciona que los lodos no son tóxicos ni representan un riesgo para

la biota acuática ni el contacto humano. Por otro lado, aunque todos los metales se encuentran por debajo del LMP, de acuerdo con la Tabla 25, el cromo y el níquel son los que se encuentran en mayor proporción: 361.82 y 159.50 mg·Kg⁻¹, respectivamente; esto se debe al desgaste del ánodo de sacrificio de hierro utilizado en la EC, que, según su composición, contiene estos metales, como se informó anteriormente [3,33]. Así mismo, la Tabla 25 muestra que los valores de metales pesados establecidos en la norma USEPA (2003) [164] son más altos que en otros países [165-167]. Adicionalmente, la USEPA establece los tratamientos a los que deben someterse los lodos o biosólidos para reducir su contenido de patógenos y así poder clasificarse como clase A (correspondiente a biosólidos que pueden usarse sin restricción en la agricultura, incluyendo todos los usos urbanos que provoquen contacto directo con la población). Además, como se puede observar, la normatividad colombiana [166] estableció que los biosólidos que podrían usarse en la agricultura deben cumplir con el LMP que se muestra en la tabla, demostrando así que la normatividad colombiana es más estricta con respecto al tema del contenido de metales pesados.

Tabla 23. Resultados obtenidos de los lodos generados en el proceso EC y comparados con las normas NOM-004-SEMARNAT-2002 [15], EUA [33], Brasil [34], y Colombia [35] considerando los ocho metales esenciales en la misma Norma () y metales pesados en biosólidos (**), con el LMP correspondiente.*

Metal	Unidades	Contenido de metal* (mg·Kg ⁻¹ sobre base seca)		Metales pesados en biosólidos** (mg·Kg ⁻¹ sobre base seca)		USA [33]	Brasil [34]	Colombia [35]
		LMP	Lodo generado en la EC del agua residual proveniente de HD	Excelente	Bueno			
As	mg·Kg ⁻¹	75.00	0.00	41.00	75.00	75	41	20
Cd	mg·Kg ⁻¹	85.00	<0.089	39.00	85.00	85	39	8
Cu	mg·Kg ⁻¹	4300.00	9.16	1500.00	4300.00	4300	1500	1000
Cr	mg·Kg ⁻¹	3000.00	361.82	1200.00	3000.00	3000	1000	1000
Ni	mg·Kg ⁻¹	420.00	159.50	420.00	420.00	420	420	80
Pb	mg·Kg ⁻¹	840.00	0.18	300.00	840.00	840	300	300
Zn	mg·Kg ⁻¹	7500.00	0.73	2800.00	7500.00	7500	2800	2000
Hg	mg·Kg ⁻¹	57.00	0.00	17.00	57.00	57	17	10

Los resultados observados en la Tabla 23 muestran que es posible reutilizar los lodos para mejorar el suelo y nutrirlo para el crecimiento de las plantas, específicamente la germinación de la soya. La soya es una leguminosa que crece en presencia de níquel, por lo que se realizó una variación de las concentraciones de níquel en una matriz de suelo. El níquel es un micronutriente que no era esencial hasta 2003, cuando el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos lo declaró "nutriente esencial"; esto ocurrió después de que numerosos estudios demostraran su importancia en la nutrición vegetal.

El níquel es un micronutriente necesario no solo para el crecimiento de las leguminosas, sino también esencial para las plantas no leguminosas. El Ni es absorbido por las plantas en forma de catión divalente Ni^{2+} y es requerido por las plantas superiores en bajas concentraciones, ya que es necesario para el metabolismo del nitrógeno y la germinación. La deficiencia de Ni inhibe la acción de la ureasa, lo que provoca la acumulación de urea, lo que causa la aparición de manchas necróticas en las hojas. También afecta el metabolismo de ureidos, aminoácidos y ácidos orgánicos, y estimula la acumulación de ácido oxálico y láctico en las hojas. La ureasa es una enzima muy importante en la nutrición vegetal, ya que, al fertilizarse con urea como fuente de nitrógeno, se encarga de hidrolizar la urea en amoníaco para que las plantas puedan utilizarla [168-171]. Los requerimientos de Ni están en el mismo orden que los de Mo y Co, los cuales deben mantenerse en una concentración de $0.05 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de materia seca, mientras que los niveles tóxicos en las plantas son comúnmente de 25 a $50 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ [171]. Por otro lado, como se observó en pruebas anteriores, el lodo obtenido en el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD en la Clínica Madrid fue escaso (140 g) y sin características CRIT, lo que representa otra ventaja al utilizar el proceso 2EC-EO-CA. Continuando con el análisis anterior, también se realizó el análisis fisicoquímico mediante la NOM-004-SEMARNAT-2002 a una muestra del lodo de 7 g para verificar si es posible su reutilización.

En la Tabla 24 se comparan los resultados obtenidos del análisis de lodos del tratamiento EC con el LMP de metales pesados considerado en la NOM-004-SEMARNAT-2002, donde se consideran ciertas características excelentes y buenas en base seca para lodos o biosólidos. Cabe destacar que

no se detectó arsénico ni mercurio en los lodos generados en este proyecto de investigación, pero sí cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel y zinc, todos ellos por debajo del LMP considerado por la norma, correspondiente al tipo de lodo entre excelente y bueno. De acuerdo con los resultados, los lodos y biosólidos que cumplen con lo establecido en la Tabla 23 pueden gestionarse como residuos no peligrosos para su aprovechamiento o disposición final, según lo establecido en la NOM-004-SEMARNAT-2002. Para este propósito, los biosólidos se clasifican como excelentes y buenos con base en su contenido de metales pesados. Los biosólidos se utilizan según el tipo y la clase, como se especifica en la Tabla 24, considerando su contenido de humedad hasta el 85 %. Por lo tanto, como los lodos obtenidos de EC en este proyecto son excelentes de acuerdo con las normas NOM-052-SEMARNAT-2005 y NOM-053-SEMARNAT-1997, por lo que pueden utilizarse para fines urbanos con y sin contacto directo con el público durante su aplicación, usos forestales, mejoramiento de suelos y usos agrícolas. La aplicación de biosólidos en terrenos para fines agrícolas y mejoramiento de suelos se sujetará a las disposiciones de la Ley Federal de Sanidad Vegetal y la normatividad vigente. Es importante comentar que se permite la mezcla de dos o más lotes de lodos o biosólidos si ninguno de ellos está clasificado como residuo peligroso, y su mezcla cumple con las disposiciones de esta norma.

Tabla 24. Utilización de biosólidos, donde A = menos de 100 indicadores bacteriológicos, menos de 3 patógenos y menos de 1 parásito; B = menos de 1000 indicadores bacteriológicos, menos de 3 patógenos y menos de 10 parásitos; y C = menos de 2 000 000 de indicadores bacteriológicos, menos de 300 patógenos y menos de 35 parásitos. Indicador bacteriológico = Coliformes fecales NMP g⁻¹ en base seca, Patógenos = Salmonella spp. NMP·g⁻¹ en base seca y Parásitos = Huevos de helmintos·g⁻¹ en base seca. Parámetros establecidos en la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Tipo	Clase	Uso
Excelente	A	- Usos urbanos con contacto directo con el público durante su aplicación. -Los establecidos para las clases B y C.
Excelente o bueno	B	-Usos urbanos sin contacto directo con el público durante la aplicación. -Los establecidos para la clase C.
Excelente o bueno	C	-Usos forestales. -Mejora del suelo. -Usos agrícolas.

A partir de los resultados anteriores, fue posible dilucidar las vías de reacción de EC y EO para el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD en el proceso 2EC-EO-CA, que se discuten en las Figuras 35 y 36. Las aguas residuales de HD contienen una mezcla de medicamentos, ya que algunos de los pacientes de HD padecen diabetes, hipertensión, llegan con infecciones causadas por la mala atención o la falta de higiene que tienen. Una de las formas en que los medicamentos, ya sean antibióticos, antiinflamatorios, analgésicos o multivitamínicos se eliminan, es por los riñones a través de la orina. Cuando un paciente tiene deficiencia de estos medicamentos, también permanecen en la sangre del paciente. Cuando el paciente se somete a tratamiento de HD, los medicamentos son arrastrados por el tratamiento de HD, lo que hace que los medicamentos permanezcan en las aguas residuales y se viertan directamente al alcantarillado. Es esencial no perder de vista la importancia de tratar este efluente. La Figura 32 muestra el mecanismo general de remoción utilizando EC en el primer sistema, considerando los resultados de la caracterización fisicoquímica del efluente como se observa en la Tabla 8. La Figura 32A es el reactor de EC donde se muestra el arreglo de electrodos, cuyas características se describen en la Tabla 9. La Figura 32B describe el mecanismo de EC en general en el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD, donde a través de la electrodisolución del ánodo de sacrificio (hierro), ocurre una desestabilización de los contaminantes presentes, tales como metales, fármacos y otra carga orgánica, ayudando así a remover hasta el 60 % de los contaminantes presentes como se describe en la Tabla 8.

Asimismo, esta desestabilización mediante el potencial zeta y las especies químicas aniónicas como fosfatos, hidróxidos, cloratos, nitratos, etc., potencian la precipitación de compuestos insolubles, que a un tiempo determinado de electrólisis (15 min) se acumulan formando lodos, los cuales se pueden observar en el sedimentador Lamelar a los 8 min, una vez que el agua ya pasó por el proceso EC. La Figura 32C es una posible representación de lo que ocurre en la interfase del ánodo de sacrificio y la disolución. La composición de hierro ya ha sido dada en un trabajo publicado [2], por lo que, en la representación, es posible observar iones de cromo y níquel, que, además del hierro, fueron identificados en los análisis fisicoquímicos realizados a los lodos (Tablas 22 y 24).

Bajo esta misma premisa, al ser la composición mayoritaria de este electrodo hierro, las reacciones presentadas se centran únicamente en dicho elemento. Trabajos previos [3] reportaron la presencia de Cr, Fe, Zn, Ni y Pb en las aguas provenientes del tratamiento de HD. Además, se ha reportado que estos metales provienen directamente del paciente ya que, dependiendo de su calidad de vida, son los contaminantes presentes en la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales [3,6,16,35]. En otro trabajo reportado, estos metales provienen de la electrodisolución del electrodo en la EC, por lo que la concentración final de estos elementos, en algunos análisis, es mayor, ya que el electrodo aporta una cantidad de ellos al electrodisolverse, específicamente de Cr y Ni, como se puede observar en la Tabla 23. Para este trabajo, de acuerdo con los resultados mostrados en la Tabla 23, los metales mencionados no permanecen por encima del LMP en el efluente antes del tratamiento electroquímico y mucho menos después del mismo.

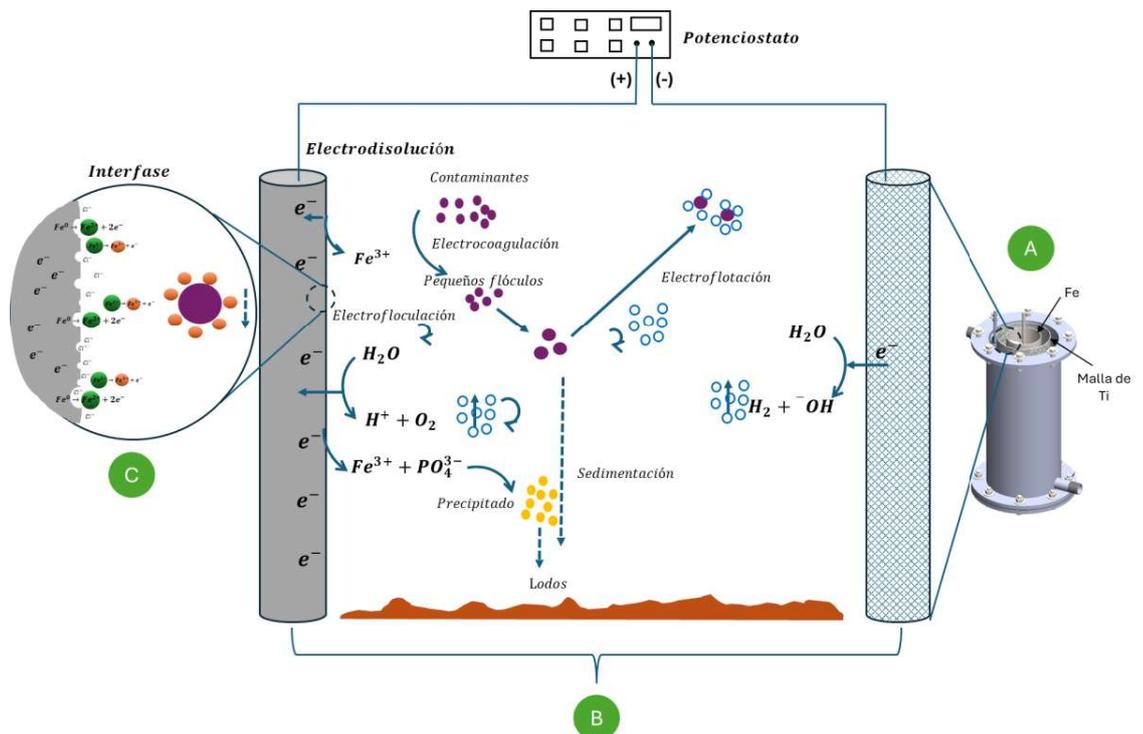


Figura 32. Mecanismo propuesto para el proceso de electrólisis en el tratamiento de aguas residuales provenientes de HD en la Clínica Madrid. (A) Reactor utilizado en la prueba, (B) Mecanismo general de desestabilización de contaminantes y generación de lodos, y (C) Mecanismo de electrodisolución de hierro.

Siguiendo el análisis previo, y dado que el sistema modular también está compuesto por EO, la Figura 33 muestra el mecanismo propuesto para la EO de los contaminantes remanentes del proceso anterior (2EC). Para esta etapa, la solución filtrada del tratamiento 2EC presenta una coloración ligeramente marrón, lo que indica la presencia de compuestos de hierro, fármacos y otra materia orgánica en el agua. Esta agua filtrada ingresa al reactor mostrado en la Figura 33A, donde el ánodo modificado ($\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$) facilita la degradación indirecta de los contaminantes mediante la electrogeneración de especies altamente oxidantes como el cloro activo y los radicales $\cdot\text{OH}$, como se observa en la Figura 33B, hasta alcanzar una posible mineralización (CO_2 y H_2O) de los contaminantes. Cabe mencionar que, para este proceso, la desinfección también ocurre debido al cloro activo generado, por lo que ya no será necesaria una etapa de desinfección en el tren de tratamiento. De esta manera, el agua tratada será de alta calidad y segura para su reutilización. En esta etapa, también se produce la desnitrificación, directa o indirecta, de los contaminantes en la malla de Ti (cátodo). El proceso de desnitrificación aún no se ha estudiado para este trabajo, pero el agua resultante es ideal para su reutilización en riego debido a sus micronutrientes.

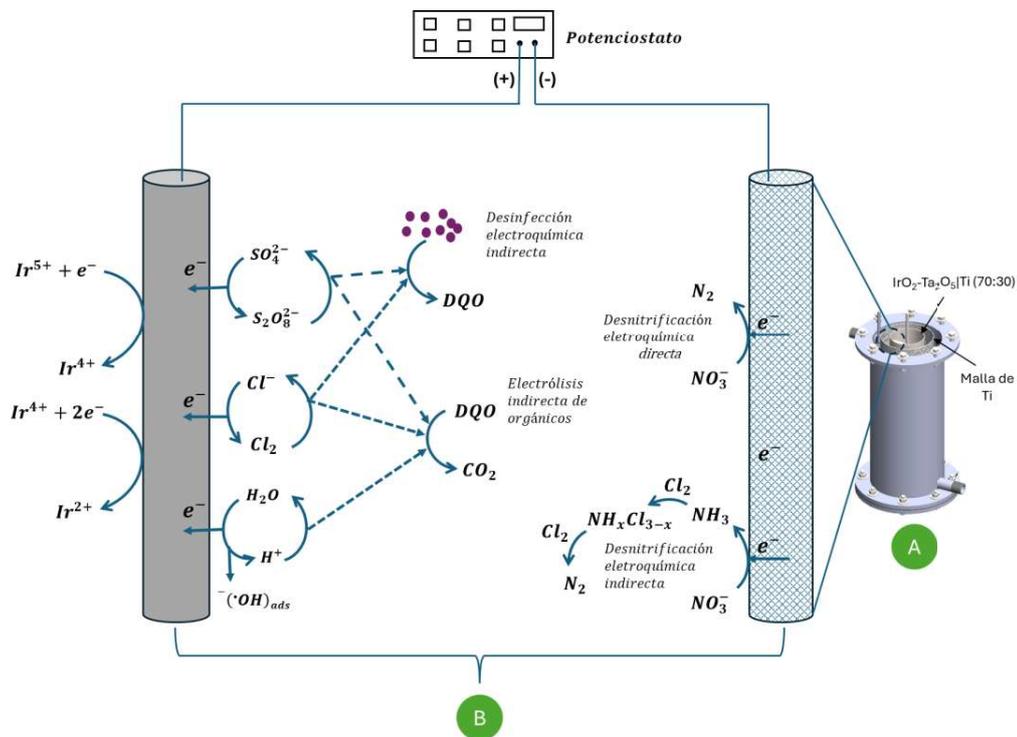


Figura 33. Mecanismo propuesto de degradación de contaminantes durante el tratamiento de aguas residuales del HD de la Clínica. (A) el reactor de EO utilizado en el tren de tratamiento, y (B) el mecanismo de mineralización de contaminantes orgánicos.

4.4.4 Germinación de soja en los lodos generados en la EC del tratamiento de agua proveniente de HD

Para verificar que la reutilización de lodos es posible, se realizó un crecimiento de soja en una muestra del lodo obtenido en el proceso de EC denominado LHD, y comparado con suelo control (SC, Tabla 25) y PM, como se puede observar en la Figura 32A, la semilla inicialmente tuvo dimensiones de 6 mm de ancho y 7 mm de alto. La ventaja del proceso 2EC-EO-CA es que genera muy pocos lodos en comparación con los tratamientos biológicos [21]. Es por ello, por lo que después de tomar lodos para su caracterización mediante las NOM-052-SEMARNAT-2005, NOM-053-SEMARNAT-1997 y NOM-004-SEMARNAT-2002, solo se obtuvieron 1.05 g de lodo seco, al no

mostrar características CRIT, puede disponerse en un relleno sanitario, o puede valorizarse como sustrato para la germinación de semillas y el crecimiento de plantas.

Tabla 25. Propiedades fisicoquímicas del suelo control (SC), donde C_{org} = contenido de materia orgánica, CIC = capacidad de intercambio catiónico, P_2O_5 = fósforo soluble recalculado en óxido de fósforo, y P = contenido de fósforo soluble por área.

Parámetro	Unidades	Suelo control
pH en H ₂ O	-	8.29 ± 0.02
pH en KCl	-	7.49 ± 0.01
C_{org}	%	3.91 ± 0.16
Materia orgánica	%	6.74 ± 0.16
CEC	meq.100 g ⁻¹	46.08 ± 0.19
Fósforo soluble	mg.Kg ⁻¹	255.00 ± 0.42
P_2O_5	mg.Kg ⁻¹	589.10 ± 1.00
P	Kg.ha ⁻¹	63,758 ± 105
Densidad real	g.cm ⁻³	1.99
Textura		
Tipo de textura	-	Franco arcilloso-arenoso
Arena	%	50.0 ± 2.4
Limo	%	14.0 ± 2.0
Arcilla	%	36.0 ± 2.0
		50.0 ± 2.4
Cationes intercambiables		
Ca ²⁺	meq.100 g ⁻¹	0.029 ± 0.001
Mg ²⁺	meq.100 g ⁻¹	0.079 ± 0.011

Por esta razón, se pesaron 1.05 g de HDS, CS y PM; posteriormente, se vertieron en vasos de precipitados, y en cada uno se colocó una semilla de soya, como se muestra en la Figura 34. De acuerdo con los resultados observados en la Tablas 3-6, el lodo, con los ocho elementos analizados según la NOM-004-SEMARNAT-2002, presentó una mayor presencia de cromo (361.82 mg·Kg⁻¹ en base seca) y Ni (159.50 mg·Kg⁻¹ en base seca), sin superar el LMP, según estudios reportados [168-170].

La norma NOM-021-SEMARNAT-2000 realizó la caracterización del SC, cuyos resultados se presentan en la Tabla 26 [129]. El pH del suelo se determinó como neutro. La textura del suelo es franco arcillo-arenosa. La clasificación del suelo, según la materia orgánica, se determinó como "muy alta", según el fósforo disponible como "alta" y según su CIC como "alta" [129]. El alto contenido de fósforo disponible y materia orgánica del suelo se explica

por su origen: se sondeó en una plantación de higos, donde se aplicaron fertilizantes orgánicos y minerales.

El sustrato de peat-moss está compuesto por turba fina de *Sphagnum canadiense* (80-90 %), vermiculita y perlita fina para mejorar la aireación y obtener una retención de agua ideal, caliza calcítica, caliza dolomita y agente humectante. Además, tiene un tamaño de partícula fino, baja capacidad de drenaje, y retención de agua media [128]. Las condiciones de germinación se llevaron a cabo con 8 horas de oscuridad y 16 horas de iluminación [125-127] con 1.05 g de SC, LHD, y PM, respectivamente, donde se sembró semilla de soya (mi granero, soya). Posteriormente, cada muestra se regó con 2 mL de agua; se observó una germinación de soya mejor en el sustrato PM (Figura 34) después de 5 días, ya que la germinación de la semilla de soya en el LHD y SC fue más lenta, logrando solo una ligera hinchazón en la semilla de soya, posiblemente porque el peat-moss tiene mejores nutrientes que el LHD y el SC para el crecimiento de la soya. Cabe mencionar que, al comparar las dimensiones con la semilla inicial (Figura 34, SC), las semillas aumentaron de tamaño; es decir, se hidrataron, quedando con 7 mm x 1 cm en LHD, 6 mm x 9 mm en SC y 6 mm x 9 mm en PM. Por lo tanto, se recomienda valorar el LHD como sustrato para el crecimiento de la soya en las condiciones estudiadas.

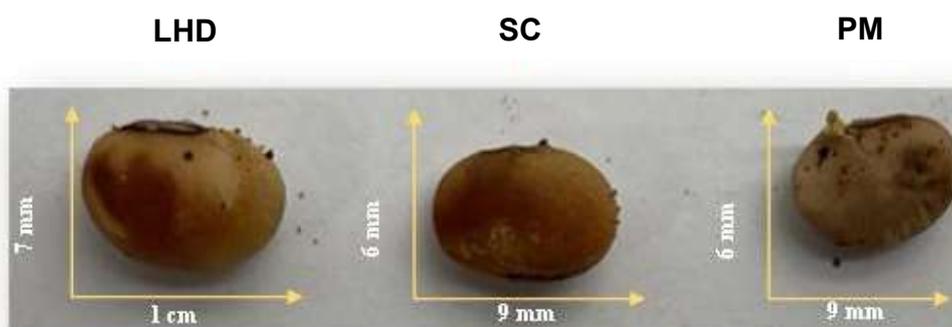


Figura 34. Semilla de soya en presencia de sustratos LHD, SC y PM utilizados para germinar las semillas durante 5 días, donde LDH = lodo de HD, SC = suelo de control y PM = Peat-Moss.

4.4.5 Evaluación de costo-beneficio del tratamiento de 1 m³ de agua residual proveniente de la HD empleando el sistema 2EC-EO-CA

Por otro lado, en general, y siguiendo el esquema del tren de tratamiento de la Figura 23, se estimaron los costes generados para tratar 1 m³ de aguas residuales provenientes de HD considerando el consumo energético (115 V y 3 A para cada bomba) utilizando las bombas que van a los reactores de EC y EO bajo las condiciones experimentales de este estudio. Cabe mencionar que, de acuerdo con el caudal y volumen de cada reactor, el tiempo de las bombas depende del caudal y volumen, por lo que solo se consideraron 5.0 y 2.5 horas para todo el volumen tratado en la prueba realizada en la clínica de Madrid. Además, los rectificadores correspondientes a cada uno de los reactores permanecieron encendidos durante toda la prueba, por lo que se están considerando más horas de uso de este equipo, es decir, 10 horas para cada uno de los rectificadores (Rectificador E: 3 V y 3.5 A; Rectificador L: 3 V y 4 A). Por lo tanto, considerando la corriente (A) y el voltaje (V) correspondientes a cada equipo, el gasto total de energía fue de \$5.31 MXN por día, mientras que los días de operación del prototipo fueron de 5. El costo en KWh se obtuvo de la Comisión Federal de Electricistas – FCE [172], Tabla 26.

Tabla 26. Costo de gasto energético en el tratamiento de 450 L de agua residual proveniente de la clínica Madrid. CFE = Comisión Federal de Electricidad.

Energía	Voltaje (V)	Corriente (A)	Potencia Eléctrica (W)	Tiempo de operación (H)	KWH	Días de Operación (d/Año)	Precio Intermedio de acuerdo con CFE (\$MXN / KWH)	Costo Total Anual (\$, MXN)	Costo Total al Día (\$, MXN)
Bomba 1. Tanque de bombeo hacia Reactor de EC	115	3.0	345	5.0	1.72	5	1.93	16.73	3.34
Bomba 2. Reactor de EO	115	3.0	345	2.5	0.86	5	1.93	8.37	1.67
Rectificador de EC	3	3.5	7	10.0	0.07	5	1.93	0.68	0.13
Rectificador de EO	3	4.0	8	10.0	0.08	5	1.93	0.78	0.15
TOTAL 1								26.55	5.31

De esta manera, también se evaluaron y generaron los costos del tratamiento de aguas residuales en la clínica de Madrid utilizando electrodos sólidos de Ti modificados con sales de metales de transición ($\text{IrO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5|\text{Ti}$ (70:30)), malla de titanio y hierro. Por lo tanto, el costo se incrementa debido a los materiales utilizados y su producción (en el caso del ánodo utilizado en la EO), siendo el costo total de \$18,232.16 MXN, Tabla 27. Asimismo, se consideraron los costos generados utilizando los filtros de 20, 10 y 1 μm por donde pasa el sobrenadante y el filtro de CA implementado al final del tratamiento. El costo de los filtros fue de \$980.79 MXN, considerando que no se utilizaron más reemplazos durante el tiempo en que se realizó la prueba, Tabla 28.

Tabla 27. Costo de los electrodos utilizados en la EC y EO, así como los reactivos para el tratamiento del agua residual proveniente de la HD considerando un volumen de 450 L.

Electrodos	Pieza (Lote)	Precio por pieza (\$, MXN)	Duración (meses)	Reemplazos	Días de Operación (d/Año)	Costo Total (\$, MXN / Año)
Electrodo de titanio (EO-Sustrato)	1	1,700.00	24	1	365	850.00
Preparación de electrodos con óxidos de metales de transición (Recubrimiento)	1	13,035.85	24	Lote	365	6,517.92
Electrodos con recubrimientos de Iridio y Tantalio	1	9,868.47	24	1	365	4,934.24
Cilindro de malla de titanio	2	1,800.00	24	1	365	1,800.00
Electrodo de hierro (EC-sacrificio)	1	4,130.00	3	1	365	4,130.00
					TOTAL 2	18,232.16

Tabla 28. Análisis de costos de los filtros utilizados para el tratamiento del agua residual proveniente de la HD de la clínica Madrid.

Filtros	Pieza (Lote)	Precio por pieza (\$, MXN)	Duración (meses)	Reemplazos	Días de Operación (d/Año)	Costo Total (\$, MXN / Año)
Filtro 1 µm	1	99.98	2	1	5	99.98
Filtro 10 µm	1	331.63	2	1	5	331.63
Filtro 20 µm	1	331.63	2	1	5	331.63
Filtro de carbón activado	1	216.79	2	1	5	216.79
					TOTAL 3	980.79

Según los costos mencionados, el costo de tratar 1 m³ de aguas residuales en la clínica Madrid es de \$13.06 MXN sin considerar los costos de operación, mientras que, en el estado de Querétaro, el costo del m³ de agua de negocios y servicios es de \$243.33 MXN. Por lo tanto, al tratar y reutilizar el agua directamente en las mismas instalaciones, la clínica dejaría de invertir gradualmente en la compra de pipas de agua, lo que supondría un ahorro de hasta un 30 % en sus costos de consumo de agua, contribuyendo así a la valorización del agua tratada para servicios dentro de una economía circular orientada al desarrollo sostenible.

4.4.6 Conclusiones parciales

Las aguas residuales, un subproducto inevitable de las sociedades modernas, han sido tradicionalmente consideradas un problema más que un recurso. Sin embargo, la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997 marca un punto de inflexión en esta percepción, al reconocer el potencial de reutilización del agua tratada en diversos servicios públicos. Este apartado examinó a profundidad los aspectos clave de esta regulación, su impacto en México y su alineación con normativas similares a nivel global.

En este contexto, la configuración 2EC-EO-CA se aplicó para el tratamiento de aguas residuales generadas por HD directamente en una clínica, logrando una eficiencia del 71 % en la remoción de DQO, un parámetro crítico según la NOM-003-SEMARNAT-1997 para la reutilización del agua tratada en las mismas instalaciones. No obstante, debido a que la DQO aún supera el LMP de $512.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, se propone combinar el efluente tratado con el agua de rechazo generada por el sistema de OI de la clínica. Este ajuste permitirá reducir la DQO por debajo del LMP, facilitando su reutilización para servicios generales, riego, y lavado dentro de la misma instalación.

Por otro lado, los parámetros de SST, los SDT, el pH, la materia flotante, los huevos de Helmintos, y los metales pesados se mantienen dentro de los LMP establecidos por la normatividad. Además, el lodo resultante del proceso 2EC-EO-CA, posterior al tratamiento de aguas residuales provenientes de HD, no presentó características CRIT conforme a la NOM-052-SEMARNAT-2005; su alto contenido de cromo y níquel, según la NOM-004-SEMARNAT-2002, sugiere su posible aplicación como material absorbente para la remoción de compuestos orgánicos, como el fenol. Sin embargo, su uso directo como sustrato para la germinación de semillas de soya aumentó su tamaño, pero no resultó eficaz, aunque una mezcla con suelo podría mejorar su viabilidad para este propósito en futuras aplicaciones.

5

Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

Cada uno de los objetivos planteados en este estudio se cumplió de manera integral, desde la evaluación en laboratorio, la validación del sistema en una clínica, hasta el cumplimiento normativo y valorización de residuos. La investigación no solo demuestra la viabilidad técnica y económica del proceso, sino que también establece un camino claro para su implementación en clínicas que se dedican a ofrecer sus servicios de HD, permitiendo un tratamiento eficiente de las aguas residuales hospitalarias.

Por otro lado, el sistema de tratamiento 2EC-EO-CA ha sido validado en entornos relevantes a escala piloto y clínica. Además, los resultados de simulación con GPS-X permitieron afinar los parámetros de operación del sistema de tratamiento.

5.2 Recomendaciones

- ❖ Mezclar el agua tratada con este tren de tratamiento (2EC-EO-CA) con el agua de rechazo de la OI para disminuir los parámetros establecidos por las normatividades mexicanas.
- ❖ Repensar una estrategia o estrategias para llevar esta investigación ya a campo, es decir, instalar un tren de tratamiento en las clínicas de HD y reutilizar el agua en las mismas instalaciones.
- ❖ Una de las recomendaciones a este trabajo de investigación es a futuro obtener el fertilizante estruvita para ocuparlo en suelos, así como favorecer el crecimiento de las plantas.
- ❖ Por medio de los parámetros simulados del sistema de tratamiento, se prevé su optimización para integrarse en sistemas de gestión de aguas residuales hospitalarias a mayor escala. El siguiente paso será la evaluación del sistema en una instalación clínica completa para determinar su desempeño en condiciones operacionales reales.

6

Referencias

- [1] C. P. González, M. M. Morales, Perspectivas de uso del agua de desecho en unidades de hemodiálisis, *Revista MIX-TEC*, vol. 3, n° 5, p. 130-137, 2023.
- [2] V. J. González-Nava, F.J. Bacame-Valenzuela, Y. Reyes-Vidal, J. Manríquez, S. Sepúlveda-Guzmán, E- Bustos, Electrochemical treatment of hemodialysis wastewater including pharmaceutical products, *Electrochimica Acta*, vol. 437, n° 1, p.141470, 2023.
- [3] V. J. González-Nava, J. Cárdenas Mijangos, R.F. Frausto-Castillo, E. Bustos Bustos, Hemodialysis Wastewater Treatment via Electrocoagulation and Electro-Oxidation: Modular Pilot-Level Modeling and Simulation, *ChemPlusChem*, vol. 89, n° 6, p. e202300671, 2024.
- [4] A. Gaulty, N. Fleck, F. Kircelli, Advanced hemodialysis equipment for more eco-friendly dialysis, *International Urology and Nephrology*, vol. 54, n° 1, p. 1059-1065, 2022.
- [5] J. W. Agar, R. E. Simmonds, R. Knight, C. A. Somerville, Using water wisely: New, affordable, and essential water conservation practices for facility and home hemodialysis, *Hemodialysis International*, vol. 13, n° 1, p. 32-37, 2009.

- [6] S. G. Vicente, M. M. Suárez-Varela, A. M. Monrós, A. L. González, Desarrollo de la gestión medioambiental certificada en unidades hospitalarias y ambulatorias de hemodiálisis, *Nefrología*, vol. 35, nº 6, p. 539-546, 2015.
- [7] F. Tarras, M. Benjelloun, O. Benjelloun, Recycling Wastewater After Hemodialysis: An Environmental Analysis for Alternative Water Sources in Arid Regions, *American Journal of Kidney Diseases*, vol. 52, nº 1, p. 154-158, 2008.
- [8] J. W. M. Agar, Reusing Dialysis Wastewater, *American Journal of Kidney Diseases*, vol. 52, nº 1, p. 10-12, 2008.
- [9] J. W. Agar, Personal viewpoint: Hemodialysis-Water, power, and waste disposal: Rethinking our environmental responsibilities, *Hemodialysis International*, vol. 16, nº 1, p. 6-10, 2012.
- [10] A. K. Jain, P. Blake, P. Cordy, A. X. Garg, Global Trends in Rates of Peritoneal Dialysis, *Journal of the American Society of Nephrology*, vol. 23, nº 3, p. 533-544, 2012.
- [11] G. B. Piccoli, M. Nazha, M Ferraresi, F. N. Vigotti, A. Pereno, S. Barbero, Eco-dialysis: the financial and ecological costs of dialysis waste products: is a "cradle-to-cradle" model feasible for planet-friendly haemodialysis waste management?, *Nephrol Dial Transplant*, vol. 0, nº 1, p. 1-10, 2015.
- [12] S. J. Martínez-Santo, M. T. H. de Anda, H. R. Guerrero-García, J. M. Sánchez-Yáñez, Impacto al agua por un servicio de hemodiálisis mediante el enfoque del análisis de ciclo de vida, *Biológicas*, vol. 20, nº 1, p. 8-11, 2018.
- [13] G. Bendine, F. Autin, B. Fabre, O. Bardin, F. Rabasco, J. M. Cabanel, C. Chazot, Haemodialysis therapy and sustainable growth: a corporate experience in France, *Nephrology Dialysis Transplantation*, vol. 35, nº 12, p. 2154-2160, 2020.
- [14] G. B. Piccoli, A. Cupisti, F. Aucella, G. Regolisti, C. Lomonte, M. Ferraresi, D. Claudia, C. Ferraresi, R. Russo, V. La Milia, B. Covella, L. Rossi, A. Chatrenet, G. Cabiddu, G. Brunori, Green nephrology and eco-dialysis: a position statement by the Italian Society of Nephrology, *Journal of Nephrology*, vol. 33, nº 1, p. 681-698, 2020.

- [15] M. Wieliczko, J. Zawierucha, A. Covic, T. Prystacki, W. Marcinkowski, J. Malyszko, Eco-dialysis: fashion or necessity, *International Urology and Nephrology*, vol. 52, n° 1, p. 519-523, 2020.
- [16] F. Tarras, O. Benjelloun, M. Benjelloun, Towards zero liquid discharge in hemodialysis. Possible issues, *Nefrología*, vol. 41, n° 6, p. 620-624, 2021.
- [17] D. Solomon, V. Arumugam, R. Sakthirajan, T. M. Lamech, T. Dineshkumar, P. Vathsalyan, G. Senthilkumaran, R. Krishna, S. Shaji, N. Gopalakrishnan, A Pilot Study on the Safety and Adequacy of a Novel Ecofriendly Hemodialysis Prescription-Green, *Kidney International Reports*, vol. 9, n° 1, p. 1496-1503, 2024.
- [18] M. Arias-Guillén, R. M. Cadenas, M. Gómez, N. M. Vaquero, G. Pereda, J. Audije-Gil, J. Portillo, M. Quintela, I. Castaño, A. Luque, F. Maduell, A. Ortiz, B. Duane, M. D. Arenas, Desafíos ambientales en hemodiálisis: explorando la ruta hacia la sostenibilidad, *Nefrología*, vol. 44, n° 6, p. 784-795, 2024.
- [19] S. Jallouli, K. Chouchene, B. M. Hmida, M. Ksibi, Application of Sequential Combination of Electro-Coagulation/Electro-Oxidation and Adsorption for the Treatment of Hemodialysis Wastewater for Possible Reuse. *Sustainability*, vol. 14, n° 15, p. 9597, 2022.
- [20] M. Mahdavi, A. H. Mahvi, M. Salehi, M. Sadani, H. Biglari, H. R. Tashauoei, A. Ebrahimi, R. J. Yengejeh, A. Fatehizadeh, Wastewater reuse from hemodialysis section by combination of coagulation and ultrafiltration processes: case study in Saveh-Iran Hospital, *Desalination and Water Treatment*, vol. 193, n° 1, p. 274-283, 2020.
- [21] T. N. Morales, M. Guerra-Balcázar, A. Rodríguez-Morales, Development of a Prototype of Wastewater Treatment from The Hemodialysis Process Using a Fixed Aerobic Biological Reactor, *American Journal of Biomedical Science and Research*, vol. 14, n° 2, p. 210-212, 2021.
- [22] Escobar I, Shafer A. Sustainable water for the future, volume 2: water recycling versus desalination. Elsevier 2010 Amsterdam, Netherlands. ISBN 978-0-444-53115-5.
- [23] Q. Liu, Y. Zhou, L. Chen, X. Zheng, Application of MBR for hospital wastewater treatment in China, *Desalination*, vol. 250, n° 2, p. 605-608, 2010.

- [24] A. Majumder, A. K. Gupta, P. S. Ghosal, M. Varma, A review on hospital wastewater treatment: A special emphasis on occurrence and removal of pharmaceutically active compounds, resistant microorganisms, and SARS-CoV-2, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 9, n° 2, p. 104812, 2021.
- [25] Wilf M, Awerbuch L., Bartels C., Mickley M., Pearce G., Voutchkov N., The guidebook to membrane desalination technology. Balaban Publishers, Italy. 2007. ISBN 978-0866890656.
- [26] B. Das, M. Pasawan, C. T. Wang, K. A. Reddy, K. L. Dinh, S. K. Brar, V. Ktiyar, S. S. Chen, Low-Cost crosslinked PVA membranes as alternative proton exchange membrane in hemodialysis wastewater fed bioelectrochemical fuel cells, *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 196, n° 1, p. 106915, 2025.
- [27] F. Tarras, M. Benjelloun, G. B. Picoli, Hemodialysis water reuse within a circular economy approach. What can we add to current knowledge? A point of view, *Journal of Nephrology*, vol. 37, n° 1, p. 1801-1805, 2024.
- [28] F. Tarras, H. Benjelloun, M. Benjelloun, Nitrogen and phosphorus recovery from hemodialysis wastewater to use as an agricultural fertilizer, *Nefrología*, vol. 43, n° 1, p. 32-37, 2023.
- [29] P. J. Talboys, J. Heppell, T. Roose, J. R. Healey, D. L. Jones, P. J. A. Withers, Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management?, *Plant and Soil*, vol. 401, n° 1, p. 109-123, 2026.
- [30] F. Tarras, M. Benjelloun, Valorization of Hemodialysis: An Emerging Reality, *Port J Nephrol Hypert*, vol. 37, n° 3, p. 147-149, 2023.
- [31] Y. Ouarda, F. Bouchard, A. Azais, M. A. Vaudreuil, P. Drogui, R. D. Tyagi, S. Sauvé, G. Buelna, R. Dubé, Electrochemical treatment of real hospital wastewater and monitoring of pharmaceutical residues by using surrogate models, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 7, n° 5, p. 103332, 2019.
- [32] O. Gokkus, Y. S. Yildiz, Application of electro-Fenton process for medical waste sterilization plant wastewater, Electrochemical treatment of real hospital, *Desalination and Water Treatment*, vol. 57, n° 52, p. 24934-24945, 2016.

- [33] O. Gokkus, Y. S. Yildiz, Application of electrocoagulation for treatment of medical waste sterilization plant wastewater and optimization of the experimental conditions, *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 17, nº 1, p. 1717-1725, 2015.
- [34] A. Méndez-Durán, J. F. Méndez-Bueno, T. Tapia-Yáñez, A. M. Montes, L. Aguilar-Sánchez, Epidemiología de la insuficiencia renal crónica en México, *Diálisis y Transplante*, vol. 31, nº 1, p. 7-11, 2010.
- [35] M. T. Hernández-de-Anda, P. Taboada-González, Q. Aguilar-Virgen, M. Velarde-Sánchez, L. Márquez-Benavides, Environmental impacts of a Mexican unit through LCA, *Journal of Cleaner Production*, vol. 384, nº 1, p. 135480, 2023.
- [36] A. T. Mathew, S. Fishbane, Y. Obi, K. Kalantar-Zadeh, Preservation of residual kidney function in hemodialysis patients: reviving an old concept, *Kidney International*, vol. 90, nº 2, p. 262-271, 2016.
- [37] M. B. Hmida, T. Mechichi, G. B. Picolli, M. Ksibi, Water implications in dialysis therapy, threats and opportunities to reduce water consumption: a call for the planet, *Kidney International*, vol. 104, nº 1, p. 46-52, 2023.
- [38] A. Moratalla, S. Cotillas, E. Lacasa, P. Cañizares, M. A. Rodrigo, C. Sáez, Electrochemical Technologies to Decrease the Chemical Risk Hospital Wastewater and Urine, *Molecules*, vol. 26, nº 22, p. 6813, 2021.
- [39] Correia A. and Marcano L. Presencia y eliminación de compuestos farmacéuticos en plantas de tratamiento de aguas residuales. Boletín de Malariología y Salud Ambiental. 2015.
- [40] F. C. Moreira, R. A. R. Boaventura, E. Brillas, V. J. Vilar. Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their applications to synthetic and real wastewaters. *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 202, nº 1, p. 217-261, 2017.
- [41] D. Chang, H. Jianzhong. Effect of antibiotics in the environment on microbial population. *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 87, nº 3, p. 925-941, 2010.
- [42] S. Rodriguez-Mozaz, S. Chamorro, E. Marti, B. Huerta, M. Gros, A. Sánchez-Melsió, C. M. Borrego, D. Barceló, J. L. Balcázar. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban

wastewaters and their impact on the receiving river. *Water Research*, vol. 69, n° 1, p. 234-242, 2015.

- [43] D. R. Arsand, K. Kümmerer, A. F. Martins. Removal of dexamethasone from aqueous solution and hospital wastewater by electrocoagulation. *Sci. Total Environ.*, vol. 443, n° 1, p. 351–357. 2013.
- [44] L. S. Copete-Pertuz, J. Plácido, E. A. Serna-Galvis, R. A. Torres-Palma A. Mora. Elimination of Isoxazolyl-Penicillins antibiotics in waters by the ligninolytic native Colombian strain *Leptosphaerulina* sp. Considerations on biodegradation process and antimicrobial activity removal. *Sci. Total Environ.*, vol. 630, n° 1, p. 1195-1204. 2018.
- [45] S. Cotillas, E. Lacasa, C. Sáez, P. Cañizares, M. A. Rodrigo. Electrolytic and electro-irradiated technologies for the removal of chloramphenicol in synthetic urine with diamond anodes. *Water Res.*, vol. 128, n° 1, p. 383-392. 2018.
- [46] F. M. Kasperiski, E. C. Lima, C. S. Umpierrez, G. S. dos Reis. P. S. Thue, D. R. Lima, S. L. P. Dias, C. Saucier, J. B. da Costa. Production of porous activated carbons from *Caesalpinia ferrea* seed pod waste: Highly efficient removal of captopril from aqueous solution. *J. Clean. Prod.*, vol. 197, n° 1, p. 919-929. 2018.
- [47] D. R. Lima, A. Hosseini-Bandegharai, P. S. Thue, E. C. Lima, Y. R. T. de Albuquerque, G. S. dos Reis, C. S. Umpierrez, S. L. P. Dias, H. N. Tran. Efficient acetaminophen removal from water and hospital effluents treatment by activated carbons derived from Brazil nutshells. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.*, vol. 583, pp. 123966. 2019.
- [48] T. Mackulák, K. Cverenkárová, S. A. Vojs, M. Fehér, M. Tamás, A. B. Skulcová, M. Gál, M. Naumowicz, V. Spalková, L. Bírosová. Hospital Wastewater-Source of Specific Micropollutants, Antibiotic-Resistant Microorganisms, Viruses, and Their Elimination. *Antibiotics*, vol. 10, n° 1, p. 1070. 2021.
- [49] Y. Ourda, F. Bouchard, A. Azais, M. Vaudreuil, P. Drogui, T. R. Dayal, S. Sauvé, G. Buelna, R. Dubé. Electrochemical treatment of real hospital wastewaters and monitoring of pharmaceutical residues by using surrogate models. *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 7, n° 1, p. 103332. 2019.
- [50] Y. Luo, W. Guo, H. H. Ngo, H. L. Nghiem, F. I. Hai, J. Zhang, S. Liang, X. C. Wang. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic

environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, vol. 473, n° 1, p. 619-641. 2014.

- [51] D. A. Demirezen, S. Y. Yidiz, D. D. Yilmaz, Amoxicilin degradation using green synthesized iron oxide nanoparticles: Kinetics and mechanism analysis. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, vol. 11, n° 11, p. 100219. 2019.
- [52] G. R. Stettler, H. L. Carroll, H. L. Roeber, M. D. Avery, M. O. S. Arafeh, G. B. Russell, J. J. Hoth, N. T. Mowery, A. M. Nunn, Hemodialysis Outcomes Score In Trauma (HOST): A novel and easy model for predicting death in patients receiving pre-injury hemodialysis, *The American Journal of Surgery*, vol. 242, n° 1, p. 116176, 2025.
- [53] T. K. Chen, D. H. Knicely, M. E. Grams, Chronic Kidney Disease Diagnosis Diagnosis and Management: A Review, *JAMA*, vol. 322, n° 13, p. 1294-1304, 2019.
- [54] J. Coresh, E. Selvin, L. A. Stevens, J. Manzi, J. W. Kusek, P. Eggers, F. Van Lente, A. S. Levey, Prevalence of Chronic Kidney Disease in the United States. *JAMA*, vol. 298, n° 17, p. 2038-2047, 2007.
- [55] C. Y. Hsu, E. Vittinghoff, F. Lin, M. G. Shlipak, The Incidence of End-Stage Renal Disease Is Increasing Faster than the Prevalence of Chronic Renal Insufficiency. *Annals of Internal Medicine*, vol. 141, n° 2, p. 95-101, 2004
- [56] P. M. Calderón, R. C. Martínez, C. P. de León, O. E. G. Rico, N.C. Carmona, J. A. M. Bustamante, F. R. Covarrubias, B. G. Pliego, L. E. M. Buenrostro, J. Alberú, A. G. Contreras, M. Vilatobá, Reporte de la primera cadena de Transplante en México, *Nefrología*, vol. 39, n° 4, p. 434-454, 2019.
- [57] A. Sánchez-Cedillo, J. Cruz-Santiago, F. B. Mariño-Rojas, S. Hernández-Estrada, C. García-Ramírez, Carga de la enfermedad: insuficiencia renal, diálisis-hemodiálisis y transplante renal en México. Costo de la enfermedad, *Revista Mexicana de Transplantes*, vol. 9, n° 1, p. 15-25, 2020.
- [58] V. Vatanpour, O. O. Teber, M. Mehrabi, I. Koyuncu, Polyvinyl alcohol-based separation membranes: a comprehensive review on fabrication techniques, applications and future prospective. *Materials Today Chemistry*, vol. 28, n° 1, p. 101381, 2023.

- [59] Clínica de la Universidad de Navarra. [Qué es dializador. Diccionario médico. Clínica U. Navarra](#). Consultado el 03/06/2025.
- [60] L. Ukiwe, S. Ibenem, C. Duro, B. Okolue, G. N. C. Onyedika, Chemical and electrocoagulation techniques in coagulation-flocculation in water and wastewater treatment-a review, *Int. J. Res. Rev. Appl. Sci.*, vol. 18, nº 1, p.285, 2014.
- [61] S. I. Chaturvedi, Electrocoagulation: a novel wastewater treatment method, *Int. J. Mod. Eng. Res.*, vol. 3, nº 1, p. 93-100, 2013.
- [62] Jame S.A., Electrochemical treatment of synthetic wastewater containing textile dyes. Texas, USA, Lamar University Beaumont. 2012.
- [63] A. S. Naje, S. Chelliapan, Z. Zakaria, M. A. Ajeel, P. A. Alaba, A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. *Rev. Chem. Eng.*, vol. 33, nº 3, p. 93-100, 2016.
- [64] C. E. Barrera-Díaz, V. Lugo-Lugo, B. Bilyeu. A review of chemical, electrochemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction, *J. Hazard Mater.*, vol. 223, nº 1, p. 1-12, 2012.
- [65] B. Khaled, B. Wilded, H. Bechir, E. Elimame, L. Mouna, T. Zied, Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater, *Arab. J. Chem.*, vol. 8, nº 1, p. 1523, 2015.
- [66] V. Khandegar, A. K. Saroha, Electrochemical treatment of distillery spent wash using aluminum and iron electrodes, *Chinese J. Chem. Eng.*, vol. 20, nº 1, p. 439-443, 2012.
- [67] T. A. Kurniawan, W. H. Lo, G. Y. S. Chan, Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, *J. Hazard. Mater. B*, vol. 129, nº 1, p. 80-100, 2006.
- [68] J. L. Wang, L. J. Xu, Advanced oxidation processes for wastewater treatment: formation of hydroxyl radical and application, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, nº 3, p. 251-325, 2012.
- [69] E. Méndez, M. Pérez, O. Romero, E. D. Beltrán, S. Castro, J. L. Corona, A. Corona, M. C. Cuevas, E. Bustos, Effects of electrode material on the efficiency of hydrocarbon removal by an electrokinetic remediation process, *Electrochim. Acta.*, vol. 86, nº 1, p. 148-156, 2012.

- [70] I. León, H. Gomes, S. Sepúlveda-Guzmán, J. Cárdenas, F. Rivera, J. Manríquez, E. Bustos, Electro-oxidation of amoxicillin using titanium electrodes electrophoretically coated by iridium or ruthenium with tantalum oxides, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 96, nº 3, p. 622-629, 2020.
- [71] R. A. Herrada, S. E. Rodil, S. Sepúlveda-Guzmán, J. Manríquez, K. S. Exner, E. Bustos, Characterization of Ti electrodes electrophoretically coated with IrO₂-Ta₂O₅ films with different Ir:Ta molar ratios. *J. Alloys Comp.*, vol. 862, nº 1, p. 158015, 2021.
- [72] J. A. Castro, J. T. López-Maldonado, J. Cárdenas, G. Orozco, E. Bustos, F. F. Rivera, design an electrochemical flow reactor prototype for the electro-oxidation of amoxicillin in aqueous media using modified electrodes with transition metal oxides. *J. Environ. Chem. Engin.*, vol. 10, nº 2, p. 107165, 2022.
- [73] G. Chen, Electrochemical technologies in wastewater treatment processes, *Sep. Purif. Tech.*, vol. 38, nº 1, pp. 11-41, 2004.
- [74] S. Masid, S. Waghmare, N. Gedam, R. Misra, R. Dhodapkar, T. Nandy, N. N. Rao, Impact of electrooxidation on combined physicochemical and membrane treatment processes: Treatment of high strength chemical industry wastewater, *Desalination*, vol. 259, nº 1, p. 192-196, 2010.
- [75] J. Wang, J. Farrell, Electrochemical inactivation of triclosan with boron doped diamond film electrodes, *Environmental Science and Technology*, vol. 38, nº 19, p. 5232-5237, 2004.
- [76] M. Panizza, G. Cerisola, Removal of colour and COD from wastewater containing acid blue 22 by electrochemical oxidation, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 153, nº 1, p. 83-88, 2007.
- [77] D. Chang, H. Jianzhong, Effect of antibiotics in the environment on microbial population, *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 87, nº 3, p. 925-941, 2010.
- [78] Latimer W., Oxidation potentials 2da edición, New York, United States: Prentice Hall.1952.
- [79] Á. Anglada, A. Urtiaga, I. Ortiz, Contributions of electrochemical oxidation to waste-water treatment: fundamentals and review of applications, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 84, nº 19, p. 1747-1755, 2009.

- [80] B. Ozyurt, S. Camcioglu, Applications of Combined Electrocoagulation and Electrooxidation Treatment to Industrial Wastewaters, *InTech*, 2018.
- [81] León Cuestas Itzel, tesis Maestría, Estudio del efecto catalítico de IrO₂-Ta₂O₅|Ti y RuO₂-Ta₂O₅|Ti en la oxidación de amoxicilina en medio acuoso”, Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, 2019.
- [82] R. A. Herrada, A. Medel, F. Manríquez, I. Sirés, E. Bustos, Preparation of IrO₂ -Ta₂O₅|Ti electrodes by immersion, painting and electrophoretic deposition for the electrochemical removal of hydrocarbons from water, *J. Hazard. Mater.*, vol. 319, n° 1, p. 102–110, 2016.
- [83] R. A. Herrada, G. Acosta-Santoyo, S. Sepúlveda-Guzmán, E. Brillas, I. Sirés, E. Bustos, IrO₂-Ta₂O₅|Ti electrodes prepared by electrodeposition from different Ir:Ta ratios for the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons”, *Electrochimica Acta*, vol. 263, n° 1, p. 353-361, 2018.
- [84] M. Pérez-Corona, A. Corona, E. D. Beltrán, J. Cárdenas, E. Bustos, Evaluation of IrO₂-Ta₂O₅|Ti electrodes employed during the electroremediation of hydrocarbon-contaminated soil, *Sustatoin. Environ. Res.*, vol. 23, n° 4, p. 279-284, 2013.
- [85] T. Yilmaz Nayir, S. Kara, Container Washing wastewater treatment by combined electrocoagulation-electrooxidation. *Separ. Sci. Technol.*, vol. 53, n° 1, p. 1592-1603, 2018.
- [86] D. Bhagawan, S. Poodari, S. Golla, V. Himabindu, S. Vidyavathi, Treatment of the petroleum refinery wastewater using combined electrochemical methods. *Desalin. Water Treat.*, vol. 57, n° 8, p. 3387-3394, 2016.
- [87] B. Özyurt, S. Camcioglu, H. Hapoglu, A consecutive electrocoagulation and electrooxidation treatment for pulp and paper mill wastewater. *Desalin. Water Treat.*, vol. 93, n° 1, p. 214-228, 2017.
- [88] A. Demir, N. Gören, Investigation of electrocoagulation and electrooxidation methods of real textile wastewater treatment. *Anadolu Univ. J. Sci. Technol. Appl. Sci. Eng.*, vol. 20, n° 1, p. 80, 2019.
- [89] G. B. Raju, M. T. Karuppiah, S. S. Latha, S. Parvatgy, S. Prabhakar, Treatment of wastewater from synthetic textile industry by electrocoagulation-electrooxidation, *Chemical Engineering Journal*, vol. 144, n° 1, p. 51-58, 2008.

- [90] N. Lakshmi-Kruthika, S. Karthika, G. Bhaskar-Raju, S. Prabhakar, Efficacy of electrocoagulation and electrooxidation for the purification of wastewater generated from gelatin production plant, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol.1, n° 3, p. 183-188, 2013.
- [91] O. T. Can, COD removal from fruit-juice production wastewater by electro-oxidation electrocoagulation and electro-Fenton processes, *Desalination and Water Treatment*, vol.52, n° 1-3, p. 65-73, 2014.
- [92] I. Linares-Hernández, C. Barrera Díaz, M. Valdés Cerecero, P. T. Almazán Sánchez, M. Castañeda Juárez, V. Lugo-Lugo, Soft drink Wastewater treatment by electrocoagulation-electro-oxidation processes, *Environmental Technology*, vol. 38, n° 4, p. 433-442, 2017.
- [93] I. Sanni, M. R. Karimi Estahbanati, A. Carabin, P. Drogui, Coupling electrocoagulation with electro-oxidation for COD and phosphorus removal from industrial container wash water, *Separation and Purification Technology*, vol. 282, n° 1, p. 119992, 2022.
- [94] J. Lu, Q. Zhuo, X. Ren, Y. Qiu, Y. Li, Z. Chen, K. Huang, Treatment of wastewater from adhesive-producing industries by Electrocoagulation and electrochemical oxidation, *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 157, n° 1, p. 527-536, 2022.
- [95] G. Basaran-Dindas, Y. Caliskan, E. Ender-Celebi, M. Tekbas, N. Bektas, H. Cengiz-Yatmaz, Treatment of pharmaceutical wastewater by combination of Electrocoagulation, electro-Fenton and photocatalytic oxidation processes, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 8, n° 3, p. 103777, 2020.
- [96] G. Sarwar-Soomro, Ch. Qu, N. Ren, Sh. Meng, X. Li, D. Liang, Efficient removal of refractory organics in landfill leachate concentrates by electrocoagulation in tandem with simultaneous electro-oxidation and in-situ peroxone, *Environmental Research*, vol. 183, n° 1, p. 109249, 2020.
- [97] Modelado avanzado de aguas residuales GPS-X – Hydromantis. <https://www.hydromantis.com/GPSX-innovative.html>, Consultado el 03/06/2025.
- [98] Hydromantis, CapdetWorks Ver. 3: State-of-the-art software for the design and cost estimation of wastewater treatment plants. User's guide, Hydromantis, Inc. Consulting Engineers, Hamilton, Ontario, Canada, 2014.

- [99] B. A. Souza, J. A. Perini, M. José, S. M. Giannini, M. Valnice, B. Zanoni, Fast removal of *Candida parapsilosis* from hemodialysis dialysate using ultraviolet or visible light at nanoporous W/WO₃ electrodes, *Journal of Environmental Chemical*, vol. 7, n° 4, p. 103104, 2019.
- [100] L. Ćurković, H. O. Ćurković, S. Salopek, M. M. Renjo, S. Šegota, Enhancement of corrosion protection of AISI 304 stainless steel by nanostructured sol-gel TiO₂ films, *Corrosion Science.*, vol. 77, n° 1, p. 176-184, 2013.
- [101] M. Starostin, G. E. Shter, G. S. Grader, Corrosion of aluminum alloys Al 6061 and Al 2024 in ammonium nitrate-urea solution, *Materials and Corrosion*, vol. 67, n° 4, p. 387-395, 2016.
- [102] A. Lasia, The origin of the constant phase element, *The Journal of Physical Chemistry Letters*, vol. 13, n° 2, p. 580-589, 2022.
- [103] R. J. A. Felisardo, E. Brillas, T. H. Boyer, E. B. Cavalcanti, S. García-Segura, Understanding electrochemical treatment of real fresh and hydrolyzed urine matrices to remove trace pharmaceuticals, *Separation and Purification Technology*, vol. 342, n° 1, p. 127016, 2024.
- [104] R. J. A. Felisardo, C. H. M. Fernandes, G. O. S. Santos, M. R. V. Laza, Unlocking the potential of in situ H₂O₂ generation in urine as a decentralized electro-sanitation strategy, *Chemical Engineering Journal*, vol. 507, n° 1, p. 160391, 2025.
- [105] J. S. Barroso-Martínez, A. Sandoval-González, M. Cerro-López, F. Espejel-Ayala, J. Cárdenas-Mijangos, J. J. Treviño-Reséndez, Y. Meas-Vong, J. Manríquez, E. Bustos, Electrochemical Degradation of Amoxicillin in Acidic Aqueous Medium Using TiO₂-Based Electrodes Modified by Oxides of Transition Metals. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 29, n° 28, p. 42130-42145, 2022.
- [106] M. Pourbaix, Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solution. National Association of Corrosion Engineers (NACE) International Cebelcor. Houston, Texas, USA, 1974, p 645.
- [107] I. M. D. Gonzaga, A. R. Dória, R. S. S. Castro, M. R. R. Souza, M. A. Rodrigo, K. I. B. Eguiluz, G. R. Salazar-Banda, Microwave-prepared Ti/RuO₂-IrO₂ anodes: Influence of IrO₂ content on atrazine removal, *Electrochimica Acta*, vol. 426, n° 1, p. 140782, 2022.

- [108] L. M. Da Silva, L. A. Da Faria, J. F. C. Boodts, Determination of the morphology factor of oxide layers, *Electrochimica Acta*, vol. 47, nº 3, p. 395-403, 2001.
- [109] A. R. Dória, R. S. Silva, P. H. O. Júnior, E. A. dos Santos, S. Mattedi, P. Hammer, G. R. Salazar-Banda, K. I. B. Eguiluz, Influence of the RuO₂ layer thickness on the physical and electrochemical, *Electrochimica Acta*, vol. 354, nº 1, p. 136625, 2020.
- [110] A. R. Dória, I. M. D. Gonzaga, G. O. S. Santos, M. Pupo, D. C. Silva, R. S. Silva, M. A. Rodrigo, K. I. B. Eguiluz, Ultra-Fast synthesis of Ti/Ru_{0.3}Ti_{0.7}O₂ anodes with superior electrochemical properties using an ionic liquid and laser calcination, *Chemical Engineering Journal*, vol. 416, nº 1, p. 129011, 2021.
- [111] N. Perez, *Electrochemistry and corrosion science*, Kluwer Academic Publishers, Boston, 2004, Ch.3.
- [112] F. M. Al-Kharafi, W. A. Badawy, Corrosion and passivation behaviour of Al, Al-Cu, Al-6061 and Al-7075 in nitric acid and nitric acid-containing chloride solutions, *Kuwait J. Sci. Engin.*, vol. 24, nº 1, p. 93, 1997.
- [113] S. García-Segura, J. D. Ocon, M. N. Chong, Electrochemical oxidation remediation of real wastewater effluents - A review, *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 113, nº 1, p. 48-67, 2018.
- [114] X. Li, S. Lu, G. Zhang, Three-dimensional structured electrode for electrocatalytic organic wastewater purification: Design, mechanism and role, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 445, nº 1, p. 130524, 2023.
- [115] S. Trasatti, O. A. Petrii, Real Surface area measurements in electrochemistry, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, vol. 327, nº 1-2, p. 353-376, 1992.
- [116] Standard Methods for the Examination of water and wastewater, 1960 and 1989. 11th and 17th. Ed. APHA AWWA WPCF. https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en_US/documents/programs/scientific/technical-documents/white-papers/apha-water-testing-standard-methods-introduction-white-paper.pdf
- [117] NOM-001-SEMARNAT-1996, that establishes the maximum permissible limits of containers in the discharge of residual waters in national waters and assets. <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3290/1/nom-001-semarnat-1996.pdf>

- [118] M. S. Ali-Taleshi, F. Nejadkoorki, Characterization of Hemodialysis Reverse Osmosis Wastewater From Yazd Educational Hospitals, *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*, vol. 3, n° 1, p. 5067, 2016.
- [119] A. U. A. Arif, M. T. Sorour, S. A. Aly, Desing and Comparison of Wastewater Treatment Plant Types (Activated Sludge and Membrane Bioreactor), Using GPS-X Simulation Program: Case Study of Tikrit WWTP (Middle Iraq), *Journal of Enviromental Protection*, vol. 9, n° 6, p. 636-691, 2018.
- [120] A. Mohagheghian, R. Nabizadeh, A. Mesdghinia, N. Rastkari, A. H. Mahvi, M. Alimohammadi, M. Yunesian, R. Ahmadkhaniha, S. Nazmara, Distribution os estrogenic steroids in municipal wastewater treatment plants in Tehran, Iran, *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, vol. 12, n° 97, p. 1-7, 2014.
- [121] Official Mexican Standard NOM-003-ECOL-1997 establishes the maximum permissible limits of contaminants for treated wastewater that is reused in public services. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/311363/NOM_003_SEMARNAT.pdf, 1997, Consultado el 23/03/2025.
- [122] Official Mexican Standard NOM-052-SEMARNAT-2005 establishes the characteristics, identification procedure, classification, and lists of hazardous waste. <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/1055/SEMARNA/SEMARNA.htm>, 2005, Consultado el 23/03/2025.
- [123] Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993, establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. <https://www.imss.gob.mx/sites/all/statics/profesionalesSalud/investigacionSalud/cbis/nom-053-semarnat-1993.pdf>, 1993, Consultado el 23/03/2025.
- [124] Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. - Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles para su aprovechamiento y disposición final. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0, 2002, Consultado el 23/03/2025.

- [125] G. Acosta-Santoyo, R. A. Herrada, S. Folter, E. Bustos, Stimulation of the germination and growth of different plant species using electric field treatment with IrO₂-Ta₂O₅/Ti electrodes, *Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 93, n° 5, p. 1488-1494, 2018.
- [126] G. Acosta-Santoyo, S. Solís, G. Hernández-Silva, J. Cárdenas, Z. Plank, E. Bustos, Analysis of the biological recovery of soils contaminated with hydrocarbons using an electrokinetic treatment, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 371, n° 1, p. 625-633, 2019.
- [127] S. Solís, S. M. Contreras-Ramos, F. J. Bacame-Valenzuela, Y. Reyes-Vidal, E. González-Jasso, E. Bustos, Comparison of the effects of biological and electrical stimulation on the growth of Zea mays, *Electrochimica Acta*, vol. 448, n° 1, p. 142193, 2023.
- [128] S. Karlqvist, I. Burdun, S. S. Salko, J. Juola, M. Rautiainen, Retrieval of Moisture content of common Sphagnum peat moss species from hyperspectral and multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, vol. 315, n° 1, p. 114415, 2024.
- [129] Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis, <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>, 2020, Consultado el 23/03/2025.
- [130] B. K. Zaied, M. Rashid, M. Nasrullah, A. W. Zularisam, D. Pant, L. Singh, A comprehensive review on contaminants removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation process, *Science of The Total Environment*, vol. 726, n° 1, p. 138095, 2020.
- [131] R. Kaur, J. P. Kushwaha, N. Singh, Amoxicillin electro-catalytic oxidation using Ti/RuO₂ anode: Mechanism, oxidation products, and degradation pathway, *Electrochimica Acta*, vol. 296, n° 1, p. 856-866, 2019.
- [132] K. Ariga, T. Kunitake, *Supramolecular Chemistry – Fundamentals and Applications*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany, 2006, pp 208.
- [133] Z. Frontistis, M. Antonopoulou, D. Venieri, I. Konstantinou, D. Mantzavinos, Boron-doped diamond oxidation of amoxicillin pharmaceutical formulation: Statistical evaluation of operating parameters, reaction pathways, and antibacterial activity, *Journal of Environmental Management*, vol. 195, n° 2, p. 100-109, 2017.

- [134] S. O. Ganiyu, N. Oturan, S. Raffy, M. Cretin, R. Esmilaire, E. V. Hullebusch, G. Esposito, M. A. Oturan, Sub-stoichiometric titanium oxide (Ti₄O₇) as a suitable ceramic anode for electrooxidation of organic pollutants: A case study of kinetics, mineralization and toxicity assessment of amoxicillin, *Water Research*, vol. 106, nº 1, p. 171-182, 2016.
- [135] NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0, Consultado el 22/02/2025
- [136] Ministry of Environment, Human Resource Development, Department of Environment Employment, Guidelines for Irrigation Water Quality (General Notice No. 6/7 of 1999), Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1999, Consultado 22/02/2025.
- [137] European Parliament and Council, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy (Water Framework Directive), Official Journal of the European Communities L 327 (2000) 1-73, consultado el 22/02/2025.
- [138] Institute of Standards and Industrial Research on Iran, Iranian standard for the reuse of wastewater effluent for agricultural and irrigation purposes, discharge to absorbing wells, and surface water (Standard No. 12), Institute of Standards and Industrial Research of Iran (1999), consultado el 22/01/2025.
- [139] IMSS es líder nacional en tratamientos especializados para enfermedad renal. Acercando el IMSS Al Ciudad (2021). <https://www.imss.gob.mx/prensa/archivo/202103/103>, Consultado el 22/01/2025.
- [140] D. Öztürk, A. Akyol, S. Kara, A. Dimoglo, The degradation of 1,4 acetaminophen by electrocatalytic oxidation process and investigation the by-products of the system, *Chemical Engineering Research and Desing*, vol. 200, nº 1, p. 146-156, 2023.
- [141] P. S. Khanal, P. N. Adhikari, Thermodynamic and transport properties of amoxicillin, *Journal of Molecular Liquids*, vol. 354, nº 1, p. 118865, 2022.
- [142] G. A. Karaoglu, D. Öztürk, A. Akyol, S. Kara, PCT degradation with electrooxidation (EOx) and ultrasound (US) hybrid process using different

type electrodes: BDD, Ti/PbO₂ and Ti/Pt, *Separation and Purification Technology*, vol. 311, n° 1, p. 123313, 2023.

- [143] J. Treviño-Reséndez, M. Razo-Negrete, L. A. Godínez, Y. Meas, J. D. García-Espinoza, Integrated system of electrocoagulation, activated sludge, and electrooxidation for the treatment of oil refinery wastewater, *Chemical Engineering and Processing – Process Intensification*, vol. 208, n° 1, p. 110135, 2025.
- [144] M. J. Yáñez-Ángeles, V. J. González-Nava, J. A. Castro-Fernández, R. García-Estrada, F. Espejel-Ayala, Y. Reyes-Vidal, F. F. Rivera-Iturbe, J. Cárdenas, E. Bustos, Textile-washing wastewater treatment using ozonolysis, electro-coagulation, and electro-oxidation, *Electrochimica Acta*, vol. 512, n° 1, p. 145473, 2025.
- [145] A. Atrashkevich, S. García-Segura, Engineering decentralized electro disinfection to sustain consistent chlorine generation under varying drinking water chloride content, *Applied Catalysis O: Open*, vol. 195, n° 1, p. 207012, 2024.
- [146] I. Abdulgani, F. Escalona-Durán, M. D. de Araújo, V. E. dos Santos, B. D. I. Segundo, C. A. Martínez-Huitle, The role of saline-related species in the electrochemical treatment of produced water using Ti/IrO₂-Ta₂O₅ anode, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, vol. 910, n° 1, p. 116163, 2022.
- [147] S. Periyasamy, M. Muthuchamy, Electrochemical oxidation of paracetamol in water by graphite anode: Effect of pH, electrolyte concentration and current density, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 6, n° 6, p. 7358-7367, 2018.
- [148] J. R. A. Felisardo, E. Brillas, H. T. Boyer, B. E. Calvalcanti, S. García-Segura, Electrochemical degradation of acetaminophen in urine matrices: Unraveling complexity and applications for realistic treatment strategies, *Water Research*, vol. 261, n° 1, p. 122034, 2024.
- [149] A. G. Trovó, R. F. P. Nogueira, A. Agüera, A. R. Fernandez-Alba, S. Malato, Degradation of the antibiotic amoxicillin by photo-Fenton process – Chemical and toxicological assessment, *Water Research*, vol. 45, n° 3, p. 1394-1402, 2011.
- [150] J. Zhang, C. Zheng, Y. Dai, C. He, H. Liu, S. Cahi, Efficient degradation of amoxicillin by scaled-up electro-Fenton process: Attenuation of toxicity and decomposition mechanism, *Electrochimica Acta*, vol. 381, n° 1, p. 138274, 2021.

- [151] R. Kaur, J. P. Kushwaha, N. Singh, Electro-oxidation of amoxicillin trihydrate in continuous reactor by Ti/RuO₂ anode, *Science of The Total Environment*, vol. 677, n° 1, p. 84-97, 2019.
- [152] M. Muruganathan, S. S. Latha, G. B. Raju, S. Yoshihara, Anodic oxidation of ketoprofen – An anti-inflammatory drug using boron doped diamond and platinum electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 180, n° 1-3, p. 753-758, 2010.
- [153] P. D. Kalariya, B. Raju, R. M. Borkar, D. Namdev, S. Gananadhamu, P. P. Nandekar, A. T. Sangamwar, R. Srinivas, Characterization of forced degradation products of ketorolac tromethamine using LC/ESI/TOF/MS/MS and in silico toxicity prediction, *Journal of Mass Spectrometry*, vol. 49, n° 5, p. 380-91, 2014.
- [154] M. Uzzaman, M. N. Uddin, Optimization of structures, biochemical properties of ketorolac and its degradation products based on computational studies, *Journal of Pharmaceutical Sciences*, vol. 27, n° 1, p. 71-82, 2019.
- [155] NOM-002-SEMARNAT-1996, that establishes the maximum permissible limits of pollutants in wastewater discharges to urban or municipal sewage systems.
https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4881304&fecha=03/06/1998#gsc.tab=0, Consultado el 04/06/2025.
- [156] J. P. Jolivet, E. Tronc, C. Chanéac, Iron oxides: From molecular clusters to solid. A nice example of chemical versatility, *Comptes Rendus Geosci.*, vol. 338, n° 6-7, p. 488-497, 2006.
- [157] N. Marriaga-Cabral, F. Machuca-Martínez, Fundamentals of electrocoagulation. Chapter 1, in the book: Evaluation of electrochemical reactors as a new way to environmental protection. Peralta-Hernández, J.M., Rodrigo-Rodrigo, M.A., Martínez-Huitle, C.A. (Eds.). Research Signpost. Kerala, India, 2014, p.p. 1-16.
- [158] W.A. M. McMinn, J. Keown, S. J. Allen, M. G. Burnett, Effect of shear on concentrated hydrous ferric floc rheology, *Water Research*, vol. 38, n° 7, p. 1873-1883, 2004.
- [159] M. K. Oden, H. Sari-Erkan, Treatment of metal plating wastewater using iron electrode by electrocoagulation process: Optimization and process performance, *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 119, n° 1, p. 207-217, 2018.

- [160] I. Takács, G. G. Patry, D. Nolasco, A dynamic model of the clarification-thickening process, *Water Research*, vol. 25, nº 10, p. 1263-1271, 1991.
- [161] M. S. Nars, M. A. E. Moustafa, H. A. E. Seif, G. E. Kobrosy, Modelling and simulation of German BIOGEST/EL-AGAMY wastewater treatment plants – Egypt using GPS-X simulator, *Alexandria Engineering Journal*, vol. 50, nº 4, p. 351-357, 2011.
- [162] R. M. Carr, U. J. Blumenthal, D. Mara, Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: revisiting WHO guidelines, *Water Science and Technology*, vol. 50, nº 2, p. 31-38, 2004.
- [163] Food and Agriculture Organization of the United Nations: Wastewater treatment and use in agriculture – FAO irrigation and drainage. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, <https://www.fao.org/4/t0551e/t0551e00.htm>, 1992. Consultado el 23/03/2025.
- [164] US EPA (2003). Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. Environmental regulations and technology. EPA/625/R-92/013. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Center for Environmental Research Information. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/epa-625-r-92-013.pdf>, consultado el 23/03/2025.
- [165] USEPA (1993). Land Application of Sewage Sludge a Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503. EPA-831-B-93-002b. Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/biosolids/guide-land-appliers-requirements-federal-standards-use-or-disposal-sewage-sludge-40-cfr>, Consultado el 23/03/2025.
- [166] Resolução N° 375 de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 29 de agosto de 2006. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5956>, Consultado el 23/03/2025.
- [167] Decreto 1287, Por el cual se establecen criterios para el uso de biosólidos generados en planes de tratamiento de aguas residuales municipales,

2014, <https://www.minambiente.gov.co/documento-normativa/decreto-1287-de-10-de-julio-de-2014/>, Consultado el 23/03/2025.

- [168] N. Syam, T. Wardiyati, M. D. Maghfoer, E. Handayanto, B. Ibrahim, A. Muchdar, Effect of Accumulator Plants on Growth and Nickel Accumulation of Soybean on Metal-contaminated Soil, *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, vol. 9, nº 1, p. 13-19, 2016.
- [169] J. B. Oliveira, J. P. R. Marques, B. W. Rodak, F. S. Galindo, N. F. Carr, E. Almeida, K. Araki, J. M. Goncalves, A. R. Reis, A. Ent, H. W. P. Carvalho, Fate of nickel in soybean seeds dressed with different forms of nickel, *Rhizosphere*, vol. 21, nº 1, p. 100464, 2022.
- [170] J. A. Bhat, F. Basit, M. N. Alyemeni, S. Mansoor, G. Kaya, P. Ahmad, Gibberellic acid mitigates nickel stress in soybean by cell wall fixation and regulating oxidative stress metabolism and glyoxalase system, *Plant Physiology and Biochemistry*, vol. 198, nº 1, p. 107678, 2023.
- [171] X. Mao, B. Ahmad, S. Hussain, F. Azeem, M. Wasseem, Y. A. Hamound, H. Shaghaleh, A. H. A. Abeed, M. Rizwan, J. W. H. Yong, Microbial assisted alleviation of nickel toxicity in plants: A review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 289, nº 1, p. 117669, 2025.
- [172] Comisión Federal de Electricistas. <https://www.cfe.mx/Pages/default.aspx>, Consultado el 1/8/2024.
- [173] Espectroscopia Electrónica de Barrido. <https://atriainnovation.com/blog/microscopia-electronica-de-barrido-sem-utilidades/b>, Consultado 03/06/2025.
- [174] Guía de Espectroscopía Raman, Bruker. <https://www.bruker.com/es/products-and-solutions/infrared-and-raman/raman-spectrometers/what-is-raman-spectroscopy.html#:~:text=Los%20fundamentos%20de%20Raman&text=Se%20basa%20en%20la%20dispersi%C3%B3n,se%20llama%3A%20el%20efecto%20Raman>. Consultado el 03/07/2025.
- [175] Espectroscopia de Ultravioleta – Visible. https://www.mt.com/mx/es/home/applications/Application_Browse_Laboratory_Analytics/uv-vis-spectroscopy/uvvis-spectroscopy-explained.html, Consultado el 03/06/2025.

- [176] Espectroscopia de Impedancia Electroquímica (EIS). https://www.metrohm.com/es_mx/applications/application-notes/autolab-applikationen-anautolab/an-eis-001.html, Consultado el 03/06/2025.
- [177] N. Elgrishi, K. J. Rountree, B. D. McCarthy, E. S. Rountree, T. T. Eisenhart, J. L. Dempsey, A Practical Beginner's Guide to Cyclic Voltammetry, *Journal of Chemical Education*, vol. 95, nº 2, p. 197-206, 2018.
- [178] H. Yamada, K. Yoshi, M. Asahi, M. Chiku, Y. Kitazum, Cyclic Voltammetry Part 1. Fundamentals, *J-STAGE home*, vol. 90, nº 10, p. 102005, 2022.
- [179] Cromatografía de líquidos de alto rendimiento, HPLC. https://www.thermofisher.com/mx/es/home/industrial/chromatography/chromatography-learning-center/liquid-chromatography-information/hplc-basics.html?erpType=LATAM_E1, Consultado el 03/06/2025.

Apéndice A

A1. Producción científica

1. **V. J. González-Nava**, F.J. Bacame-Valenzuela, Y. Reyes-Vidal, J. Manríquez, S. Sepúlveda-Guzmán, E- Bustos, Electrochemical treatment of hemodialysis wastewater including pharmaceutical products, *Electrochimica Acta*, vol. 437, n° 1, p.141470, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.electacta.2022.141470>
2. **V. J. González-Nava**, J. Cárdenas Mijangos, R.F. Frausto-Castillo, E. Bustos Bustos, Hemodialysis Wasterwater Treatment via Electrocoagulation and Electro-Oxidation: Modular Pilot-Level Modeling and Simulation, *ChemPlusChem*, vol. 89, n° 6, p. e202300671, 2024.
<https://doi.org/10.1002/cplu.202300671>
3. **V. J. González-Nava**, S. Solís-Valdéz, J. Manríquez, S. Sepúlveda-Guzmán, A. M. Stortini, E. Bustos, Detection of sodium ion in aqueous soil extract using Prussian blue modified screen-printed electrodes, *Electrochimica Acta*, vol. 513, n° 1, p. 145564, 2025.
<https://doi.org/10.1016/j.electacta.2024.145564>
4. M. J. Yáñez-Ángeles, **V. J. González-Nava**, J. A. Castro-Fernández, R. García-Estrada, F. Espejel-Ayala, Y. Reyes-Vidal, F. F. Rivera-Iturbe, J. Cárdenas, E. Bustos, Textile-washing wastewater treatment using ozonolysis, electro-coagulation, and electro-oxidation, *Electrochimica Acta*, vol. 512, n° 1, p. 145473, 2025.
<https://doi.org/10.1016/j.electacta.2024.145473>
5. **V. J. González-Nava**, M. J. Yáñez-Ángeles, R. Hernández-Posadas, D. Palomares-Reyna, F. J. Bacame-Valenzuela, Y. Reyes-Vidal, F. F. Rivera-Iturbe, E. Bustos, Removal of Pharmaceutical Products from Hemodialysis Wastewater using Electrocoagulation and Electro-oxidation, *Electrochimica Acta*, vol. 535, p. 146599, 2025.
<https://doi.org/10.1016/j.electacta.2025.146599>

6. **V. J. González-Nava**, J. Cárdenas, R. Frausto-Castillo, C. Hernández, F. J. Noguerón, D. Nesterov, E. Bustos, Valorization of hemodialysis wastewater and sludge generated after and advanced oxidation process inside a circular economy for a sustainable development. Next Generation, 2025. Sometido.
7. **V. J. González-Nava**, R. S. S. Castro, R. Colombo, M. R. V. Lanza, E. Bustos. Proposal of Pathway form the Electrodegradation of Amoxicillin and Paracetamol from Hemodialysis Wastewater using Electro-Oxidation, UVC and Electro-oxidation-UVC Treatment. En preparación.
8. M. J. Yáñez-Ángeles, **V. J. González-Nava**, R. Hernández-Posadas, D. Palomares-Reyna, F. J. Bacame-Valenzuela, Y. Reyes-Vidal, F. F. Rivera-Iturbe, E. Bustos, Electrochemical Treatment of Hemodialysis Wastewater Containing Paracetamol: Evaluation of a Combined Electro-oxidation and Electrocoagulation System. En preparación.
9. **V. J. González-Nava**, R. S. S. Castro, M. R. V. Lanza, E. Bustos, Treatment of HD wastewater with pharmaceuticals using gas diffusion electrode. En preparación.

A2. Reconocimientos

1. Tercer lugar en el Premio Querétaro de Ciencia, Tecnología e Innovación, CONCYTEQ, Estudiantes de Posgrado y/o Investigadores. 2023.
2. Segundo lugar en el Certamen de presentación de posters de la conmemoración del Día Mundial del agua. CIDETEQ. 2023.

Apéndice B

B1. Fundamentos: Técnicas de caracterización

B.2 Microscopía electrónica de barrido

La microscopía electrónica de barrido (SEM) se fundamenta en la emisión de un barrido de haz de electrones sobre la muestra, los cuales interactúan con la misma produciendo diferentes tipos de señales que son reconocidas por detectores. Finalmente, la información obtenida en los detectores es transformada para dar lugar a una imagen de alta definición, con una resolución de 0.4 a 20 nm. El SEM cuenta con un filamento que genera un haz de electrones que impactan con la muestra. Estos electrones interactúan con la muestra que se está estudiando y devuelven distintas señales que son interpretadas por distintos detectores que se acoplan al SEM; con esta información se puede obtener información superficial de:

- ❖ Forma y topografía.
- ❖ Textura.

La interacción del haz de electrones con la superficie de la muestra se realiza en forma de “pera” como se puede ver en la Figura 35. La penetración dependerá de los KV a los que se trabaje; un estándar es una penetración de 1-5 micras [173].

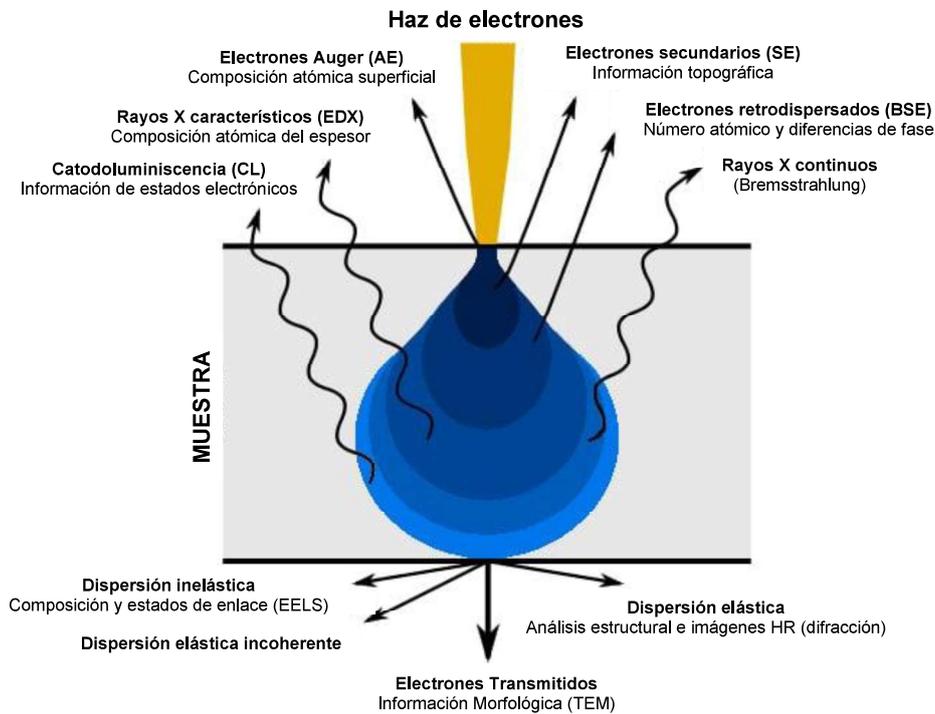


Figura 35. Interacción del haz de electrones con la superficie de la muestra, imagen modificada de la referencia [173].

B.3 Detectores en un SEM

B.3.1 Detector de electrones secundarios (SE)

Captan la energía proveniente de los electrones secundarios generados en el material por la interacción del haz de electrones; aportan información de la textura/topografía más superficial al provenir de la capa más externa (la “pera” más cercana a la superficie, Figura 35) [173].

B.3.2 Detector de electrones retrodispersados (BSE)

Captan la energía proveniente de los electrones retrodispersados (segunda “pera”, Figura 35); posee menos resolución de la superficie, pero es sensible a las variaciones en el número atómico de los elementos de la superficie, y por lo tanto en la composición. En la BSE se observan distintos tonos de grises según el peso atómico (más claro si el elemento es más pesado ya que emite más energía y “brilla” más) [173].

B.3.3 Detector de rayos X (EDX, EDS o EDAX)

Este detector capta la energía proveniente de los rayos X generados en la superficie (tercera capa de la “pera”, Figura 35) y son característicos de cada elemento de la muestra, por lo que aportan información sobre la composición elemental. A diferencia de los BSE, estos aportan información de más volumen de la muestra, y permite conocer la forma semicuantitativa de la composición de la superficie de la muestra. Los EDX pueden aplicarse en un punto concreto de la superficie de la muestra o en un área; cuando el análisis se aplica en un área, cabe la posibilidad de obtener un mapa con los diferentes elementos que posee el área seleccionada de la muestra, siendo representado cada elemento con un color diferente [173].

B.4 Espectroscopia Raman

La espectroscopia Raman pertenece a la categoría de espectroscopia vibratoria; analiza una muestra químicamente, mediante el uso de la luz para crear (excitar) movimiento molecular, e interpretar esta interacción después.

Esta espectroscopía Raman se basa en la dispersión inelástica de la luz que se produce cuando la materia es irradiada por una fuente monocromática. Después de que esta luz monocromática haya interactuado con la muestra, una parte muy pequeña de ella ha cambiado su longitud de onda, a esto se le conoce como “el efecto Raman”, Figura 36 [174].

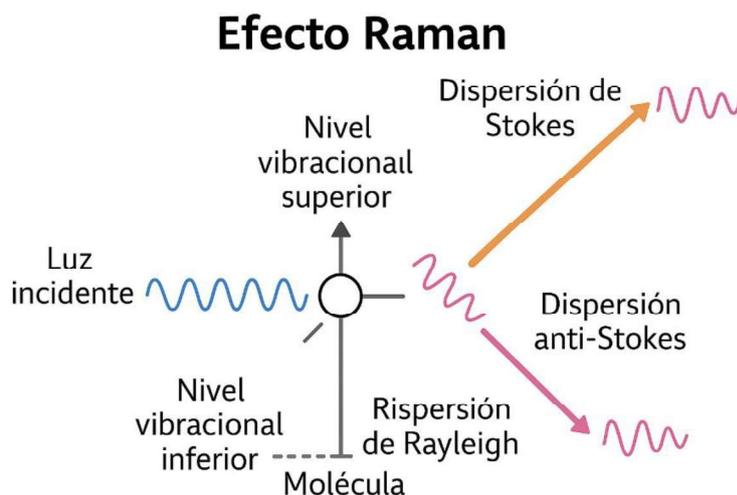


Figura 36. Representación del Efecto Raman en una muestra utilizando luz monocromática.

La espectroscopía Raman proporciona información sobre la composición química de la sustancia, pero también sobre la cristalinidad, el polimorfismo o los cambios en la presión y la temperatura. Un espectro Raman es la “huella dactilar” del compuesto, es una poderosa herramienta para la investigación de materiales, el desarrollo de nuevos productos farmacéuticos y donde se requieran microanálisis químicos hasta el rango de nanómetros (500 nm) [174].

B.5 Espectroscopia de ultravioleta-visible

La espectroscopia ultravioleta-visible es un tipo de espectroscopia de absorción en la que se ilumina una muestra con rayos electromagnéticos de varias longitudes de onda en el rango ultravioleta (UV) y visible (VIS), Figura 37. Según la sustancia, la muestra absorbe parcialmente los rayos de luz UV-VIS. El resto de la luz, es decir, la luz transmitida, se registra como una función de la longitud de onda mediante un detector adecuado. El detector produce entonces el espectro UV-VIS único de la muestra (también conocido como el “espectro de absorción”). Cuando una sustancia absorbe el máximo de luz a una determinada longitud de onda, se da una relación única entre la sustancia y su espectro UV-VIS [101]. Esta relación puede servir para:

Análisis cualitativos: Determinar la presencia de ciertas sustancias.

Análisis cuantitativos: Determinar la cantidad de ciertas sustancias.

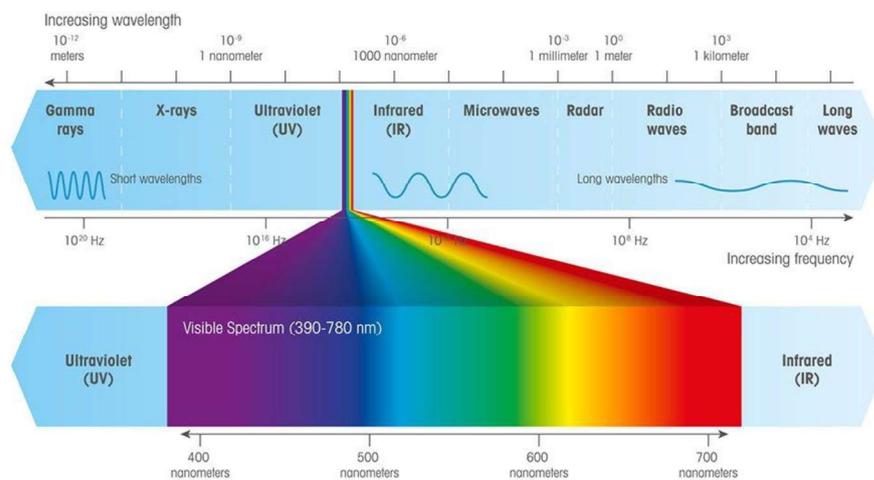


Figura 37. Espectro electromagnético de la luz.

La absorbancia (A), ecuación (54), también conocida como “densidad óptica” (DO), es la cantidad de luz absorbida por el objeto y puede expresarse de la siguiente manera:

$$A = -\log (T) \quad (54)$$

Transmitancia (T), ecuación (55):

$$T = \frac{I}{I_0} \quad (55)$$

B.6 Ley de Beer-Lamber

La ley de Beer-Lambert establece que la cantidad de energía que absorbe una solución es proporcional al paso de luz y a la concentración [175]. La fórmula matemática de la ley de Beer-Lambert es, ecuación (56):

$$A = \epsilon dc \quad (56)$$

Donde ϵ = absortividad molar, d = paso de luz y c = concentración.

B.7 Espectroscopia de Impedancia Electroquímica

Es una técnica multidisciplinaria ampliamente utilizada para caracterizar el comportamiento de sistemas electroquímicos complejos. Lo que distingue a EIS es su capacidad para aislar y distinguir la influencia de varios fenómenos físicos y químicos en un potencial aplicado dado, algo que no es posible con las técnicas electroquímicas tradicionales [176].

B.7.1 Principios de las mediciones EIS

El enfoque fundamental de todos los métodos de impedancia es aplicar una señal de excitación sinusoidal de pequeña amplitud al sistema bajo investigación y medir la respuesta, que puede ser corriente, voltaje u otra señal de interés. En la Figura 38 se muestra una curva iV típica para un sistema electroquímico teórico [176].

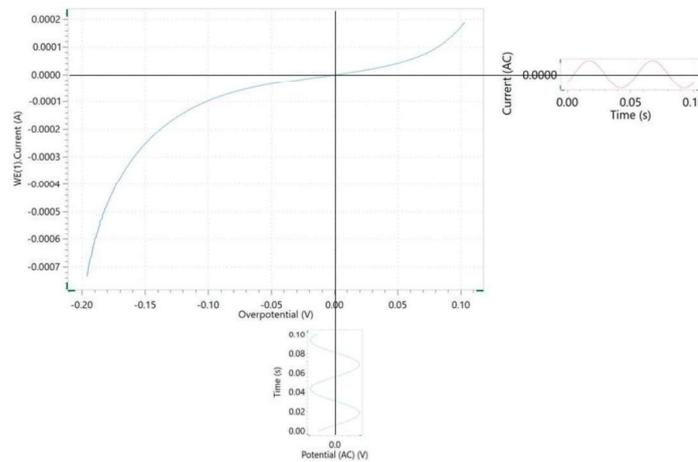


Figura 38. Curva que muestra la señal de potencial modulada aplicada y la señal de corriente modulada resultante registrada durante una medición de EIE.

En EIS, una sinusoidal de baja amplitud de una frecuencia particular, se superpone al voltaje de polarización de CC_{mi0} . Esto da como resultado una respuesta actual de una onda sinusoidal superpuesta a la corriente continua [176]. La respuesta actual se desplaza con respecto al potencial aplicado, Figura 39.

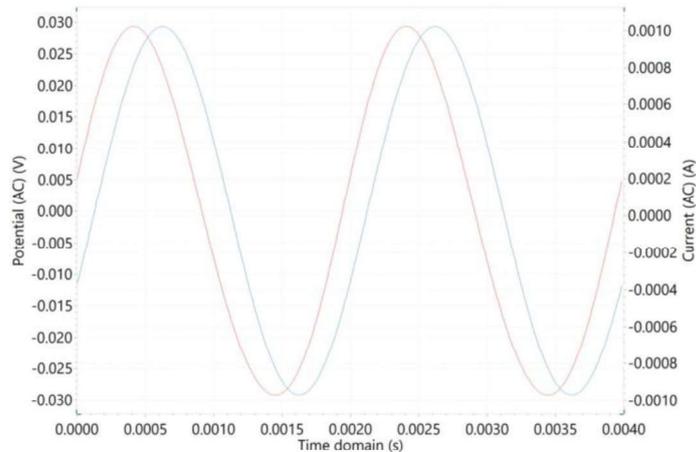


Figura 39. Gráfico de dominio de tiempo de la modulación del potencial de CA de baja amplitud (curva azul) y la respuesta de corriente de CA (curva roja).

La expresión de la serie de Taylor para corriente está dada por, ecuación (57):

$$\Delta i = \left(\frac{di}{dE} \right)_{E_0, i_0} \cdot \Delta E + \frac{1}{2} \left(\frac{d^2i}{dE^2} \right)_{E_0, i_0} \cdot \Delta E^2 + \dots \quad (57)$$

Si la magnitud de la señal perturbadora ΔE es pequeña, entonces la respuesta puede considerarse lineal en la primera aproximación; se puede suponer que los términos de orden superior en la serie de Taylor son despreciables. La impedancia del sistema, Z_ω entonces se puede calcular usando la ley de Ohm de la siguiente manera, ecuación (58):

$$Z_\omega = \frac{E_\omega(V)}{i_\omega(A)} \quad (58)$$

La impedancia del sistema es una cantidad compleja con una magnitud y un cambio de fase que dependen de la frecuencia de la señal. Por lo tanto, al variar la frecuencia de la señal aplicada, se puede calcular la impedancia del sistema en función de la frecuencia. Normalmente, en electroquímica se utiliza un rango de frecuencia de 100 kHz a 0.1 Hz. Como se mencionó, la impedancia es una cantidad compleja y se puede representar en coordenadas cartesianas y polares. En coordenadas polares, la impedancia de los datos está representada por, ecuación (59):

$$z = |z|e^{j\varphi\omega} \quad (59)$$

Donde $|z|$ es la magnitud de la impedancia y φ es el cambio de fase.

En coordenadas cartesianas, la impedancia viene dada por, ecuación (60):

$$z = z' - j \cdot z'' \quad (60)$$

Donde z' es la parte real de la impedancia, z'' es la parte imaginaria y $j = \sqrt{-1}$.

B.7.2 Representación de los datos

La gráfica de la parte real de la impedancia contra la parte imaginaria da una llamada gráfica de Nyquist [176], como se puede observar en la Figura 40.

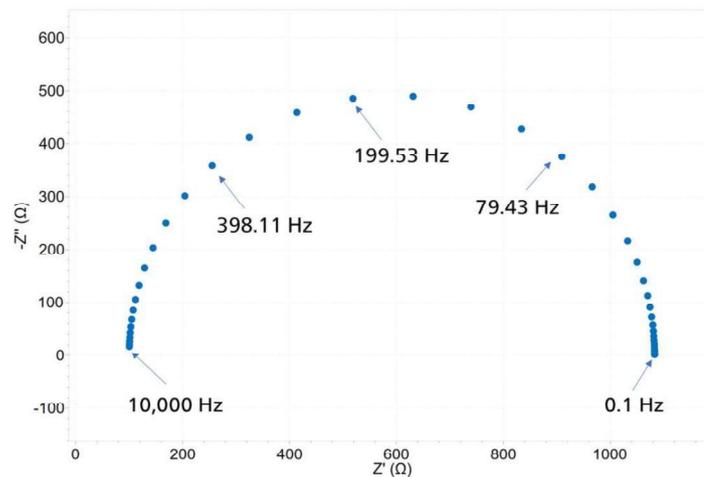


Figura 40. Representación del espectro de Nyquist en EIE para un proceso idealmente polarizable reversible.

La ventaja de la gráfica de Nyquist es que brinda una visión general rápida de los datos y es posible hacer algunas interpretaciones cualitativas. En un gráfico de Nyquist, el eje real debe ser igual al eje imaginario (ejes isométricos) para no distorsionar la forma de la curva. La forma de la curva es importante para hacer interpretaciones cualitativas de los datos. La desventaja del diagrama de Nyquist es que la información de frecuencia no está presente [176]. El módulo de impedancia y el cambio de fase se trazan como una función de la frecuencia de dos gráficos diferentes conocidos colectivamente como el diagrama de Bode, Figura 41. Esta es una forma más completa de presentar los datos.

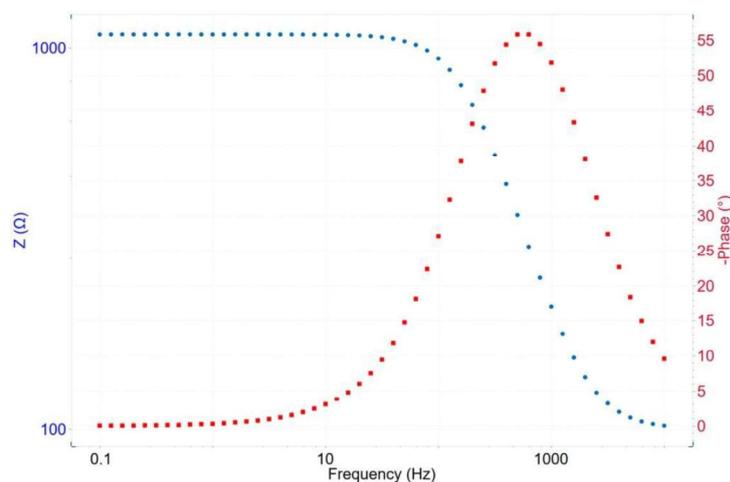


Figura 41. Un típico diagrama de Bode en EIE para un proceso idealmente polarizable reversible.

La relación entre las formas de representar los datos viene dada por las ecuaciones (61 y 62):

$$|Z|^2 = (z')^2 + (z'')^2 \quad (61)$$

$$\tan(\varphi) = \frac{-z''}{z'} \quad (62)$$

Alternativamente, los componentes reales e imaginarios se pueden obtener de las siguientes ecuaciones (63 y 64):

$$z' = |z| \cos \varphi \quad (63)$$

$$-z'' = -|z| \sin \varphi \quad (64)$$

B.8 Voltamperometría cíclica

La voltamperometría cíclica (VC) es una técnica electroquímica comúnmente empleada para investigar los procesos de reducción y oxidación de especies moleculares. La VC también es invaluable para estudiar reacciones químicas iniciadas por transferencia de electrones, incluyendo catálisis.

En un VC el eje X representa un parámetro que se impone en el sistema, potencial aplicado (E), mientras que el eje Y es la respuesta, la corriente resultante (i) que pasa. Los picos observados en una VC están relacionados con la respuesta de las especies electroactivas, las cuales los describe la ecuación de Nernst. La ecuación de Nernst relaciona el potencial de una celda electroquímica (E) con el potencial estándar de una especie (E_0) y las actividades relativas (a) del analito oxidado (OX) y reducido (Red) en el sistema en equilibrio. En la ecuación (65), F es la constante de Faraday, R es la constante universal de los gases, n es el número de electrones, y T es la temperatura.

$$E = E^0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{(Ox)}{(Red)} = E^0 + 2.3026 \frac{RT}{nF} \log_{10} \frac{(Ox)}{(Red)} \quad (65)$$

La ecuación de Nernst proporciona una forma significativa de predecir cómo responderá un sistema a un cambio de concentración de especies en solución a un cambio en el potencial del electrodo.

Si el proceso de reducción es química y electroquímicamente reversible, la diferencia entre los potenciales de pico anódico y catódico, denominada separación de pico (ΔE_p), es de 57 mV a 25 °C ($2.22RT/F$), y el ancho en la mitad del máximo en el barrido hacia adelante del pico es de 59 mV. La reversibilidad electroquímica se refiere a la cinética de transferencia de electrones entre el electrodo y el analito. Cuando hay una barrera baja para la transferencia de electrones (reversibilidad electroquímica), el equilibrio nernstiano se establece inmediatamente tras cualquier cambio en el potencial aplicado. Por el contrario, cuando hay una barrera alta para la transferencia de electrones (irreversibilidad electroquímica), las reacciones de transferencia de electrones son lentas y se requieren potenciales más negativos (positivos) para observar reacciones de reducción (oxidación), lo que da lugar a ΔE_p mayores [177].

La velocidad de barrido del experimento controla la velocidad con la que se barre el potencial aplicado. Una velocidad más rápida reduce el tamaño de la capa de difusión y, como consecuencia, se observan corrientes más altas [105]. Para los procesos de transferencia de electrones electroquímicamente reversibles que involucran especies redox que se difunden libremente, la ecuación de Randles – Sevcik (66) describe como la corriente de pico i_p (A) aumenta linealmente con la raíz cuadrada de la velocidad de barrido v ($V s^{-1}$), donde n es el número de electrones transferidos en el evento redox, A (cm^2) es el área de superficie del electrodo (usualmente tratada como el área de superficie geométrica), D_0 (cm^2s^{-1}) es el coeficiente de difusión del analito oxidado y C^0 ($mol cm^{-3}$) es la concentración en masa de analito.

$$i_p = 0.446nFAC^0 \left(\frac{nFvD_0}{RT} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (66)$$

B.8.1 Sistema cuasi-reversible

En un sistema cuasireversible la transferencia electrónica no es instantánea; el sistema no alcanza el equilibrio total, pero aún hay cierto grado de reversibilidad. La modificación de la ecuación de Randles-Sevcik se ajusta

con un factor que depende del coeficiente de transferencia de carga k^0 y del número de electrones n , además de la velocidad de barrido v . La ecuación dada para este sistema es (67) [178]:

$$i_p = (2.69 \times 10^5) n^{3/2} A D^{1/2} C v^{1/2} \cdot \psi \quad (67)$$

Donde ψ es una función adimensional que depende de:

El número de Damköhler ($k^0/(D \cdot v)^{1/2}$)

El coeficiente de transferencia α

La corriente de pico es menor que en el caso reversible y muestra mayor dependencia del mecanismo de transferencia de carga.

B.8.2 Sistema irreversible

En este caso, la reacción es tan lenta que no se establece equilibrio en ningún momento. Solo se considera una de las reacciones (oxidación o reducción). La ecuación para sistemas irreversibles es (68) [178]:

$$i_p = (2.99 \times 10^5) n (\alpha n)^{1/2} A D^{1/2} C v^{1/2} \quad (68)$$

En la ecuación (68) aparece el término α (coeficiente de transferencia), y la corriente de pico depende del potencial de activación.

En la Tabla AB1 se comparan los tres sistemas que pueden existir en una reacción electroquímica.

Tabla B1. Comparación de los tres sistemas: reversibles, cuasi-reversibles e irreversible.

Sistema	Transferencia electrónica	Relación $i_p \sim v^{1/2}$	Equilibrio electroquímico
Reversible	Muy rápida	Se cumple	Sí
Cuasireversible	Moderada	Se modifica por ψ	Parcial
Irreversible	Muy lenta	Se modifica, incluye α	No

B.9 Cromatografía de líquidos de alto rendimiento

La cromatografía de líquidos de alto rendimiento o alta resolución (HPLC, por sus siglas en inglés) es una técnica de química analítica muy amplia que se utiliza para separar compuestos en una mezcla de sustancias químicas. Para realizar estas separaciones, se hace uso del caudal de una fase móvil que pasa a presión a través de una columna empaquetada con una fase estacionaria. La fase móvil transporta una muestra líquida a través de la columna hasta el detector y los compuestos o analitos se separan debido a los distintos grados de interacción con la fase estacionaria. El detector mide los analitos después de la elución de la columna, y un sistema de datos de cromatografía (CDS) traduce la señal que se ha detectado. Los datos traducidos del análisis mediante HPLC se presentan en un cromatograma, donde el eje X es una medida del tiempo y el eje Y mide una señal específica generada por el detector [179]. Entre los elementos importantes a considerar en el HPLC se consideran los siguientes:

- ❖ **Analito:** compuesto(s) de interés para la detección mediante análisis de HPLC.
- ❖ **Fase móvil:** fase en movimiento compuesta por disolventes o eluyentes que fluyen desde que se introducen hasta que finaliza la detección.

- ❖ **Fase estacionaria:** fase fija en la que se produce la separación física de los analitos.
- ❖ **Caudal:** rapidez a la que fluye la fase móvil con respecto al tiempo.
- ❖ **Tiempo de retención:** tiempo entre la inyección de las muestras y la señal de picos máxima del analito en un cromatograma.
- ❖ **Eficacia:** expresada como el número de platos teóricos, una medida clave para cuantificar la eficacia de una separación.
- ❖ **Resolución:** capacidad para distinguir entre picos y el principal aspecto que tener en cuenta en cualquier separación.
- ❖ **Selectividad:** capacidad para separar dos analitos.
- ❖ **Volumen de vacío:** todo el volumen de una columna que no está ocupado por la fase estacionaria.
- ❖ **Límite de detección:** cantidad más pequeña de un analito que se puede detectar de forma fiable.
- ❖ **Límite de cuantificación:** cantidad mínima o máxima de un analito que se puede cuantificar de forma fiable.

B.9.1 Factores que afectan a las separaciones en el HPLC

Hay muchos factores que influyen en las separaciones mediante HPLC, como la composición de la fase móvil, la composición química de la fase estacionaria o la temperatura. La separación solo se realiza correctamente si los analitos tienen afinidades diferentes por la fase estacionaria, por lo que es crucial seleccionar la fase estacionaria adecuada para los compuestos. Estos son los principales factores que influyen en el proceso general de separación [179]:

- ❖ Propiedades fisicoquímicas del analito, como el tamaño, la carga, la polaridad y la volatilidad.
- ❖ Propiedades fisicoquímicas de la fase estacionaria, como la polaridad, la carga y la viscosidad.
- ❖ Propiedades fisicoquímicas de la fase móvil y su interacción con el analito y las fases estacionarias.

B.9.2 Técnicas de HPLC

Dado el infinito número de compuestos y la diversidad estructural de los analitos potenciales, la HPLC no suele ser una solución estándar para todos los procedimientos. Desde las separaciones a nanoescala hasta las separaciones preparativas, es por ello por lo que se enlistan los tipos de técnicas de HPLC más comunes:

- ❖ Cromatografía de líquidos de alto rendimiento.
- ❖ Cromatografía de líquidos de rendimiento ultra-alto.
- ❖ Cromatografía de líquidos y espectrometría de masas (LC-MS).
- ❖ Cromatografía de líquidos de bajo caudal.
- ❖ Cromatografía de líquidos preparativa.
- ❖ Cromatografía de líquidos bidimensional, entre otras.

Una de las técnicas aquí enlistadas de importancia para este trabajo es la LC-MS. La LC-MS utiliza un espectrómetro de masas en lugar de un detector óptico tradicional como los detectores UV-VIS. Con este método se mide la relación entre masa y carga de analito en lugar de sus propiedades ópticas [106]. Con esta técnica se detectaron los intermediarios de reacción de la degradación de AMX, PAR y KET en agua sintética de HD.

Apéndice C

C 1. Modelos matemáticos empleados en la simulación del sistema de tratamiento con el software GPS-X

La Tabla AB2 describe los modelos matemáticos relacionados con cada uno de los procesos de tratamiento de aguas residuales provenientes de HD. Empezando por el modelo de precipitación de Chemeq, utilizado en la parte de EC. El modelo de eliminación de P solo está disponible en la biblioteca CNP. El modelo se basa en la estequiometría de la precipitación química del fósforo soluble; está configurado para simular la adición de cuatro sustancias químicas posibles: alumbre, compuestos férricos, compuestos ferrosos y otros compuestos metálicos definidos por el usuario. El objeto de dosificación química en línea tiene dos modos de dosificación disponibles: dosificación basada en la masa y dosificación basada en la concentración. Al utilizar la opción de dosificación basada en la masa, el usuario especifica un caudal másico constante de la sustancia química que se dosificará en la corriente, mientras que la dosificación basada en la concentración requiere que el usuario especifique la concentración de iones metálicos deseada por unidad de caudal de líquido que entra en el objeto. Aunque las reacciones estequiométricas sirven como base para el modelo de precipitación, la compleja composición química de las aguas residuales – incluyendo factores como el pH, la alcalinidad y la presencia de otros compuestos- implica que dicha relación representa únicamente la remoción máxima teórica de fósforo, alcanzable solo cuando se aplica una sobredosis considerable del reactivo

químico. En la práctica, se logra una remoción significativamente menor porque no todas las sustancias químicas añadidas están disponibles para la adición de fósforo. Sin embargo, la fracción disponible, y por lo tanto la dosis requerida, debe estimarse o calibrarse de un sitio a otro y especificarse en el modelo. Con una gran sobredosis de iones metálicos en las aguas residuales, la mayor parte del fósforo se eliminaría; sin embargo, aún habría trazas de fósforo. Para modelar este fenómeno, se incorporó una función de saturación en el modelo. La cantidad de fósforo eliminado (o componentes orgánicos solubles, si y ss, que flocularían) se convierte en una función de la concentración de fósforo (o concentración de componentes orgánicos solubles). La eliminación estequiométrica solo se alcanza cuando la concentración de fósforo es alta (con respecto al coeficiente de semisaturación), de esta manera, la eliminación es menor que la cantidad estequiométrica máxima cuando la concentración de fósforo es baja (con respecto al coeficiente de semisaturación).

La sedimentación es uno de los procesos unitarios más importantes en las plantas de lodos activados. La unidad de sedimentación ya sea un sedimentador primario, un clarificador secundario o un espesador de lodos, proporciona dos funciones: clarificación y espesamiento. Los sedimentadores primarios y los espesadores de lodos están diseñados y operados para aprovechar el proceso de espesamiento, mientras que los clarificadores secundarios están diseñados y operados para aprovechar el proceso de clarificación. En GPS-X, los modelos de sedimentación son cero (puntuales) o unidimensionales (sufijo 1d), y reactivos (mantis, asm1...) o no reactivos (simples). Por lo tanto, están disponibles los siguientes modelos: Cero-dimensionales, no reactivos: puntuales; Unidimensionales, no reactivos: simple1d; Unidimensionales, reactivos: mantis, asm1, asm2d, asm3, newgeneral. En los modelos reactivos, se incluyen las reacciones biológicas y los nombres de los modelos están asociados con los modelos de crecimiento suspendido correspondientes. Los modelos se basan en el concepto de flujo de sólidos: se realiza un balance de masa alrededor de cada capa, lo que permite simular el perfil de sólidos a lo largo de la columna de sedimentación, tanto en condiciones estacionarias como dinámicas. Estos modelos se basan en el análisis tradicional de flujo de sólidos, pero el flujo de sólidos en una capa específica está limitado por la capacidad de la capa adyacente. El flujo de sólidos debido al movimiento del líquido se calcula directamente multiplicando

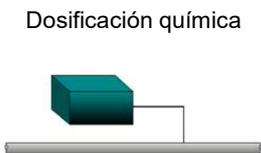
la concentración de sólidos por la velocidad del líquido, que aumenta o disminuye según su posición con respecto a la capa de alimentación. El flujo de sólidos debido a la sedimentación se especifica mediante una función de sedimentación exponencial doble, aplicable tanto a la sedimentación impedida como a la sedimentación por floculante. Esta es una función de sedimentación, descrita por Takács *et al.* [166,167].

El proceso unitario de oxidación avanzada se encuentra en el panel de Tratamiento Terciario de la tabla de procesos unitarios. El modelo es un modelo empírico para modelar la eliminación de DQO soluble de aguas residuales mediante agentes oxidantes como ozono, peróxido de hidrógeno, etc. La dosis de oxidante especificada por el usuario y el factor de efectividad del oxidante se utilizan para oxidar compuestos orgánicos solubles como DQO inerte soluble, DQO coloidal, DQO fácilmente biodegradable, DQO de ácido acético, DQO de ácido propiónico y DQO de metanol. Las fracciones de nitrógeno y fósforo asociadas con la DQO inerte soluble se hidrolizan, lo que aumenta la concentración de ortofósforo y la concentración de nitrógeno amoniacal. La entrada para la máxima eficiencia de eliminación de DQO se utiliza para controlar la DQO residual en el efluente con sobredosis química. El caudal de afluente y la dosis química se utilizan para estimar la masa de producto químico necesaria para el tratamiento.

El modelo avanzado de energía de bombeo de GPS-X permite al usuario estimar dinámicamente la altura y la eficiencia de la bomba en condiciones de caudal variable mediante las curvas características de la bomba. En este modelo se implementan dos modelos de bomba: 1) modelo de bomba de velocidad fija, y 2) modelo de bomba de velocidad variable. El modelo de bomba requiere la definición de una curva del sistema de bombeo. En el modelo GPS-X, se utiliza la ecuación mencionada en la Tabla AB2.

Tabla C1. Descripción de los procesos y modelos matemáticos utilizados en la simulación con GPS-X para el tratamiento de aguas residuales de HD [98].

Proceso	Modelo	Ecuación de velocidad
Dosificación química	Metaladd	<p>-Ecuación de balance de masa para la concentración de Me(OH)₃</p> $X_{\text{me(oh)}3,0} = X_{\text{me(oh)}3,\text{in}} + a * P_{\text{me}} - b * X_{\text{mepo4,formed}}$ <p>Ecuación de balance de masa para la concentración de fósforo soluble</p> $S_{p,o} = S_{p,\text{in}} + c * X_{\text{mepo4,formed}}$
		<p>-Ecuación de balance de masa para la concentración MePO₄</p> $X_{\text{mepo4,o}} = X_{\text{mepo4,in}} + X_{\text{mepo4,formed}}$ <p>-La ecuación que describe la relación entre el ion metálico, el ion fosfato y el producto de solubilidad es la siguiente:</p> $\frac{X_{\text{me(oh)}3,0}}{a} * S_{p,o} * \alpha = k_{sp}$ <p>Donde:</p> <p>$X_{\text{me(oh)}3,0}$ = concentración de hidróxido metálico en la salida, gMe·m⁻³</p> <p>$X_{\text{me(oh)}3,\text{in}}$ = concentración de hidróxido metálico en la entrada, gMe·m⁻³</p> <p>P_{me} = dosis de metal, gMe·m⁻³</p> <p>a = factor de conversión de estequiometría, gMe(OH)₃·g⁻¹Me</p> <p>$X_{\text{mepo4,formed}}$ = concentración del precipitado formado, gMePO₄·m⁻³</p> <p>b = factor de conversión de estequiometría, gMe(OH)₃·g⁻¹MePO₄</p>



c = factor de conversión de estequiometría, $\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}\text{MePO}_4$

α = factor de disociación para estimar PO_4^{3-} a partir de la concentración total de ortofosfatos.

-La ecuación para la dosis de metal por unidad ss eliminada se puede expresar de la siguiente manera:

$$F = F_{max} * e^{-k_0 C} + F_{min}$$

F = metal consumido por unidad de componente soluble a concentración de componente soluble C , $\text{gMe}\cdot\text{g}^{-1}$ de componente.

C = concentración del componente soluble, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

F_{max} = consume máximo de metal por unidad de componente soluble, $\text{gMe}\cdot\text{g}^{-1}$ de componente

F_{min} = consume mínimo de metal por unidad de componente soluble, gMe/g de componente

k_a = factor de afinidad, $\text{m}^3\cdot\text{g}^{-1}$

$$P_{me} = \frac{F_{max}}{k_a} * [e^{-k_a S_0} - e^{-k_a S_{in}}] + F_{min} * (S_{in} - S_0)$$

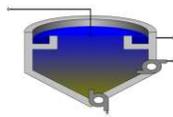
Donde:

P_{me} = dosis de metal, $\text{gMe}\cdot\text{m}^{-3}$

S_{in} = concentración de componente soluble en el influente, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

S_0 = concentración de componente soluble en el efluente, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

Sedimentador Lamelar



Unidimensional
(Simple 1d)

$$v_{sj} = v_{max} e^{-r_{hin} \cdot X_j} - v_{max} e^{-r_{floc} \cdot X_j}$$

Donde:

v_{sj} = la velocidad de sedimentación en la capa j ($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$)

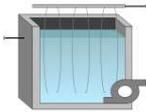
v_{max} = la velocidad máxima de asentamiento de Vesilind ($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$)

R_{hin} = parámetro de sentamiento de la zona impedida ($m^3 \cdot g^{-1} \cdot SST$)

R_{floc} = parámetro de sedimentación de la zona floculante ($m^3 \cdot g^{-1} \cdot SST$)

$X_j^o = X_j - X_{min}$, donde X_{min} es la concentración mínima alcanzable de sólidos suspendidos, X_j es la concentración de sólidos suspendidos en la capa j.

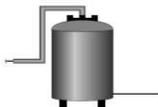
Filtro de membranas



Empiric

En este modelo de volumen cero, las variables de estado soluble no se ven afectadas, pero los sólidos se dividen en una de dos corrientes según un factor de separación de sólidos definido por el usuario. El caudal se puede bombear desde cualquiera de las tuberías de conexión del efluente y la diferencia entre el caudal bombeado y el caudal del afluente se desvía a la otra conexión. Las concentraciones de sólidos en las dos corrientes de efluente se calculan mediante un balance de masa basado en los caudales y el factor de separación.

POA



Empirical

El modelo empírico contiene una serie de ecuaciones empíricas que pueden configurarse para cambiar el valor de DBO, NTK y los SS entre el punto de conexión de entrada y el punto de conexión de salida.

-Una variable independiente (sólidos), con regresión proporcional

$$X_{out} = 0.4 * X_{in}$$

-Dos variables independientes (caudal y concentración), con regresión lineal

$$X_{out} = 10 + (0.1 * X_{in}) + (0.001 * Q_{in})$$

-Modelo de bomba de velocidad fija

$$h_{sys} = h_{static} + h_{dynamic}$$

$$h_{dynamic} = K * Q^2$$

Donde:

h_{static} = Modelo de bomba de velocidad fija, m

$h_{dynamic}$ = cabeza dinámica estática, m

K = coeficiente de pérdida de carga dinámica

Q = caudal en el sistema

-Modelo de bomba de velocidad variable

$$P_{hydraulic} = \rho g Q H$$

$$P_{shaft} = \frac{P_{hydraulic}}{\eta_{pump}}$$

$$P_{motor} = \frac{P_{shaft}}{\eta_{motor}}$$

$$P_{input} = \frac{P_{motor}}{\eta_{VFD}}$$

Donde:

P = fuerza, W

ρ = densidad del agua, $kg \cdot m^{-3}$

g = aceleración de la gravedad, $m \cdot s^{-2}$

Q = caudal, $m^3 \cdot d$

H = carga total, m

η_{pump} = eficiencia hidráulica de la bomba

η_{motor} = eficiencia del motor

η_{VFD} = VFD (variador de frecuencia) eficiencia



Simple